Editores

Adelaide Almeida
Cristina Bernardes
Eduarda Pereira
Fátima Lopes Alves
Henrique Queiroga
João Miguel Dias
João Serôdio
Newton Gomes
Nuno Vaz

Livro de Actas

Aveiro 2 a 4 Maio 2011

ACTAS DAS JORNADAS DA RIA DE AVEIRO 2011

AVEIRO, 2 a 4 de MAIO DE 2011

Editado por

Adelaide Almeida, Cristina Bernardes, Eduarda Pereira, Fátima Lopes Alves, Henrique Queiroga

João Miguel Dias, João Serôdio, Newton C.M. Gomes e Nuno Vaz

Centro de Estudos do Ambiente e do Mar

Universidade de Aveiro

Jornadas da Ria de Aveiro 2011

Comissão Organizadora

Adelaide Almeida
Cristina Bernardes
Eduarda Pereira
Fátima Lopes Alves
Henrique Queiroga
João Miguel Dias
João Serôdio
Newton Gomes
Nuno Vaz

Comissão Científica

Adelaide Almeida
Amadeu Soares
Ana Lillebo
Armando Duarte
Artur da Rosa Pires
Carlos Coelho
Carlos Costa
Carlos Vale
Casimiro Pio
Cristina Bernardes
Eduarda Pereira
Elisabete Figueiredo
Fátima Alves
Fernanda Alcântara
Filomena Martins
Henrique Queiroga
João Carlos Marques
João Miguel Dias
João Serôdio
Luís Arroja
Luis Menezes Pinheiro
Maria José Costa
Newton Gomes
Nuno Vaz
Pedro Pombo
Peter Roebeling

ISBN: 978-972-789-337-9

Depósito Legal nº 326554/11

Maio de 2011

Impressão e acabamento:
Tipografia Minerva Central, Lda.

Edição: Universidade de Aveiro, CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar
Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro
cesam@dao.ua.pt
www.cesam.ua.pt

Como citar:
Almeida, A., Alves, F.L., Bernardes, C., Dias, J.M., Gomes, N.C.M., Pereira, E., Queiroga, H., Serôdio, J. e Vaz, N. (Eds.), 2011. Actas das Jornadas da Ria de Aveiro 2011. Universidade de Aveiro, CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar. Aveiro. 373 pp.

Design da capa: Tânia Pires

Todos os autores são responsáveis pelo conteúdo dos seus artigos. A Universidade de Aveiro não pode ser responsabilizado por qualquer opinião ou declaração dos autores.

ÍNDICE

PREFÁCIO…….....V

ORDENAMENTO E GESTÃO

Cartografia de Zonamento Geotécnico Digital em Formato SIG para a Região de Aveiro
C.R. Lemos, L.M. Ferreira Gomes, J. Hespanha e L.M. Pinheiro……1-8

Desafios Metodológicos para o Planeamento e Ordenamento na Ria de Aveiro
L.P. Sousa, J.V. Silva e F.L. Alves…….9-16

Evolução Recente da Barreira Arenosa de Aveiro
C. Bernardes e P. Baptista…….17-22

O Planeamento do Lazer Ciclável na Ria de Aveiro: Projecto CICLORIA
J.C. Mota, J. Carvalho e G. Ribeiro……..23-29

Simulação da Evolução das Condições Hidromorfológicas da Barra da Ria de Aveiro e Respectivos Impactes nos Prismas de Maré
A. Silva e P. Leitão……...30-36

Modelo de Governação para os Planos de Ordenamento de Estuário: caso de estudo da Ria de Aveiro
T.M. Carvalho e T. Fidélis……37-46

SOCIOECONOMIA

Centro Empreendedor do Conhecimento Aquático – a Ria de Aveiro, dos Rios ao Oceano: Investigação, Monitorização, Formação e Divulgação
J.E. Rebelo……47-52

Desempenho Ambiental de Estabelecimentos Piscícolas: O Caso da Ria de Aveiro
A. Freire……53-59

***Diopatra neapolitana*, Importância Sócio-económica e Sustentabilidade das Capturas, no Canal de Mira, Ria de Aveiro**
F. Freitas, T. Cunha, A. Hall e H. Queiroga…….60-66

Estudo da Evolução do Valor Económico dos Ecossistemas Aplicado à Ria de Aveiro
J.V. Silva, Z. S. Mustricu, L. Sousa, F. L. Alves……..67-74

***Nunca mais voltas ao Cais?* Percepções Sociais e Políticas sobre os Cais da Ria de Aveiro**
F. Martins; E. Figueiredo, H. Albuquerque e M. Robaina.....75-82

Perdas nos Valores dos Ecossistemas Devido à Erosão Costeira na Região da Ria de Aveiro: uma Avaliação Histórica
P.C. Roebeling, F.L. Alves, C.D. Coelho, M. Gonçalves e J. Rocha……...83-87

Variabilidade Espacial e Temporal da Qualidade da Água e de Zooplâncton Numa Salina Artesanal
N. Vieira e A. Bio…….88-96

CIÊNCIA E TECNOLOGIA

A Importância da Contaminação Histórica por Mercúrio na Ria de Aveiro – Possíveis Efeitos do Consumo de Bivalves

C. L. Mieiro, I. Ahmad, I. Mohomood, A. Anjum, J.P. Coelho, M. Pacheco, M.A. Santos, A.C. Duarte e M.E. Pereira…….97-101

Acumulação de Mercúrio ao Longo da Vida em *Liza aurata* de Dois Sistemas Costeiros com Diferente Historial de Contaminação

S. Tavares, H. Oliveira, J.P. Coelho, M.E. Pereira A.C. Duarte e M.A. Pardal……...102-109

Acumulação e Distribuição de Mercúrio em Peixes da Ria de Aveiro

C. L. Mieiro, J.P. Coelho, M. Pacheco, A.C. Duarte e M.E. Pereira……110-114

Alterações Hidrodinâmicas na Ria de Aveiro – Cenários Futuros

A. Picado, C.L. Lopes e J.M. Dias……115-122

Alterações na Hidrodinâmica da Ria de Aveiro Induzidas pela Construção de uma Marina no Canal de Mira

L. Vaz e J.M. Dias……123-130

Bioacumulação de Mercúrio em Diversos Níveis Tróficos da Ria de Aveiro

J.P. Coelho, A.C. Duarte, M.E. Pereira e M.A. Pardal…….131-140

Caracterização Sinóptica dos Gradientes Ambientais na Ria de Aveiro. Parte I: Salinidade e Temperatura

J. M. Dias, M. Rodrigues, S. Leandro, F. Morgado, A. Oliveira e H. Queiroga……..141-150

Caracterização Sinóptica dos Gradientes nos Canais da Ria de Aveiro. Parte II: Oxigénio, Clorofila e Zonação Ecológica

M. Rodrigues, J.M. Dias, S. Leandro, F. Morgado, A. Cunha, A. Almeida, A. Oliveira e H. Queiroga.…151-158

Circulação Residual, Transporte Lagrangiano e Distribuição de Sedimentos na Ria de Aveiro

J.F. Lopes e J.M. Dias……...159-168

Dinâmica da Maré na Ria de Aveiro

J.M. Dias, I.B. Araújo e A. Picado……...169-177

Dinâmica Termohalina do Canal do Espinheiro (Ria de Aveiro)

N. Vaz, M. Sousa, P. C. Leitão e J. M. Dias…….178-186

Evolução Morfodinâmica da Embocadura da Ria de Aveiro

S. Plecha, C.L. Lopes, P.A. Silva, A. Oliveira e J.M. Dias……..187-196

Foraminíferos Bentónicos da Ria de Aveiro, Bioindicadores de Poluição

V. Martins, C. Ferreira, J.M. Dias, P. Silva e F. Rocha……197-204

Impacto do Virioplâncton sobre a Comunidade Bacteriana da Ria de Aveiro

A. Almeida, A. Cunha, N.C.M. Gomes, L. Santos, C. Mendes, C. Pereira……..205-213

Isolamento e Caracterização de Bactérias Produtoras de Biossurfactantes da Ria de Aveiro

P.M. Domingues, A. Louvado, F.J.R.C. Coelho, A.L. Santos, N.C.M. Gomes, A. Almeida e A. Cunha...214-218

Metais e Compostos Orgânicos em Sedimentos – 25 Anos de Monitorização na Ria de Aveiro (1985–2009)

C. Palma, M. Valença, C. Rocha, A. Oliveira e I. Cruz……...219-227

Mercúrio na Ria de Aveiro: Que futuro?

S.N. Abreu, A.C.M. Rodrigues, R.M.A.L Santos, H.M.C.S Vieira, J.R. Gadelha, A.J.A. Nogueira, F. Morgado e A.M.V.M. Soares……..228-232

Mobilidade, Acumulação e Transformação de Mercúrio em Sapais

M. Valega, E. Pereira, M.A. Pardal e A.C Duarte……233-237

Modelação Numérica da Pluma Estuarina da Ria de Aveiro: Estudo Preliminar

R. Mendes, N. Vaz e J.M. Dias…….238-247

Modelação Ecológica do Ecossistema Planctónico da Ria de Aveiro

M. Rodrigues, A. Oliveira, H. Queiroga, V. Brotas, A.B. Fortunato, Y.J. Zhang……248-257

Monitorização do Estado Trófico da Ria de Aveiro no Intervalo Temporal entre 2000 e 2004: Implicações na Evolução da Qualidade da Água

E. Pereira, C.B. Lopes e A.C. Duarte……..258-264

Monitorização da Qualidade Ambiental das Águas da Ria de Aveiro (1985 – 2009)

C. Borges, M. Valença, C. Palma e I. Cruz……..265-273

Muros das Marinhas de Sal da Ria de Aveiro – Solução Tradicional vs Novas Soluções

S. Costa, D.M. Carlos, M. Pereira, C. Coelho, M. Pinho-Lopes……..274-281

O Legado de Mercúrio na Ria de Aveiro: uma herança pesada!

S.N. Abreu, A.M.V.M. Soares, A.J.A. Nogueira, F. Morgado…….282-286

Os Peixes da Ria de Aveiro: Um Século de Conhecimento sobre Diversidade, Comportamento Ecotrófico e Recursos de Pesca

J.E. Rebelo e C. Macaringue…….287-294

Padrões de Variação da Actividade Enzimática Extracelular Bacteriana na Ria de Aveiro

F.J.R.C. Coelho, A.L. Santos, V. Oliveira, L. Santos, N.C.M. Gomes, A. Almeida e Â. Cunha…….295-301

População Invernante de Águia-sapeira (*Circus aeruginosus*) no Baixo Vouga Lagunar - Ria de Aveiro

F. Leão……..302-305

População Nidificante de Cegonha-branca C*iconia ciconia* na Ria de Aveiro (1988/2009)

L. Rocha e F. Leão……306-309

Previsão em Tempo Real da Circulação na Ria de Aveiro

A. Oliveira, M. Rodrigues, A. B. Fortunato, G. Jesus, N.A. Ribeiro, G. Dodet e J.M. Dias……...310-315

Variação da Abundância e Produtividade Bacteriana na Ria de Aveiro Durante um Período de Dez Anos (1996-2007)

L. Santos, N.C.M. Gomes, A. Cunha e A. Almeida…….316-320

Produtividade Primária das Zonas Intertidais da Ria de Aveiro: Fotossíntese, Fotoprotecção e Fotoinibição do Microfitobentos

J. Serôdio, S. Vieira e S. Cruz……...321-326

Prolongamento do Molhe Norte: Modelação de Alterações Hidrodinâmicas Induzidas na Ria de Aveiro

S. Mariano e J. M. Dias…….327-333

Ria de Aveiro: Uma Visão dos Processos Ambientais, Ecológicos e Socioeconómicos

A.I. Lillebø, H. Queiroga, J.M. Dias, F.L. Alves e D.F.R. Cleary……...334-339

Terapia Fágica como Alternativa de Baixo Impacto Ambiental para Inactivar Bactérias Patogénicas em Pisciculturas.

C. Pereira, Y.J. Silva, N.C.M. Gomes, Â. Cunha e A. Almeida……340-348

Terapia Fotodinâmica Antimicrobiana como Alternativa aos Antibióticos para Inactivar Bactérias Patogénicas em Águas de Piscicultura

E. Alves, C. Arrojado, C. Pereira, C.M.B. Carvalho, M.A.F. Faustino, J.P. C. Tomé, M.G.P. M. S. Neves, A.C. Tomé, J.A.S. Cavaleiro, Â. Cunha, N.C.M. Gomes e A. Almeida……...349-355

Transporte e Distribuição de Mercúrio entre a Ria de Aveiro e o Oceano Atlântico

P. Pato, J.M. Dias, M.E. Pereira e A.C. Duarte…….356-363

Modelização dos Padrões Ecológicos na Base da Cadeia Trófica na Ria de Aveiro

J.F. Lopes, M.A. Almeida, A. Cunha……...364-373

PREFÁCIO

O presente volume reúne algumas das contribuições apresentadas nas Jornadas da Ria de Aveiro 2011, as quais tiveram lugar na Universidade de Aveiro de 2 a 4 de Maio de 2011.

As Jornadas foram organizadas em torno dos temas Ciência e Tecnologia, Socioeconomia, e Ordenamento e Gestão. Tiveram como objectivo promover a interacção e a troca de ideias entre cientistas e decisores políticos e administrativos do território. Pretendeu-se, por um lado, que as Jornadas apresentassem os principais avanços técnicos e científicos que se têm verificado nos últimos anos relativamente ao ecossistema da Ria de Aveiro e aos seus recursos. Pretendeu-se, também, que as Jornadas identificassem lacunas no conhecimento necessário para a implementação das várias políticas, planos e programas de ordenamento e de conservação que se aplicam ao território da Ria de Aveiro, os quais pressupõem um apoio à decisão baseado num forte conhecimento científico e tecnológico.

As Jornadas tiveram a participação de mais de uma centena de cientistas e técnicos que apresentaram 54 comunicações orais e 37 painéis. Neste volume de Actas apresenta-se 49 destas comunicações, distribuídas pelos três temas das Jornadas. De forma a fornecer uma estrutura adicional e a facilitar a consulta por um leitor interessado, as comunicações foram organizadas alfabeticamente pelo título dentro de cada um dos temas das Jornadas reflectindo as preocupações reconhecidas e as metodologias utilizadas pelos cientistas e técnicos interessados no estudo, conservação e gestão da Ria de Aveiro. Julgamos que este volume de Actas constituirá um importante referencial de informação técnica e científica de apoio à decisão política e administrativa.

Para além das sessões científicas foram ainda realizadas outras actividades, dirigidas à população em geral, que visavam contribuir para uma discussão pública de temas relevantes para a gestão da Ria de Aveiro, bem como para a sensibilização para os problemas de conservação ambiental da região. Assim, foram realizados dois *workshops*, "Gestão da actividade cinegética na Ria de Aveiro" e "Aquacultura, marisqueio e pesca recreativa na Ria de Aveiro: desafios para a próxima década", que contaram com a presença de vários representantes de entidades oficiais e associações. Foi ainda promovido um concurso, designado "A Ria de Aveiro", dirigido aos alunos do 12º Ano do ensino secundário das escolas públicas e privadas da região de Aveiro, no âmbito da disciplina Área de Projecto. No total, mais de 200 participantes estiveram envolvidos nas diversas actividades das Jornadas.

As Jornadas da Ria de Aveiro 2011 foram organizadas pelo CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar da Universidade de Aveiro e contaram com o apoio dos Portos de Aveiro e da Figueira da Foz, da Associação de Produtores de Ovos Moles de Aveiro e da Fábrica – Centro de Ciência Viva. Os organizadores desejam agradecer aos membros da Comissão Científica das Jornadas o contributo prestado na avaliação dos resumos e manuscritos submetidos, bem como aos alunos e colaboradores que deram apoio ao secretariado e ao desenrolar das sessões. Agradecemos finalmente à Comissão de Honra pelo apoio institucional prestado ao evento.

Adelaide Almeida
Cristina Bernardes
Eduarda Pereira
Fátima Lopes Alves
Henrique Queiroga
João Miguel Dias
João Serôdio
Newton C. M. Gomes
Nuno Vaz

A Comissão Organizadora

Cartografia de Zonamento Geotécnico Digital em Formato SIG para a Região de Aveiro

C.R. Lemos [a], L.M. Ferreira Gomes [b], J. Hespanha [c] e L.M. Pinheiro [a]
[a] CESAM & Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro
{catarinalemos; lmp}@ua.pt
[b] Departamento de Engenharia Civil e Arquitectura, Universidade da Beira Interior, 6201-001 Covilhã
lmfg@ubi.pt
[c] Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Águeda, 3750-127 Águeda
jphespanha@ua.pt

SUMÁRIO

Com o objectivo de disponibilizar a Cartografia de Zonamento Geotécnico e de completar a Base de Dados Georeferenciada Geológica e Ambiental para apoio à gestão do Risco Ambiental em Aveiro, a *Cartografia de Zonamento Geotécnico da área urbana e suburbana de Aveiro* produzida por Ferreira Gomes em 1992, foi convertida para formato digital e inserida numa base de dados SIG. Esta cartografia inclui três níveis de informação - unidades geotécnicas, zonas geotécnicas e janelas - que foram reproduzidos na base de dados como *Feature Classes* de polígonos, linhas, pontos e anotações. A gestão dos atributos e da simbologia adoptada, assim como a verificação de topologia foram feitas com base nos mapas originais. Facilitando o acesso a esta informação, disponível para consulta pública no portal SMIGA, contribui-se para uma ocupação do território com menor empirismo e para uma maior consciência da vulnerabilidade das infraestruturas, através da definição das zonas com piores características geotécnicas e ainda as que apresentam maior susceptibilidade à liquefacção, fenómeno consequente de sismos em solos equigranulares e saturados. As vantagens da digitalização desta cartografia, estão não só relacionadas com o formato SIG, que permite a visualização das cartas individuais de forma integrada e torna mais fácil a pormenorização e actualização da informação cartográfica existente, mas também por tornar possível a elaboração de outras cartografias temáticas, sendo um exemplo da importância da digitalização e disseminação da informação de base científica, face às exigências tecnológicas do século XXI.

PALAVRAS CHAVE: *Sistemas de Informação Geográfica, Zonamento Geotécnico, Susceptibilidade à Liquefacção, Aveiro*

INTRODUÇÃO

O uso do solo nas diferentes actividades humanas é um dos principais exemplos da inevitável interacção entre o Homem e o ambiente (SARSBY, 2000). O solo assume-se como espaço funcional vocacionado para diferentes usos, quer seja habitacional, industrial ou paisagístico. É necessário entender as características dos solos, em que assumem especial relevância os aspectos geotécnicos (FERREIRA GOMES e MENDES, 1996), e assim promover a consciencialização das populações, autoridades, e empresas, por forma a diminuir os riscos, relacionados com a localização das infraestruturas, como o de deslizamentos de terrenos e o de liquefacção (SARSBY, 2000).

Uma carta geotécnica é um documento síntese que apresenta a delimitação de um conjunto de zonas que apresentam uma resposta semelhante a um mesmo tipo de solicitação mecânica e inclui três níveis de informação: a) mapa topográfico; b) mapa geotécnico / litogénico; c) mapa de zonamento geotécnico. As características de cada zona são definidas com base nos seguintes factores: características do solo, das rochas e a sua distribuição espacial; aspectos hidrológicos e geomorfológicos; fenómenos geodinâmicos associados (FERREIRA GOMES e MENDES, 1996; FERREIRA GOMES *et al*., 2001).

A primeira tentativa de representar cartograficamente condições geotécnicas, aplicáveis ao planeamento regional e urbano, aconteceu em 1913 na Exposição Técnica de Leipzig (COELHO, 1980). Desde então e até 1970, vários trabalhos foram sendo realizados, surgindo a necessidade de definir uma normalização para as cartas geotécnicas. Aquando do 1º Congresso da Associação Internacional da Geologia de Engenharia, em 1976, foi publicado o "*Engineering Geological Maps. A Guide to their preparation*" (UNESCO/IAEG), que esteve na origem de um significativo progresso neste tipo de cartografia temática.

Em Portugal, o primeiro projecto surge em 1962 com a produção da Carta Geotécnica da Cidade de Lisboa (LNEC,1962 *in* COELHO,1980), tendo, a partir dessa data, vindo a ser desenvolvidos vários projectos institucionais e trabalhos de índole académica com o objectivo de produzir cartas geotécnicas que abrangem já várias localidades de Norte a Sul do país (COELHO, 1980; FERREIRA GOMES, 1992; PINA e JEREMIAS, 2010).

Não obstante a qualidade da cartografia geotécnica produzida, verifica-se que grande parte da informação disponível, sobretudo para o território nacional, existe apenas em formato de papel. Tal facto, para além de dificultar a disseminação de informação, devido ao número normalmente reduzido de exemplares, promove ainda uma mais rápida deterioração desta (apenas existente em papel) e impede a sua actualização periódica. Neste sentido, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) têm vindo a adquirir cada vez maior importância nas mais diversas especialidades, incluindo a Geotecnia, que têm vindo a reconhecer as vantagens inerentes à utilização dos SIG (PINA e JEREMIAS, 2010). Esta poderosa tecnologia, permite a integração de informação geotécnica em bases de dados estruturadas resultando na fácil consulta desta informação georreferenciada, com possibilidade de actualização permanente.

Para a região de Aveiro existe alguma informação geotécnica (CASTRO, 1980; CASTRO, 1989; FERREIRA GOMES, 1992; FERREIRA GOMES e LADEIRA, 2003), sendo de destaque o *Zonamento Geotécnico da Área Urbana e Suburbana de Aveiro*, produzido no âmbito da Tese de Doutoramento de Ferreira Gomes (1992), onde

para além de ser apresentada a Cartografia de Zonamento Geotécnico para uma área de cerca de 250Km^2, está também disponível uma avaliação da susceptibilidade à liquefacção.

No âmbito deste trabalho será feita uma descrição da Cartografia de Zonamento Geotécnico original, e ilustrada a metodologia SIG utilizada para a digitalização da mesma, incluindo formatos de dados utilizados e simbologia. Com base nas potencialidades dos SIG será ainda produzida a Cartografia de Susceptibilidade à Liquefacção, assim como modelos 3D das cartografias temáticas produzidas.

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo abrange parte dos Municípios de Aveiro e Ílhavo, Distrito de Aveiro (Portugal), correspondendo a uma área de aproximadamente 160km^2 (Figura 1). Com um relevo muito baixo e aplanado, inclui o centro urbano da cidade de Aveiro e parte da Ria de Aveiro, uma laguna de águas pouco profundas que interage com o Oceano Atlântico através de uma abertura artificial (Barra de Aveiro) e separada deste oceano por um extenso cordão dunar.

É uma região intensamente populada, registando um aumento anual médio de população superior a 10% (ISS, 2005). É servida por várias vias de comunicação, que incluem uma densa rede rodoviária e a linha ferroviária do Norte, e pelo Porto de Aveiro, que se situa na parte Norte da área de estudo. Local em intenso desenvolvimento urbano, devido ao atractivo académico, industrial, turístico e desportivo, Aveiro constata a construção de mais de 700 alojamentos por ano (SOUSA *et al*., 2001).

Do ponto de vista geológico, a região situa-se na Orla Meso-Cenozóica Ocidental. Os terrenos aflorantes incluem os depósitos de praias antigas e de terraços fluviais do Plio-Plistocénico e ainda unidades geológicas do Cretácico Superior, entre as quais os Arenitos e Argilas de Aveiro (TEIXEIRA e ZBYSZEWSKI, 1976).

Algumas destas unidades terão resultado da acumulação de sedimentos desde há cinco séculos, quando na região actual existia apenas um grande estuário aberto ao mar (Abecassis, 1961).

METODOLOGIA

A produção da Cartografia de Zonamento Geotécnico Digital (CZGDigital) para a região de Aveiro iniciou-se com a análise da *Cartografia de Zonamento Geotécnico da área urbana e suburbana de Aveiro* produzida por Ferreira Gomes (1992). Posteriormente , as informações geológicas-geotécnicas existentes na cartografia original – zonas geotécnicas, unidades geotécnicas, janelas –, e os elementos inerentes à base cartográfica, foram vectorizados e integrados numa base de dados estruturada em Sistema de Informação Geográfica (SIG). A simbologia definida para a CZGDigital procurou ser o mais aproximada possível da cartografia original com o objectivo de manter a coerência das ilustrações em papel e digital.

Cartografia de Zonamento Geotécnico Original

A CZGDigital do Município de Aveiro tem por base a *Cartografia de Zonamento Geotécnico da zona urbana e sub-urbana de Aveiro* (Ferreira Gomes, 1992) disponível apenas em papel. Esta cartografia original será designada neste trabalho como CZG.

O trabalho de Ferreira Gomes (1992) é constituído por dois volumes. O primeiro inclui o corpo da Tese de Doutoramento que descreve os métodos de trabalho e os resultados obtidos, e o segundo, o anexo cartográfico, apresenta vários elementos, entre os quais oito cartas de zonamento geotécnico (1/10000) para as zonas de Aveiro, Barra, Costa Nova, Ílhavo, Cacia, Eixo, Oliveirinha e Póvoa do Paço, projectadas sobre as cartas da Direcção Geral de Serviços de Urbanização de 1979, à escala 1/10000.

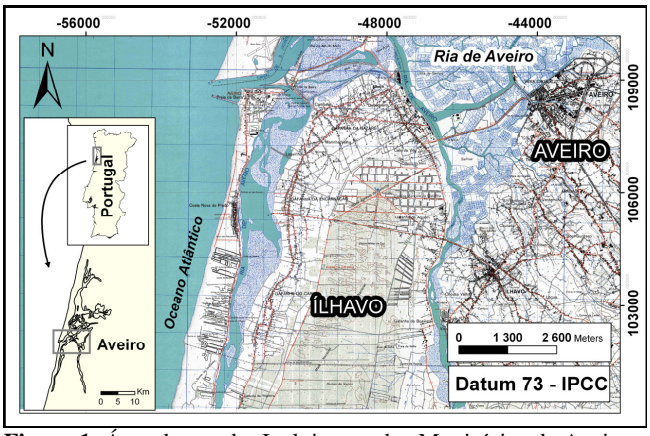


Figura 1: Área de estudo. Inclui parte dos Municípios de Aveiro e Ílhavo e da Ria de Aveiro. A figura do canto inferior esquerdo localiza geograficamente a área de interesse.

As cartas de zonamento geotécnico que cobrem o centro urbano da cidade de Aveiro e as zonas da Barra e Costa Nova (originalmente designadas por Aveiro, Barra, Costa Nova e Ílhavo) foram reproduzidas através da sua digitalização e inserção num sistema SIG. Estas áreas foram escolhidas por corresponderem a zonas que sofrem de grande ocupação humana.

Na CZG vários elementos estão representados: zonas geotécnicas, unidades geotécnicas, janelas e base cartográfica. As zonas geotécnicas estão identificadas com letras de A a H e são diferenciadas por cores distintas, de acordo com a favorabilidade à ocupação urbana. As unidades geotécnicas são representadas por distintas simbologias de fundo e são definidas com base no critério litogenético. Uma zona geotécnica pode incluir várias unidades, ou até uma unidade integrar várias zonas geotécnicas.

A base cartográfica inclui não só as curvas de nível e rede de drenagem, como ainda a malha urbana e rede viária da região. As janelas são o elemento pontual que permite dar uma visão tridimensional das formações abaixo da superfície, uma vez que, num pequeno quadrado, identifica qual a zona geotécnica (pela cor), respectiva unidade subjacente (pela sigla da unidade geotécnica) e a cota a que esta se encontra (numericamente).

Base de Dados Georeferenciada

A CZGDigital para a região de Aveiro foi produzida tendo como suporte a Base de Dados Georeferenciada Geológica e Ambiental desenvolvida por Lemos (2008) e preparada em colaboração com a Câmara Municipal de Aveiro, para apoio à gestão do Risco Ambiental na região.

Com recurso às potencialidades do *ArcView 9.2* (ArcGIS *Desktop,* ESRI *Software*), toda informação geológica-geotécnica original foi vectorizada e organizada na *Geodatabase* "CartadeRisco" (Figura 2).

Como todos os sistemas de informação geográfica, o ArcGIS tem um modelo bem definido para trabalhar dados – a *Geodatabase*. Esta, implementa uma sofisticada lógica de gestão de informação que, entre outros aspectos, constrói relações entre tipos de dados como topologias e efectua a validação dos dados. A

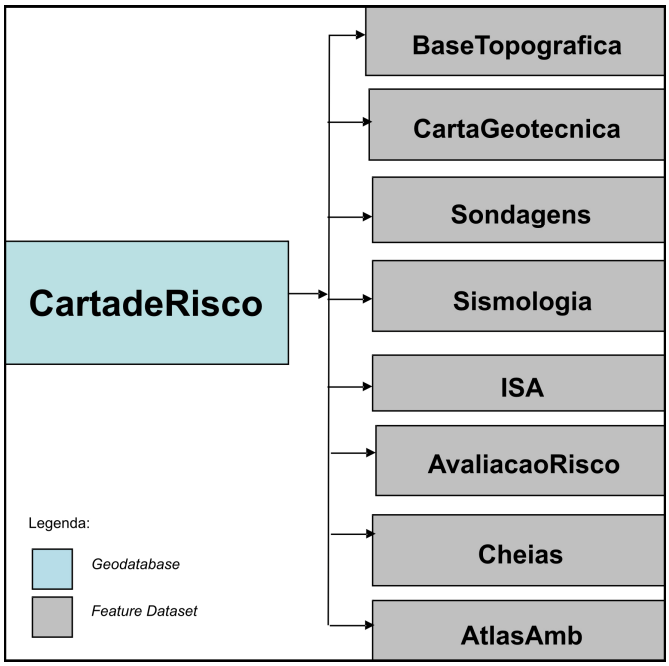


Figura 2: Design da Geodatabase "CartadeRisco" (a azul), constituída por oito Feature Datasets (a cinzento). Cada Feature Dataset inclui elementos menores, as Feature Classes.

"CartadeRisco" encontra-se organizada em *Feature Datasets* (Figura 2). *Feature Dataset* é um elemento organizacional definido por ter uma única referência espacial compartilhada por todos os seus elementos menores, *Feature Classes.* Estes são representações conceptuais que incluem pontos, linhas, áreas ou anotações e às quais se associam atributos que podem ser pré-definidos, quando existem de forma intrínseca a cada ficheiro, ou ainda definidos pelo utilizador.

Não obstante o facto de que o actual *Datum* recomendado para Portugal é o sistema de referência europeu ETRS89 com os parâmetros de projecção PTTM06 para Portugal, a base de dados desenvolvida utiliza o *Datum* português "Datum 73" (também designado de "Hayford-Gauss-Melriça"). Este foi considerado o *Datum* mais adequado para o trabalho em questão e para a região em estudo, uma vez que, para além de permitir a uniformização com os dados cedidos pela Câmara Municipal de Aveiro, permite evitar as distorções associadas às transformações geodéticas de alguns sistemas de coordenadas (e.g. o sistema UTM).

A Base de Dados Georeferenciada Geológica e Ambiental desenvolvida (Lemos, 2008) inclui diversos tipos de informações entre as quais vias rodoviárias, infraestruturas humanas, aspectos geológicos, altimetria da região, registos históricos de catástrofes ambientais, cartografia de cheias, entre outros. A "CartadeRisco" integra um total de oito *Feature Datasets* e cinquenta e três *Feature Classes* (vinte e seis destas incluídas na *Feature Dataset* "CartaGeotecnica").

Cartografia de Zonamento Geotécnico Digital

A produção da CZGDigital envolveu diferentes etapas interligadas entre si e com relações de precedência umas relativamente às outras. A maior parte das tarefas foram realizadas com recurso ao *software* ArcGIS, com auxílio de um projecto *ArcMap* designado "Geotecnia_xxxx" e várias *Feature Classes* com a terminação "_xxxx", em que *xxxx* corresponde à zona da CZG em estudo: Aveiro, Barra, Costa Nova ou Ílhavo.

A primeira das tarefas foi a conversão analógico-digital desta informação. Para tal, foram feitos os *scans* da CZG original em papel e as imagens foram georeferenciadas, uma vez que imediatamente depois do *scanning*, a imagem *raster* não tem nenhum sistema de coordenadas associado. Seguidamente, o processo passa pela vectorização dos vários elementos existentes na cartografia temática em estudo (limites das várias unidades e zona geotécnicas, anotações existentes e janelas).

Para vectorização das áreas correspondentes às unidades e zonas geotécnicas existentes na CZG foram definidos os limites dos vários elementos (linhas) e posteriormente feita a conversão dos limites para polígonos (áreas), com recurso à ferramenta *Feature to Polygon*, do *software* ArcGIS. O resultado foi a *Feature Class* "Zonamento_Geotecnico_xxxx", onde se apresentam já os polígonos finais.

Para finalizar a *Feature Class* "Zonamento_Geotecnico_xxxx" foi necessário proceder à correcção dos erros topológicos. A topologia diz respeito à estrutura de relacionamento espacial (vizinhança, proximidade, pertinência e continuidade entre *Features*) que se pode estabelecer entre objectos georeferenciados (SALAMUNI & STELLFELD, 2001). A análise dos erros topológicos, entre as entidades geográficas georeferenciadas, passa pela criação de um ficheiro, no qual se definem as regras topológicas que não devem ser quebradas pelas relações espaciais entre os elementos vectoriais. Os ficheiros de saída designaram-se "Topologia_xxxx" e foram definidos com a tolerância como 1m e com as regras topológicas *"must not have gaps"* e *"must not overlap"*. Posteriormente, refez-se a análise da Topologia com uma precisão de 0.2m, criando ficheiros "Topologia_xxxx_detalhe".

Nas *Feature Classes "*Anotacao_xxxx" são identificados os nomes das localidades, cursos de água e pontos de interesse da região. As referências ao título e referência do mapa, e a sua escala numérica ficaram definidas em Anot_titulo_xxxx. As *Feature Classes "*Janelas_xxxx" representam os pontos para os quais há informação sobre as unidades subjacentes.

Depois de criadas as *Feature Classes* é necessário manipular os seus atributos, para que a informação possa ser correctamente representada (Tabela 3). A cada um dos polígonos da *Feature Class* Zonamento_Geotecnico_xxxx deve corresponder a informação relativa à unidade e à zona geotécnica. Neste sentido, foram criados dois atributos: "Unidade_Geotecnica" (tipo texto; length =1, uma vez que as zonas geotécnicas são definidas por uma letra de A a H) e "Zona_Geotecnica" (tipo texto; length =2, uma vez que a designação simplificada de cada unidade tem quase sempre duas letras).As *Feature Classes* Janelas_xxxx têm, para além dos atributos predefinidos, três atributos extraordinários definidos pelo operador que são: a) Zona_Sub; b) Unidade_Sub; c) Profundidade_Sub.

Depois de vectorizadas as quatro zonas em estudo da CZG, foi criado uma *Feature Class* única, representativa de toda a área de estudo e designada "Zonamento_Geotecnico_Av_Il_CN_Ba". Esta etapa envolveu as seguintes tarefas: 1) União das quatro *Feature Classes* correspondentes a cada zona da CZG, através da ferramenta *merge* do *software* ArcGIS; 2) Verificação da topologia da *Feature Class* criada.

Simbologia da Cartografia de Zonamento Geotécnico Digital

Com o objectivo de que a CZGDigital fosse o mais coerente possível com a cartografia publicada por Ferreira Gomes (1992), a simbologia definida baseia-se na que existe na CZG.

Como referido anteriormente, as zonas geotécnicas estão classificadas com 8 cores diferentes e são definidas com letras de A a H (FERREIRA GOMES, 1992), reflectindo as características dos

Tabela 1: *Feature Classes* e Objectos de Topologia existentes na *Feature Dataset* "CartaGeotecnica". Para cada um destes é indicada a designação utilizada, a informação contida, o tipo de *Feature Class*, os atributos definidos pelo utilizador e algumas observações. A simbologia xxxx, corresponde ao nome da zona da CZG em estudo (Aveiro, Barra, Costa Nova ou Ílhavo).

Designação da *Feature Class*	Informação contida na *Feature Class*	Tipo de *Feature Class*	Atributos definidos pelo utilizador	Observações
Anot_titulo_xxxx	Referência ao título, escala numérica e referência do mapa.	*Annotation*	Apenas atributos pré-definidos	---
Anotacao_xxxx	Referência aos nomes das localidades, cursos de água e/ou pontos de interesse.	*Annotation*	Apenas atributos pré-definidos	---
Janelas_xxxx	Referência à informação sobre as unidades subjacentes	*Point Features*	Zona_Sub; Unidade_Sub; Profundidade_Sub; UTM_X; UTM_Y	---
Limite_Geotecnia_xxxx	Limite as várias unidades geotécnicas, através de um conjunto de linhas.	*Line Features*	Apenas atributos pré-definidos	---
Zonamento_Geotecnico_xxxx	Define as áreas correspondentes a cada uma das unidades geotécnicas.	*Polygon Features*	Unidade_Geotecnica; Zona_Geotecnica; Susc_Liquefaccao	---
Topologia_xxxx	Verifica erros topológicos na *Feature Class* Zonamento_Geotecnico_xxxx.	*Topology*	Apenas atributos pré-definidos	Tolerância = 1 m
Topologia_xxxx_detalhe	Verifica erros topológicos na *Feature Class* Zonamento_Geotecnico_xxxx.	*Topology*	Apenas atributos pré-definidos	Tolerância = 0,2 m

diferentes tipos de zonas geotécnicas. Na CZGDigital são utilizadas as mesmas cores da simbologia da CZG, contudo as designações atribuídas a cada cor foram reorganizadas com vista à sua melhor compreensão. Há 3 cores de base fundamentais:

a) Verde (zona A) – corresponde a áreas do território com melhores características geotécnicas e portanto favoráveis à ocupação urbana;

b) Vermelho (zona H) – corresponde a áreas com piores características geotécnicas, associadas a zonas de instabilidade devido a apresentarem essencialmente capacidade de carga muito baixa, elevados assentamentos e ainda serem zonas inundáveis;

c) Amarelo (zona D) – corresponde a áreas do território com características intermédias entre as situações (a) e (b).

Outras cores foram utilizadas, mas com tons intermédios em relação às três cores de base, orientando para a maior ou menor favorabilidade, de acordo com a sua aproximação às cores anteriores. As zonas B e C são ainda esverdeadas mas menos favoráveis à ocupação urbana que a zona C. A Zona E, de cor laranjada, apresenta menor favorabilidade que a zona D. Por fim, as zonas F e G de cores rosa-avermelhado, apresentam situações de favorabilidade não tão agravada quanto a zona H, por terem boa capacidade de carga e não apresentarem problemas de cheias, mas ainda assim, apresentam declives significativos com elevado potencial de rotura de taludes, quedas de blocos e erosão.

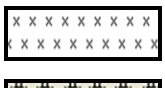
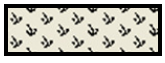
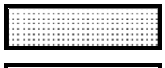
A simbologia utilizada para a CZGDigital utiliza as mesmas cores da CZG.

A simbologia adoptada para as unidades geotécnicas relaciona-se essencialmente com a litologia do solo aflorante, tendo por base a simbologia geotécnica utilizada em trabalhos deste âmbito. Os padrões utilizados na identificação das diferentes unidades geotécnicas fazem parte da biblioteca do software ArcGIS e são o mais aproximado possível da simbologia utilizada na cartografia original (Tabela 2).

As áreas da CZGDigital simbolizadas a azul liso e a branco com padrão diagonal riscado (e.g. São Jacinto) identificam, respectivamente, as regiões cobertas por água e aquelas para as quais não há dados de natureza geotécnica disponíveis.

Na cartografia apresentada, as janelas são representadas por um ícone quadrado, sem legenda, por questões de escala. As nformações referentes à zona geotécnica, unidade geotécnica e a cota das formações subjacentes estão disponíveis para consulta da CZGDigital.

Tabela 2: Simbologia do *software* ArcGIS utilizada para as Unidades Geotécnicas representadas na CZGDigital

Unidades Geotécnicas	Simbologia utilizada
Aterros (At)	
Aluviões Fluviais (Af)	
Complexo Aluvionar Lodoso (CAL)	
Areias de praia (Ap)	
Areias dunares (Ad)	
Terraços de Praias Antigas (Q)	
"Argilas de Aveiro"(CA)	
Complexo Argilo-Arenoso (CE)	

RESULTADOS

Com recurso à informação existente na Base de Dados Georeferenciada Geológica e Ambiental e às potencialidades do *software* ArcGIS foi possível produzir duas cartografias temáticas em formato SIG - Cartografia de Zonamento Geotécnico Digital (CZGDigital) e Cartografia de Susceptibilidade à Liquefacção Digital -, para além de visualizações 3D dos dados compilados.

Cartografia de Zonamento Geotécnico Digital

De acordo com os objectivos propostos para este trabalho, ilustra-se a CZGDigital, em modelo 3D (Figura 3) e em carta (Figura 4).

A CZGDigital (Figura 4) está disponível para consulta gratuita ao público no Portal SMIGA da Câmara Municipal de Aveiro, no *website*: www2.cm-aveiro.pt/SMIGA/sig-cartografiaGeotecnica, acompanhada de informações detalhadas sobre cada uma das unidades e zonas geotécnicas visualizadas.

O modelo tridimensional foi definido tendo por base os dados de altimetria do Município de Aveiro (LEMOS, 2008), cedidos pela Câmara Municipal de Aveiro. Dada a limitação geográfica dos dados utilizados, a CZGDigital está disponível em formato tridimensional apenas para a área pertencente ao Município de Aveiro.

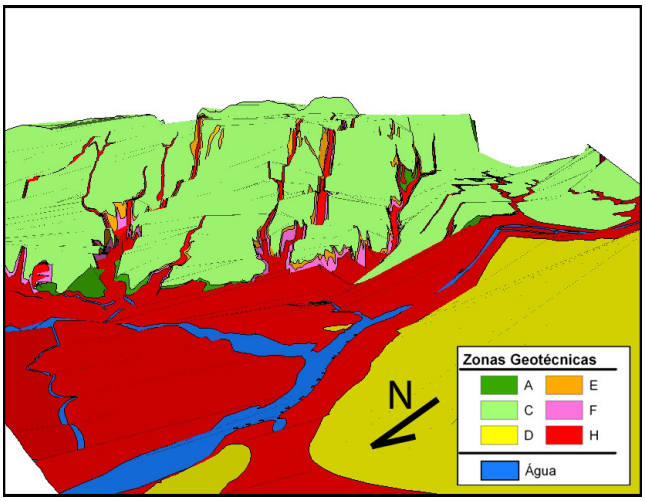


Figura 3: Ilustração da CZGDigital tridimensional produzida para o Município de Aveiro. O modelo 3D da CZGDigital teve por base a CZGDigital desenvolvida no âmbito deste trabalho e o modelo 3D para o Muncípio de Aveiro (LEMOS, 2008). As cores indicam as zonas geotécnicas**.**

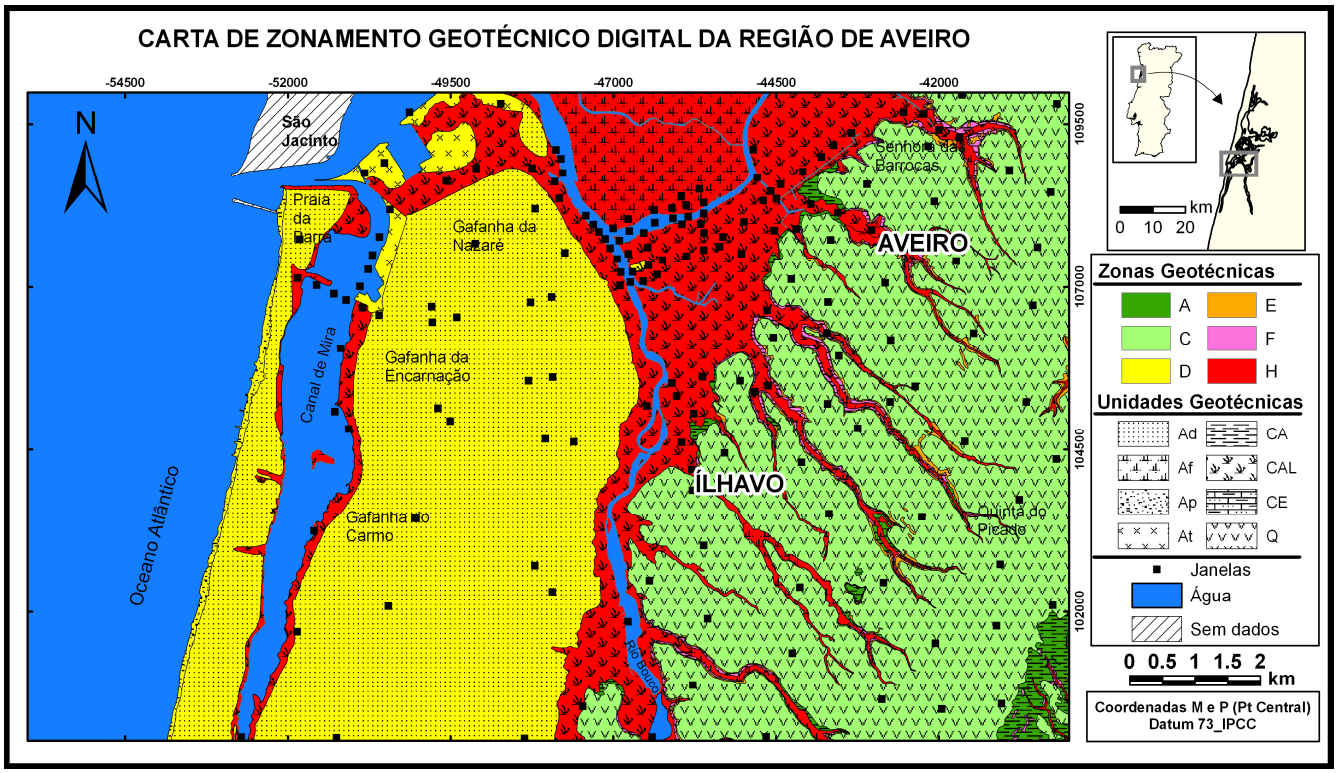


Figura 4: Ilustração da Cartografia de Zonamento Geotécnico Digital para a zona de Aveiro (zonas de Aveiro, Barra, Costa Nova e Ílhavo, da CZG) desenvolvida no âmbito deste trabalho, utilizando a Base de Dados Georeferenciada Geológica e Ambiental. As cores (correspondentes às letras letras A, C, D, E, F e H) reflectem as características das zonas geotécnicas (a verde, as zonas favoráveis ao planeamento urbano e suburbano da região de Aveiro, e a vermelho as zonas associadas a zonas de inundações e instabilidade). As simbologias de fundo identificam as unidades geotécnicas: At – Aterros; Af - Aluviões Fluviais; Ap - Areias de praia; Ad - Areias dunares; Q - Terraços de Praias Antigas; CA - "Argilas de Aveiro"; CE - Complexo Argilo-Arenoso.Os símbolos quadrados a negro identificam as janelas.

Cartografia de Susceptibilidade à Liquefacção Digital

A partir da CZGDigital foi ainda possível produzir a Cartografia de Susceptibilidade à Liquefacção Digital (Figura 5). Esta cartografia representa a primeira cartografia temática deste tipo para a região.

De uma forma simples, a liquefacção consiste na passagem, de um solo granular, de um estado sólido para um estado liquefeito (ZEGHAL e EL SHAMY, 2008) e resulta em danos severos. O potencial das unidades geotécnicas da região em estudo liquefazerem foi efectuado por Ferreira Gomes (1992) e é expresso de uma forma qualitativa (6 classes definidas entre susceptibilidade nula e elevada). Foram consideradas as características geotécnicas do terrenos e ainda as acções potenciais a impor por um sismo de acordo com a magnitude máxima que já ocorreu na região de Aveiro (Ferreira Gomes, 1992).

Para cada uma das unidades geotécnicas, e tendo por base a susceptibilidade à liquefacção definida por Ferreira Gomes (1992) foram identificadas as classificações máximas atribuídas a cada unidade geotécnica (Tabela 3). Este parâmetro será designado de Susceptibilidade à Liquefacção e foi acrescentado como atributo à *Feature Class* Zonamento_Geotecnico_xxxx (Tabela 1).

Na Cartografia de Susceptibilidade à Liquefacção Digital, a Susceptibilidade à Liquefacção foi representada utilizando uma escala de cores entre o verde e o vermelho, como ilustrado na Figura 5. As zonas com susceptibilidade nula foram classificadas com a cor azul.

Tabela 3: Susceptibilidade à Liquefacção para as unidades geotécnicas da área em estudo.

Unidades Geotécnicas	Susceptibilidade à Liquefacção
Aterros (At)	Alta
Aluviões Fluviais (Af)	Fraca
Complexo Aluvionar Lodoso (CAL)	Elevada
Areias de praia (Ap)	Moderada
Areias dunares (Ad)	Muito fraca
Terraços de Praias Antigas (Q)	Nula
"Argilas de Aveiro"(CA)	Nula
Complexo Argilo-Arenoso (CE)	Nula

DISCUSSÃO DE RESULTADOS

A CZGDigital ilustra seis zonas e oito unidades geotécnicas na área de estudo. É possível distinguir três cores dominantes, que correspondem às zonas geotécnicas C, D e H, revelando que as características geotécnicas desta região são bastante variáveis.

A zona H, que corresponde às áreas com piores características geotécnicas do ponto de vista da ocupação urbana, ocorre na sua

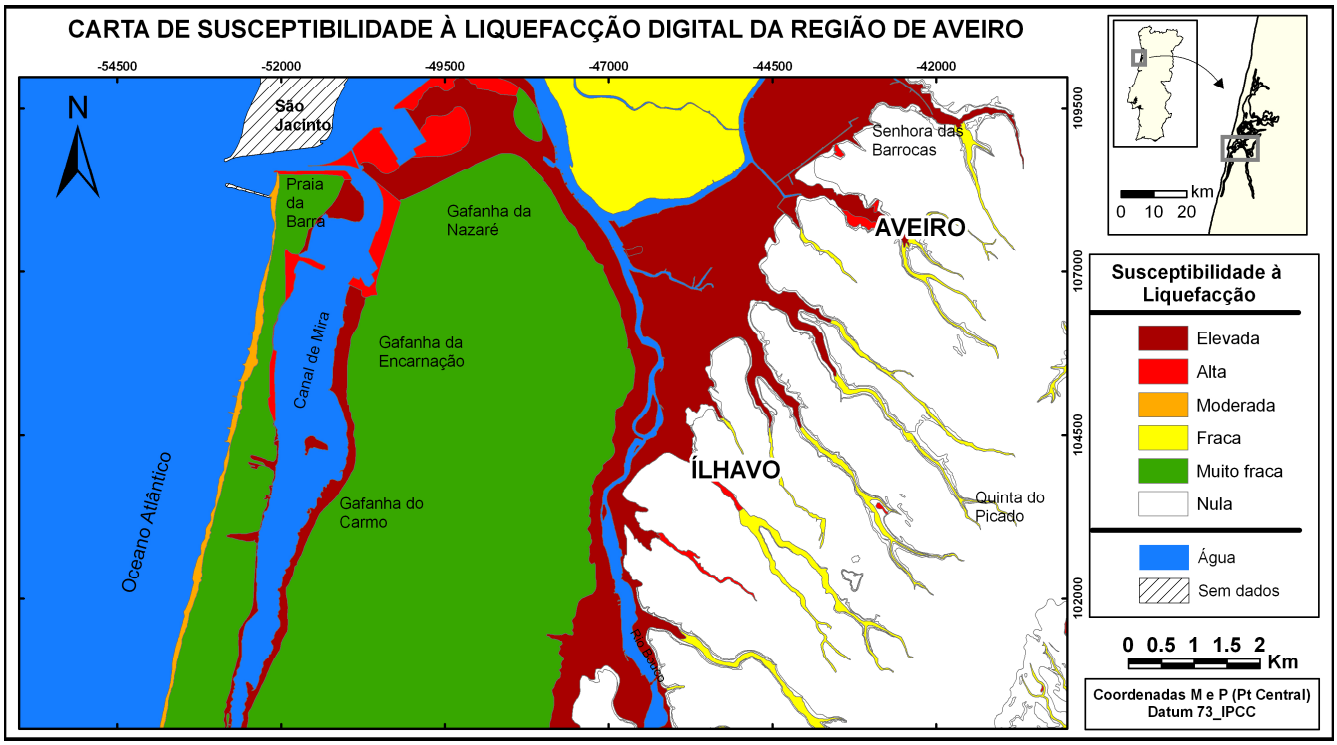


Figura 5: Ilustração da Cartografia de Susceptibilidade à Liquefacção Digital desenvolvida no âmbito deste trabalho, utilizando a Base de Dados Georeferenciada Geológica e Ambiental. A classificação atribuída reflecte a Susceptibilidade à Liquefacção para cada uma das unidades geotécnicas da região em estudo (valores utilizados correspondem aos valores máximos da classificação de Ferreira Gomes (1992)). A classificação é feita de acordo com uma escala de cores em que vermelho identifica as unidades com maior susceptibilidade à liquefacção, e o branco é utilizado para situações em que a susceptibilidade é nula.

maioria em terrenos pertencentes ao Município de Aveiro e associada à unidades geotécnicas: Aluviões Fluviais e Complexo Aluvionar Lodoso. Por outro lado, a zona F ocorre essencialmente no Município de Ílhavo e associada às unidades geotécnicas: Areias Dunares, Areias de Praia e Aterros.

A zona C diz respeito a uma das áreas do território com melhores características geotécnicas. A cor verde que a representa, aparece associada à unidade geotécnica Terraços de Praias Antigas, e ocorre no lado SE da área de estudo, onde se localiza também a zona urbanizada do Município de Aveiro (Figura 3 e Figura 5).

Na Cartografia de Susceptibilidade à Liquefacção Digital é possível verificar que cinco das unidades geotécnicas existentes na área de estudo apresentam susceptibilidade à liquefacção: Aterros, Aluviões Fluviais, Complexo Aluvionar Lodoso, Areias de Praia e Areias Dunares. Todas estas regiões são essencialmente de natureza arenosa, e deste modo apresentam as características litológicas mais favoráveis a este fenómeno, devido ao seu carácter equigranular. Salienta-se que os lodos do Complexo Aluvionar Lodoso fazem parte dos terrenos susceptíveis à liquefacção, o que à partida não era esperado por serem solos coesivos. Ferreira Gomes (1992) inclui-os neste grupo por ocorrerem na região com teores em água naturais superiores ao seu Limite de Liquidez, o que explica o seu comportamento do tipo líquido quando são remexidos ou vibrados, ou mesmo quando são escavados.

As áreas da região de Aveiro com maior susceptibilidade à liquefacção dos solos ocorrem sobretudo nas freguesias de Gafanha do Carmo, Gafanha da Encarnação e Gafanha da Nazaré, no caso do Município de Ílhavo, e nas freguesias do Município de Aveiro adjacentes à Ria de Aveiro: Esgueira, Glória e Vera Cruz (Figura 5).

CONCLUSÕES

A Cartografia de Zonamento Geotécnico Digital teve por base uma cartografia em papel existente para a região de Aveiro. Na sequência da digitalização da informação produziu-se um total de 26 *Feature Classes,* que foram incluídas na *Feature Dataset* "CartaGeotecnica" da *Geodatabase* "CartadeRisco"*,* entre as quais se incluem ficheiros de linha, de pontos, de polígonos, de anotações e de topologia, que foram integrados na base de dados em Sistema de Informação Geográfica (ArcGIS). A partir destes dados foi possível ainda produzir a Cartografia de Susceptibilidade à Liquefacção Digital, assim como modelos tridimensionais.

A partir das cartografias produzidas é possível concluir que a área de estudo apresenta um carácter variável do ponto de vista geotécnico e deste modo da favorabilidade à ocupação urbana. A região SE da área de estudo, que corresponde essencialmente à zona urbanizada do Município de Aveiro, é a que se mostra mais favorável à ocupação urbana, uma vez que é identificada, de forma geral, como uma das zonas com melhores características geotécnicas e apresenta susceptibilidade à liquefacção nula. Contudo é importante referir a existência de alguns paleocanais, nesta parte da área de estudo, que são identificados como tendo piores características geotécnicas, e onde a ocupação urbana é menos favorável.

As condições menos favoráveis para a ocupação urbana dizem respeito aos terrenos da unidade geotécnica Complexo Aluvionar Lodoso, onde a susceptibilidade à liquefacção é igualmente elevada. Estas condições ocorrem em parte das freguesias da Esgueira, Gafanha da Nazaré, Glória e Vera Cruz.

Ao disponibilizar esta informação espera-se contribuir para um acesso mais fácil às características geotécnicas da região de Aveiro, colaborando para a utilização do subsolo com menor empirismo, através de um planeamento racional e adequado às características geotécnicas de cada parcela de território. Com a digitalização da informação e disponibilização numa base de dados SIG surge também a possibilidade de actualizar as cartografias já existentes, ou ainda fornecer uma base para adicionais cartografias temáticas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Câmara Municipal de Aveiro, em especial ao Eng. Paulo Lemos, pela cedência dos dados de altimetria em formato digital.

LMFG agradece à unidade de investigação CVRM-Centro de GeoSistemas do Instituto Superior Técnico pelas facilidades concedidas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABECASSIS, C.K., 1961. *As formações lagunares e seus problemas de engenharia litoral (contribuição para um estudo sistemático)*. Lisboa, Portugal: Junta de Investigação do Ultramar, 174 p.

CASTRO, L.F.M., 1980. *Notícia Explicativa da Carta Litológico-Geotécnica do Concelho de Albergaria-a-Velha.* Lisboa, Portugal: Direcção Geral da Administração Autárquica, 16p.

CASTRO, L.F.M., 1989. *Notícia Explicativa da Carta Litológico-Geotécnica do Concelho de Oliveira de Azeméis*. Lisboa, Portugal: Direcção Geral da Administração Autárquica, 15p.

COELHO, A.G., 1980. A cartografia geotécnica no planeamento regional e urbano: Experiência de aplicação na região de Setúbal. Lisboa, Portugal: LNEC, Tese para Especialista, 157p.

FERREIRA GOMES, L.M., 1992. Zonamento Geotécnico da área Urbana e Suburbana de Aveiro. Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, Tese de Doutoramento, 531p.

GOMES, L.M.F. e LADEIRA, F.L., 2003. Contribuição para o Estudo Geotécnico da Zona Metropolitana de Aveiro. *In*: História de Aveiro - Sínteses e Perspectivas. Aveiro, Portugal:Câmara Municipal de Aveiro, pp 11-22.

SALAMUNI, E. & STELLFELD, M.C., 2001. Banco de Dados Geológicos Geo-referenciados da Bacia Sedimentar de Curitiba (PR) como base de Sistema de Informação Geográfica (SIG). *Boletim Paranaense de Geociências*, 49, pp 21-31.

Sousa,L.; Hespanha, P.; Eusébio, C.; Ribeiro, C.; Figueiredo,D.; Galante, H; Cerqueira, M.; Pires, S.; Teixeira, Z.; Rodrigues, S. e COSTA, T., 2001. *Horizontes Sociais, Edição nº4.* Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, 115p.

ISS, 2005. Tipificação das Situações de Exclusão em Portugal Continental. Lisboa,Portugal: *Instituto da Segurança Social, I.P., Área de Investigação e Conhecimento e da Rede Social*, 117p.

LEMOS, C. R., 2008. Base de Dados Geoambiental SIG para apoio à Gestão do Risco em Aveiro. Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, Tese de Mestrado, 189p.

MACEACHREN, A. M., 1994 *Some Truth with Maps: a primer on symbolization and design*. Washington, D.C.: Association of American Geographers, 129 p.

PINA, B. e JEREMIAS, F., 2010. Aplicação de um SIG à Informação Geológico-geotécnica obtida no reconhecimento do local do NAL-CTA. *Revista Electrónica de Ciências da Terra*, 22(8), 4p.

SARSBY, R., 2000. *Environmental geotechnics*. London:Thomas Telford Publishing, 584p.

TEIXEIRA, C. e ZBYSZEWSKI, G., 1976. Carta Geológica de Portugal na Escala de 1:50 000: Notícia Explicativa da Folha 16-A Aveiro. Lisboa, Portugal: Serviços Geológicos de Portugal, 39p.

ZEGHAL, M.e El Shamy, U., 2008. Liquefaction of saturated loose and cemented granular soils. *Powder Technology*, 184, 254-265.

ZEILER, M. 2010 *Modeling our World, Second Edition: The Guide to Geodatabase Concepts*. Redlands, CA: ESRI Press, 308p.

Desafios Metodológicos para o Planeamento e Ordenamento na Ria de Aveiro

L.P. Sousa [a], J.V. Silva [a] e F.L. Alves[a]
[a] CESAM, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro 3810-193, Portugal
{lisa, João.vasco, malves}@ua.pt

SUMÁRIO

Na sequência da aprovação da Lei da Água e assumindo a importância e complementaridade entre a gestão da água e o ordenamento do território, foram criados os Planos de Ordenamento dos Estuários, incorporados no sistema de gestão territorial como planos especiais de ordenamento do território. Estes Planos têm por objecto as águas de transição e uma faixa terrestre de protecção (largura máxima de 500m), e visam a protecção das suas águas, leitos e margens e dos ecossistemas associados, assim como a valorização ambiental, social, económica e cultural de toda a área de intervenção do plano. As excepcionais qualidades ambientais e paisagísticas de elevado valor científico, cultural, social e económico, fazem do Estuário do Vouga um espaço singular no contexto nacional e europeu. Embora seja uma área de especial interesse para a conservação da natureza, é um espaço onde se desenvolvem inúmeras actividades, às quais estão associadas pressões e conflitos no uso do território, que deverão ser dirimidas no processo de planeamento e ordenamento deste espaço. Este artigo pretende apresentar os actuais desafios metodológicos que se colocam à elaboração de um plano desta natureza no estuário do Vouga. São eles: i) a articulação entre as actividades; ii) a complexidade jurídica e territorial da área de intervenção; iii) a definição da área de intervenção do Plano; iv) a gestão partilhada no ordenamento e gestão; v) a coexistência de múltiplas dominialidades e um leque amplo de responsabilidades institucionais, que tornam a concertação de interesses e a geração de consensos objectivos difíceis de alcançar.

PALAVRAS CHAVE: *Ordenamento do Espaço Marítimo, Metodologias, Ria de Aveiro*

INTRODUÇÃO

O oceano e as zonas costeiras são de importância estratégica para a União Europeia, uma vez que representam um meio essencial de comunicação e transporte, uma fonte de alimentos, de fármacos, de energia e de recursos geológicos e genéticos. Para além do emprego associado, o mar e as zonas costeiras têm um papel essencial no bem estar e qualidade de vida da sociedade, quer através das actividades de desporto e de lazer, quer através dos serviços fundamentais que prestam como a regulação do clima, a retenção de dióxido de carbono e a produção de oxigénio, a reciclagem e armazenamento de poluentes (CCE, 2000; MDN, 2007).

Apesar do seu valor, os sistemas marinhos e costeiros e os serviços que prestam estão cada vez mais vulneráveis (AGARDY, 2010). No entanto, apesar da sua importância, o conhecimento acerca da estrutura e do funcionamento do ambiente marinho continua a ser espantosamente limitado. A sua compreensão e a previsibilidade do impacto humano nos seus ecossistemas são igualmente muito reduzidas (CCE, 2000).

O contínuo crescimento da população, as mudanças tecnológicas e as exigências dos consumidores, especialmente nos países mais ricos, têm contribuído para o considerável aumento da necessidade de alimento, energia e para a intensificação do comércio. Tem-se vindo a verificar, portanto, uma rápida expansão das actividades já existentes – como a pesca, os transportes marítimos, a dragagem e a exploração do petróleo – ao mesmo tempo que novos usos – incluindo o recreio, a extracção mineira e, mais recentemente a energia eólica *offshore* e a aquicultura marinha – começaram a reivindicar o seu próprio espaço no meio marinho (DOUVERE, 2008). Também a actual política comunitária contribui para uma intensa necessidade de espaço, devido ao interesse crescente em transformar os mares regionais em potências económicas, prevendo-se um crescimento das indústrias marinhas chave e de tecnologias inovadoras (SCHULTZ-ZEHDEN *et al.,* 2008). O aumento da necessidade de espaço torna a existência de conflitos cada vez mais provável, existindo, portanto, uma necessidade urgente de organizar as actividades humanas em determinados locais e com algumas limitações de tempo, de forma a minimizar os impactos negativos nas áreas ecologicamente valiosas do ecossistema marinho, e noutras actividades antropogénicas. Este objectivo pode ser alcançado através do ordenamento do espaço marítimo e marinho (CCE, 2008).

Tendo em conta a semelhança entre as pressões e impactos dos usos económicos e sociais e das actividades, tanto no espaço marítimo como no espaço marinho, o que os distingue é a escala de análise e a sua dimensão. Sendo assim, é apresentada uma metodologia que tem por base as experiências nacionais e internacionais de ordenamento do espaço marítimo aplicada à escala dos estuários, em particular ao Estuário do Vouga. Este artigo representa, portanto, um exercício de reflexão sobre aspectos metodológicos a considerar no ordenamento dos estuários.

CASO DE ESTUDO

Na sequência da aplicação da Directiva-Quadro da Água, em 2005, o governo português aprovou a Lei da Água (Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro). Consequentemente, e assumindo a importância e complementaridade entre a gestão da água e o ordenamento do território (MAOTDR, 2008), Portugal definiu o regime jurídico para os Planos de Ordenamento dos Estuários (POE) (Decreto-Lei n.º 129/2008, de 21 de Julho), incorporados no sistema de gestão territorial como planos especiais de ordenamento do território, que têm por objecto as águas de transição (respectivo leito e margens) e uma faixa terrestre de protecção com uma largura máxima de 500 metros. Estes planos visam proteger as suas águas, leitos e margens e os ecossistemas que as habitam, assim como valorizar social, económica e ambientalmente a orla terrestre envolvente. São objectivos gerais do POE: (i) proteger e valorizar as características ambientais do estuário, garantindo a utilização sustentável dos recursos hídricos, assim como dos valores naturais associados; (ii) assegurar a gestão integrada das águas de transição com as águas interiores e costeiras confinantes, bem como dos respectivos sedimentos; (iii) assegurar o funcionamento sustentável dos ecossistemas estuarinos; (iv) preservar e recuperar as espécies aquáticas e ribeirinhas protegidas ou ameaçadas e os respectivos habitats; e (v) garantir a articulação com os instrumentos de gestão territorial, planos e programas de interesse local, regional e nacional, aplicáveis à área de intervenção.

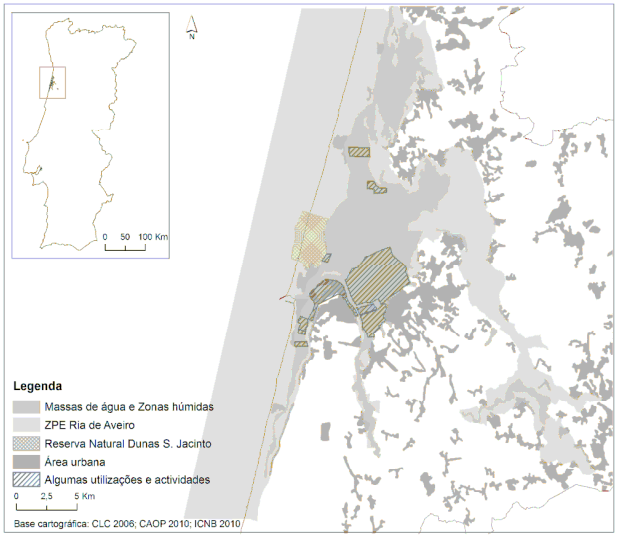
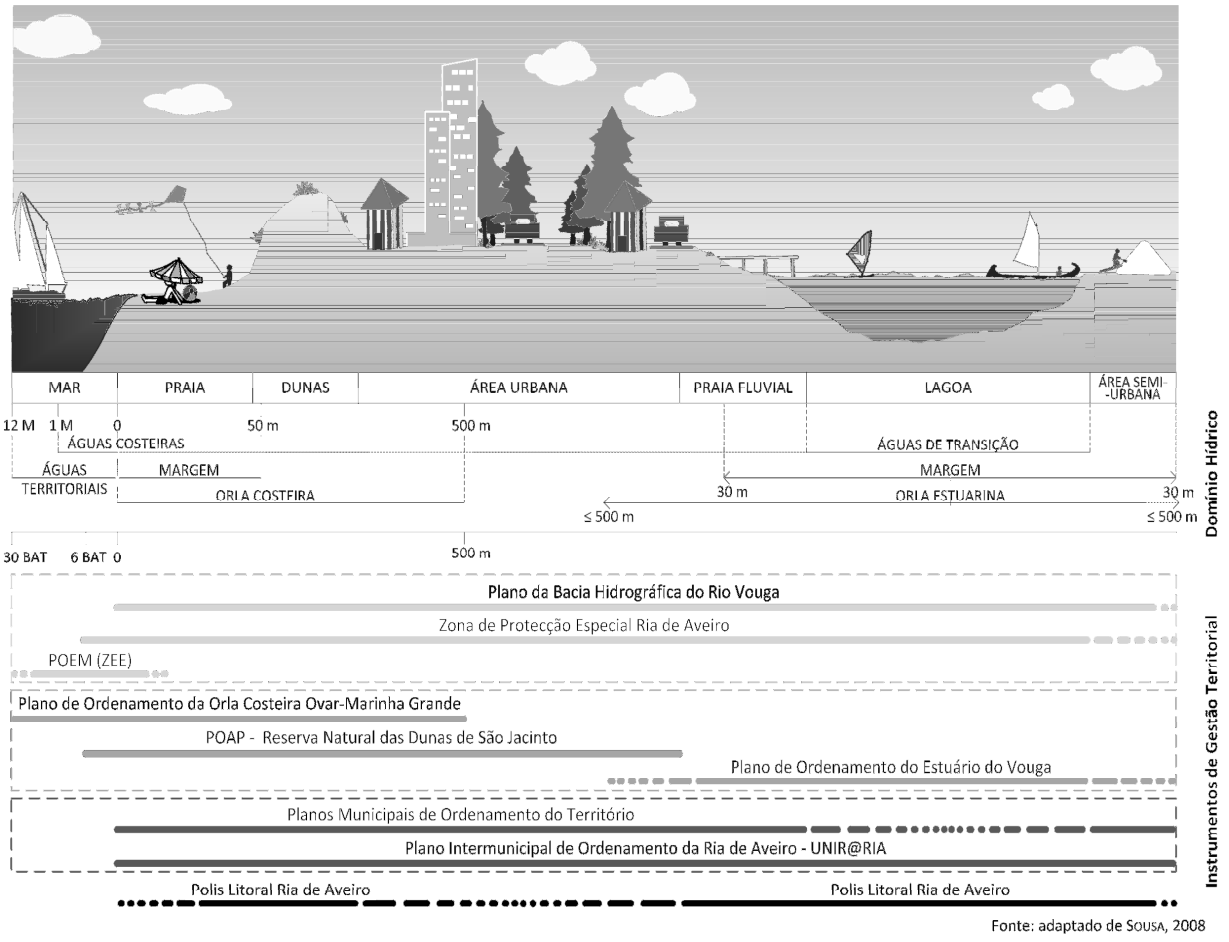


Figura 1: Áreas protegidas, urbanas e algumas actividades do Estuário do Vouga.

No que se refere à orla costeira, desde 1993 que Portugal possui, no seu regime jurídico, um instrumento de gestão territorial (os Planos de Ordenamento da Orla Costeira - POOC)



Fonte: adaptado de SOUSA, 2008

Figura 2: Instrumentos de gestão territorial, no litoral da Ria de Aveiro.

que define os seus condicionamentos, vocações e usos dominantes numa perspectiva de salvaguarda de ecossistemas fundamentais (MAOTDR, 2007). Os POOC têm como limite marítimo a batimétrica dos 30m e como limite terrestre 500m contados a partir da linha terrestre que limita a margem das águas do mar.

Quanto ao espaço marítimo, está em elaboração, desde 2008, o Plano de Ordenamento do Espaço Marítimo (POEM), um plano sectorial com o objectivo de gerir as actividades, utilizações e funções do espaço marítimo, actuais e potenciais, em estreita articulação com a gestão da zona costeira; garantir a utilização sustentável dos recursos, a sua preservação e recuperação, potenciando a utilização eficiente do espaço marítimo, no quadro de uma abordagem integrada e intersectorial (MAOT/INAG, 2011) (a sua área de intervenção inclui toda a Zona Económica Exclusiva (ZEE), o mar territorial e as águas costeiras até à linha de máxima preia-mar de águas vivas equinociais).

O POE vem, deste modo, complementar o ordenamento e gestão das massas de água de transição e preencher uma lacuna existente ao nível do ordenamento territorial.

As excepcionais qualidades ambientais e paisagísticas de elevado valor científico, cultural, social e económico, fazem do Estuário do Vouga (e laguna Ria de Aveiro) um espaço singular no contexto nacional e europeu. Embora seja uma área de especial interesse para a conservação, é um espaço bastante humanizado, onde se desenvolvem diversas actividades ligadas à exploração dos recursos naturais (Figura 1), pelo que se encontram associadas algumas pressões e conflitos, que poderão ser minimizadas com o ordenamento deste espaço.

Como se torna evidente, ao analisar a Figura 2, o território encontra-se sujeito a um conjunto de instrumentos de gestão territorial (IGT) e outros diplomas (de âmbito nacional, regional e local) que se aplicam à Ria de Aveiro e zona envolvente e cuja gestão e ordenamento se prevê complexa. Este esquema pretende sintetizar a complexidade jurídica e territorial da área de intervenção, sob a qual incidem vários instrumentos de planeamento e programas cujos objectivos se complementam, ainda que por vezes pareçam repetir-se. Demonstra-se, deste modo, a multiplicidade de políticas de gestão que se aplicam à Ria de Aveiro e zona envolvente, havendo, consequentemente, diversas condicionantes que obrigam à coordenação e cooperação com as várias entidades. A múltipla jurisdição, que se verifica, dificulta a gestão eficaz da Ria, transformando-a num espaço desintegrado a nível de responsabilidades e competências administrativas. Acrescem ainda os variados agentes económicos com interesses, directos ou indirectos, sobre a laguna (MULTIAVEIRO, 2007).

A criação dos Planos de Estuário coloca na agenda técnica a questão do ordenamento do espaço lagunar da Ria de Aveiro, sendo desta indissociável o enquadramento estratégico e legal, agora num nível local de intervenção. Este aspecto é de grande importância na abordagem metodológica de ordenamento territorial, à semelhança do que se efectua, habitualmente, para a parte terrestre e que, neste caso, se aplica também à área marinha.

METODOLOGIA

A metodologia de ordenamento do Estuário do Vouga proposta segue, em termos gerais, as quatro etapas esquematizadas na Figura 3.

Etapa 1 – Caracterização e Diagnóstico

O processo de ordenamento do estuário deve ser seguir os objectivos e princípios do Plano, que devem ser estabelecidos em estreita articulação com a equipa de planeamento e o grupo de *stakeholders* (CBA, 2006). Existe um conjunto de princípios, referenciados por diversos autores (CBA, 2006; MAOTDR, 2009; CCE, 2008; EHLER e DOUVERE, 2009; CALADO *et al.*, 2010; DOUVERE, 2010), para o espaço marítimo que devem ser considerados também no ordenamento do estuário, como a gestão integrada e adaptativa, a abordagem ecossistémica, um forte conhecimento científico e disponibilidade de informação, o envolvimento dos *stakeholders*, a articulação entre o ordenamento terrestre e marinho, e o princípio da precaução.

O âmbito territorial dos POE compreende o estuário (constituído pelas águas de transição e pelos seus leitos e margens) e a respectiva orla estuarina, que é uma zona de protecção terrestre, cuja largura pode ir até 500m medidos a partir da margem. Considerando a complexidade territorial e jurídica do Estuário do Vouga e da área envolvente, torna-se necessário avaliar a necessidade de ir até 500m e estabelecer limites claros e coerentes com os objectivos do Plano, para que este não se sobreponha a outros instrumentos de gestão territorial, como por exemplo, os POOC ou os PDM (Planos Directores Municipais). Assim, a delimitação da área de intervenção deve ser feita a uma escala semelhante à utilizada no planeamento urbano e deve ser orientada segundo os seguintes critérios: (i) As áreas urbanas devem ser excluídas da área de intervenção, uma vez que possuem os seus próprios instrumentos de gestão. Nestes casos, deve ser

Figura 3: Proposta metodológica de ordenamento dos estuários.

escolhido um limite físico, como uma estrada, mesmo estando dentro dos 50m de domínio público hídrico (Figura 4 - Zoom 1). Este critério também deve ser aplicado nos casos em que os canais da Ria entram nas áreas urbanas (Figura 4 - Zoom 3). (ii) O limite do POE deve ser inferior a 500m, quando este se sobrepõe a outros IGT, como os POOC, que têm objectivos semelhantes para os recursos hídricos (Figura 4 - Zoom 2). (iii) O limite máximo deve ser respeitado quando há valores naturais que devem ser protegidos, valorizados ou recuperados, como é o caso da área envolvente à Pateira de Fermentelos.

Segue-se a caracterização dos suportes: (i) geofísico e biofísico da orla estuarina e do meio hídrico; (ii) socioeconómico, onde se identificam e caracterizam as actividades económicas dominantes, assim como actividades e utilizações de importância específica, existentes e potenciais; e (iii) territorial, baseada numa análise dos compromissos internacionais e nacionais, e dos instrumentos de gestão territorial existentes na área de intervenção e respectivas políticas e normas estabelecidas.

Etapa 2 – Espacialização

A Espacialização inicia-se com a representação cartográfica das actividades, utilizações e funções, existentes e potenciais, identificadas e analisadas na etapa anterior e desenvolve-se ao longo do Plano, por um lado servindo de base para a análise das interacções entre os processos biológicos, físicos e humanos, e, por outro, absorvendo os contributos recolhidos nas diferentes fases e evoluindo para uma proposta de ordenamento. Nesta etapa é importante perceber as inter-ligações entre os ecossistemas costeiros e considerar tanto as utilizações como o seu impacto sobre o ambiente marinho. Esta etapa passa por 4 fases distintas: (i) Espacialização e identificação de zonas homogéneas; (ii) Espacialização de condicionantes; (iii) Espacialização das actividades, utilizações e funções existentes e potenciais; (iv) Espacialização das tipologias de gestão.

Inicialmente, pretende-se identificar e delimitar zonas com características ecológicas, morfológicas e demográficas, de ocupação do solo e dinâmica territorial similares, designadas por Zonas Homogéneas (ZH). Esta metodologia pode ser suportada pelo exemplo de sucesso do Estuário do Rio Fraser, no Canadá, cujo território foi dividido em 10 segmentos, que se agrupam em 3 grandes categorias: *'Marine Delta Front', 'Lower Brackish Channel'; 'Fresh Channel'*. Estes segmentos suportam diferentes habitats e são caracterizados por diferentes graus de desenvolvimento urbano (FREMP, 2003). Para o caso do Estuário do Vouga avança-se com uma proposta de divisão em 3 Zonas Homogéneas: 'Laguna', 'Baixo Vouga' e 'Pateira de Fermentelos', representadas na Figura 4.

A Planta de Condicionantes (Figura 5) do POE resulta da espacialização das condicionantes de ordem legal, analisadas na fase de caracterização do suporte territorial.

Após a definição de tipologias de gestão (etapa 3) e tendo por base a espacialização das actividades, utilizações e funções (Figura 6), agrupadas em classes de espaço de acordo com a sua natureza e objectivos do Plano, obtém-se a Planta de Síntese.

Etapa 3 – Orientações de Gestão

Nesta etapa pretende-se analisar as interacções entre os diferentes processos físicos, biológicos e humanos presentes no Estuário, estabelecer regras de utilização e definir orientações de gestão que permitam resolver ou minimizar situações de conflito entre as várias actividades, utilizações e funções. Este processo inicia-se com a identificação de compatibilidades e de conflitos,

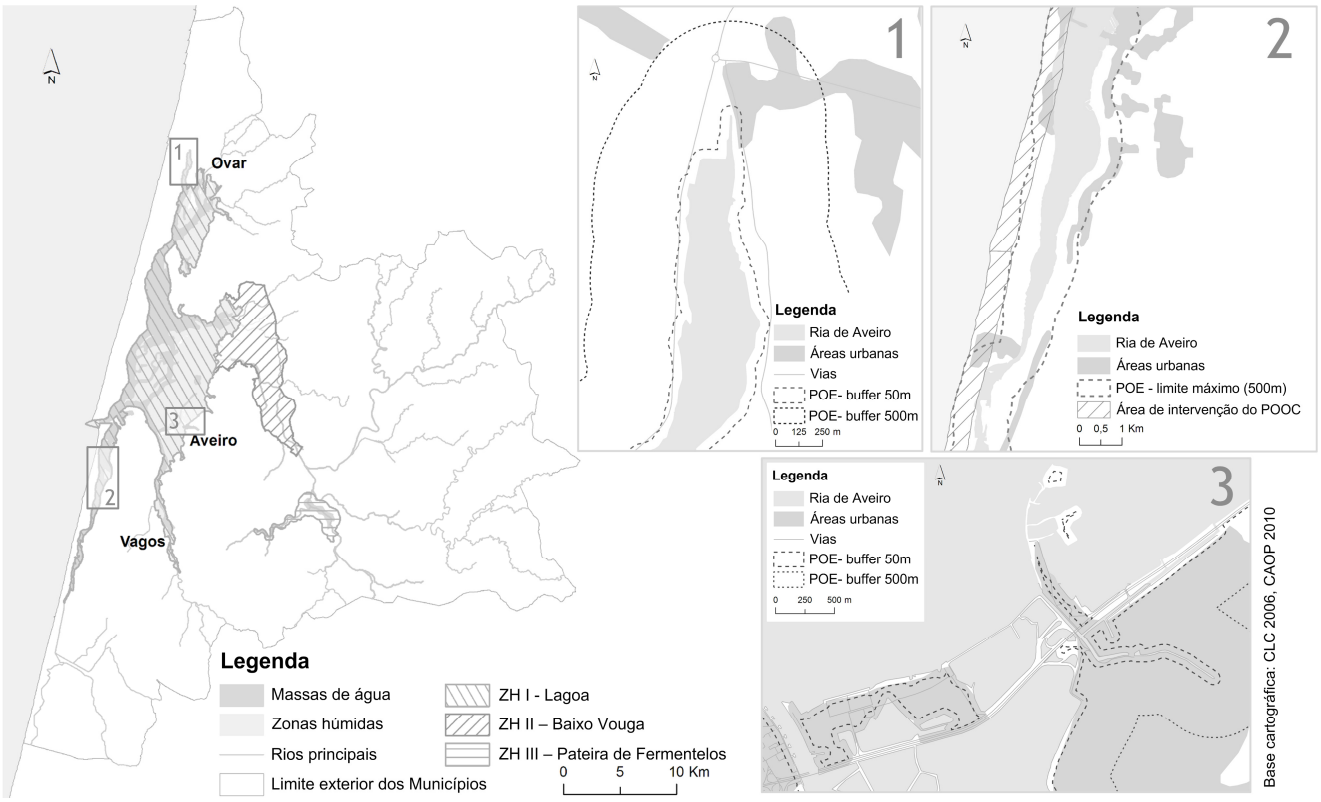


Figura 4: Proposta de divisão do Estuário do Vouga em zonas homogéneas e exemplos de delimitação da área de intervenção.

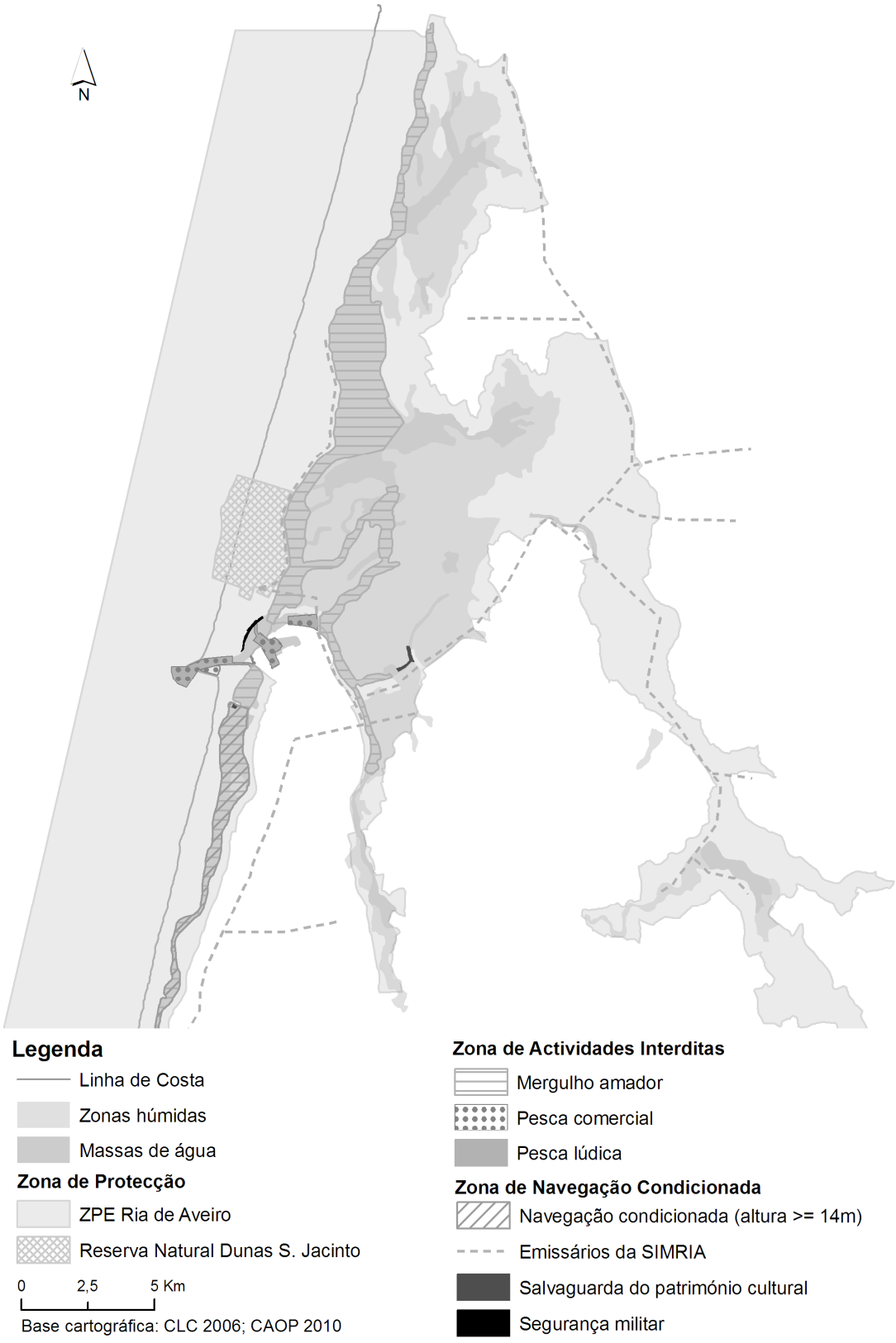


Figura 5: Exemplo de Planta de Condicionantes da Ria de Aveiro.

recorrendo-se à utilização de uma matriz de (in)compatibilidade e à análise da espacialização das actividades, utilizações e funções (GEE *et al.*, 2004).

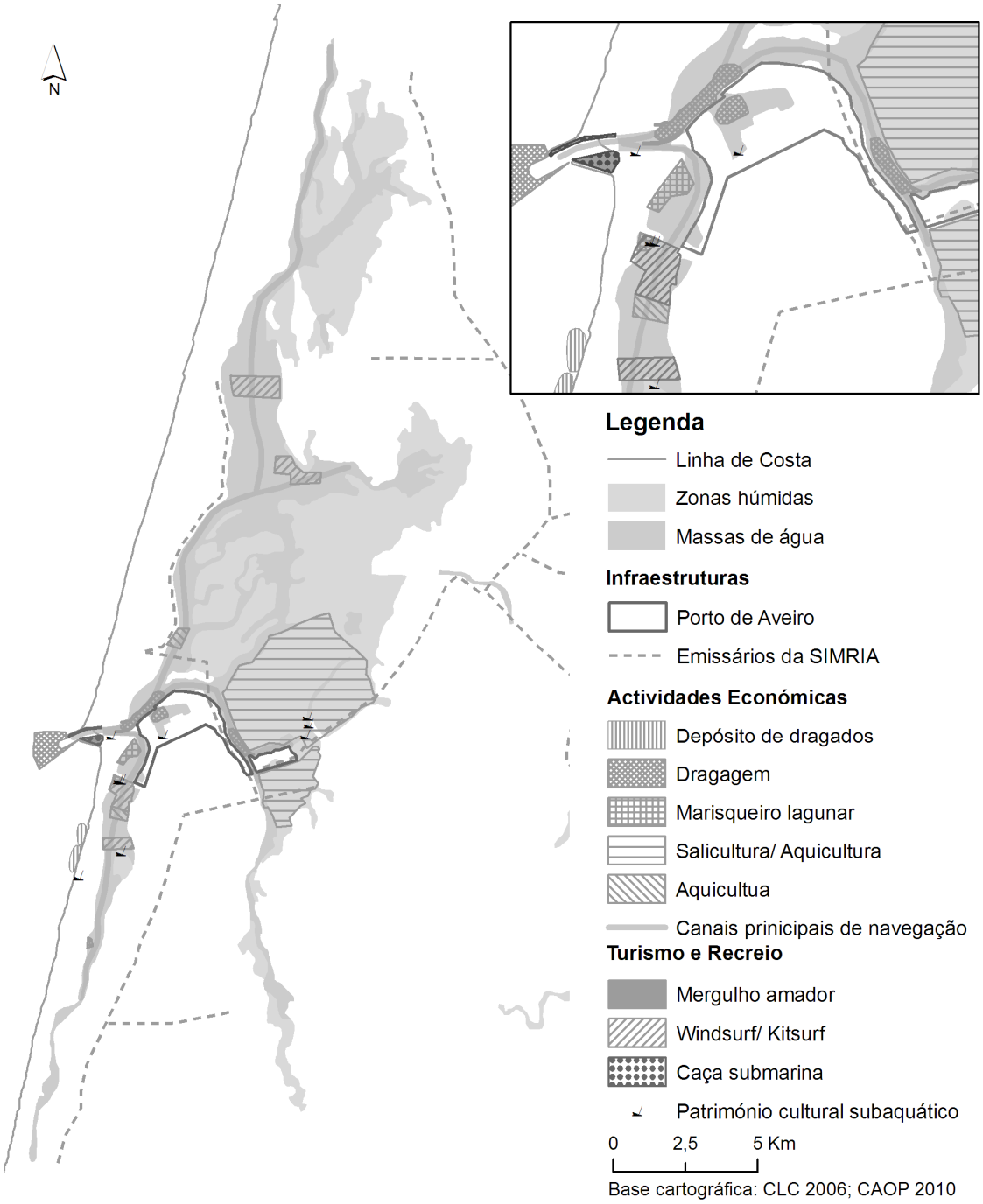


Figura 6: Exemplo de espacialização de actividades, utilizações e funções da Ria de Aveiro.

Partindo do conhecimento das situações de conflito (existentes e potenciais) e tendo sempre por base o suporte cartográfico,

definem-se as regras de utilização do território terrestre e marinho, bem como, orientações de gestão. Como resultado, definem-se as seguintes tipologias de gestão (Figura 7): (i) áreas de exclusão – se nenhuma outra actividade é permitida, por razões de conservação da natureza e da biodiversidade, salvaguarda do património cultural e/ou defesa ou segurança da navegação; (ii) áreas condicionadas - se a ocorrência de determinadas utilizações, actividades ou funções condiciona outras utilizações, actividades ou funções, sendo, neste caso, necessário estabelecer orientações de gestão (no tempo e/ou no espaço); (iii) áreas de promoção – nas situações em que há compatibilidade e/ou sinergia entre actividades, utilizações e funções (MAES *et al.*, 2005; EHLER e DOUVERE, 2009; CALADO *et al.*, 2010).

Nesta fase, é essencial esclarecer as diferentes dimensões das actividades, utilizações e funções do estuário: dimensões do espaço, do tempo e de gestão. Para cada actividade, utilização e função (existentes e potenciais) deve ser identificado: (i) o espaço em que ocorre (fundo, coluna de água, superfície e/ou espaço

Figura 7: Proposta metodológica para a análise das interacções e atribuição de tipologias de gestão.

aéreo), e se é fixa ou móvel - 'dimensão espacial'; (ii) se é permanente ou temporária/ sazonal - 'dimensão temporal'; e (iii) o tipo de gestão.

Finalmente, deve ser definida uma entidade intermunicipal responsável pela execução do Plano que seja capaz de o gerir de uma forma integrada, e de coordenar os vários interesses e as acções previstas no Plano (CARVALHO, 2010). Alguns passos já foram dados durante a transferência de responsabilidades do Instituto da Água (INAG) para as Administrações das Regiões Hidrográficas (ARH), que são actualmente as instituições responsáveis por emitir as licenças para as diferentes utilizações do domínio público marítimo (MAOT/INAG, 2011).

Esta abordagem visa envolver as partes interessadas no processo de tomada de decisão e orientar os diferentes sectores no sentido de uma gestão integrada do estuário e baseada numa abordagem ecossistémica (EHLER and DOUVERE, 2009; CARVALHO, 2010).

CONCLUSÕES

Apesar de ainda estar numa fase inicial, as experiências de ordenamento do espaço marítimo fornecem um método viável que pode ser aplicado e adaptado à escala dos estuários. Sendo assim, é proposta uma metodologia para o POE, que é um instrumento legalmente vinculativo, que materializa a contiguidade territorial do ordenamento do território, uma vez que incide sobre as águas de transição, preenchendo a lacuna na interface entre a zona costeira e a bacia hidrográfica.

Assume-se, actualmente, a importância da articulação entre o ordenamento das actividades marinhas e o ordenamento da zona adjacente, apoiado numa gestão baseada nos ecossistemas como forma de garantir a sua sustentabilidade ambiental. Este princípio decorre quer da aplicação da Directiva-Quadro Água quer da aplicação da Directiva-Quadro "Estratégia Marinha", que afirma a necessidade desta abordagem integrada e ecossistémica.

O ordenamento do território marinho tem de ser assumido como um plano estratégico e operativo que visa regular, gerir e proteger o ambiente marinho, tomando em consideração os usos múltiplos, cumulativos e potencialmente conflituais do plano de água, mas tendo em conta as interacções com a zona terrestre. Este consiste na análise e alocação dos usos específicos ao espaço marinho, de forma a atingir objectivos ecológicos, económicos e sociais especificados através de políticas públicas.

Face à complexidade territorial deste espaço, torna-se fundamental estabelecer limites coerentes, de acordo com critérios sólidos que respeitem os objectivos específicos do Plano, evitando a sobreposição com outros instrumentos de gestão territorial. Realça-se também a importância de definir zonas homogéneas, assumindo a heterogeneidade existente em algumas áreas do estuário.

Demonstra-se que o ordenamento do espaço marinho deverá incluir forçosamente uma visão integrada de todos os usos, sendo importante considerar as acções combinadas dos usos à medida que se relacionam com outros usos e com o ambiente, uma vez que uma abordagem sectorial ou uma espacialização restrita não se afiguram adequados à gestão de um sistema dinâmico como o espaço marinho.

Simultaneamente, afirma-se a importância de os mecanismos de suporte ao ordenamento considerarem as actividades actuais e preverem as potenciais, assim como as sinergias possíveis, no sentido de evitar os conflitos na utilização deste espaço. As dimensões do espaço marinho também devem ser tidas em conta (dimensões temporal, espacial e de gestão), permitindo uma melhor compreensão das interacções entre as actividades, utilizações e funções do estuário, e apoiando o desenvolvimento das orientações de gestão.

Devido à complexidade dos ecossistemas marinhos e à falta de conhecimento sobre as relações entre os processos físicos, biológicos e humanos, é necessário adoptar uma gestão adaptativa e ecossistémica (DAY, 2008; CALADO *et al.*, 2010; DOUVERE e EHLER, 2010). O processo de gestão do estuário deve ser contínuo, iterativo e adaptável de forma a moldar-se à forte dinâmica territorial do sistema (como por exemplo, às alterações nos ecossistemas, das actividades, utilizações ou funções no espaço marinho, à incerteza associada com as alterações climáticas) (CALADO *et al.*, 2010).

Preconiza-se, para o Estuário do Vouga, uma metodologia de ordenamento integradora dos diferentes sistemas existentes no território e dos actuais princípios de ordenamento do espaço marinho e terrestre. E ainda, operativa no sentido em que analisa as interacções presentes entre as diversas actividades, utilizações e funções existentes e potenciais, identificando e definindo regras de utilização do espaço e orientações de gestão, no sentido da sustentabilidade do sistema estuarino e costeiro.

Este exercício de reflexão reforça ainda a necessidade de um novo modelo de governação, com base numa entidade intermunicipal, e sobre um mecanismo que proporcione a participação directa dos actores locais, conferindo-lhes poder real no processo decisório e de gestão. Portanto, deve ser delegado aos municípios e/ou associações de utilizadores competências de gestão do domínio público marítimo, como previsto na Lei da Água. Esta mudança deve proporcionar um melhor mecanismo de coordenação da zona costeira e gestão integrada de bacias hidrográficas (MAOT/INAG, 2011).

LITERATURA CITADA

AGARDY, T., 2010. Ocean Zoning: Making Marine Management More Effective. Earthscan Ltd., London, 220p.

CALADO, H., NG, K., JOHNSON, D., SOUSA, L., PHILLIPS, M., ALVES, F., 2010. Marine spatial planning: Lessons learned from the Portuguese debate. *Marine Policy,* 34:1341-1349.

CARVALHO, T., 2010. Modelo de Governação para os Planos de Ordenamento dos Estuários. Aveiro, Portugal: Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Master's thesis.

CBA, 2006. *Nanaimo Estuary Management Plan*. Canada: Catherine Berris Associates Inc, 106p.

CCE, 2000. *Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu relativamente à Gestão Integrada das Zona Costeira: Uma Estratégia para a Europa*. Bruxelas: Comissão das Comunidades Europeias, COM(2000) 547 final.

CCE, 2001. *Comunicação da Comissão ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social e ao Comité das Regiões relativa ao Sexto Programa Comunitário*

de Acção em Matéria de Ambiente "Ambiente 2010: o nosso futuro, a nossa escolha" Bruxelas: Comissão das Comunidades Europeias, COM(2001) 31 final.

CCE, 2008. *Comunicação da Comissão. Roteiro para o ordenamento do espaço marítimo: definição de princípios comuns na UE*. Bruxelas: Comissão das Comunidades Europeias, COM(2008) 791 final.

DAY, J., 2008. The need e practice of monitoring, evaluating, and adapting marine planning and management. *Marine Policy* 32:823-831.

DOUVERE, F., 2008. The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use. *Marine Policy,* 32:762-771.

DOUVERE, F., 2010. Marine spatial planning: Concepts, current practice and linkages to other management approaches. Belgium: Ghent University, Ph.D. thesis, 125p.

DOUVERE, F. e EHLER, C. N., 2010. The importance of monitoring and evaluation in adaptive maritime spatial planning. *Journal of Coastal Conservation Planning and Management (in press).*

EHLER, C. N. e DOUVERE, F., 2009. *Marine spatial planning: A step-by-step approach toward ecosystem-based management*. Paris, France: Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme, IOC Manual and Guides, No. 53, IOCAM Dossier No. 6, UNESCO. 99p.

FREMP, 2003. A *Living Working River. The Estuary Plan for the Fraser River.* Canada: Fraser River Estuary Management Programme, 88p.

GEE, K., KANNEN, A., GLAESER, B. e STERR, H., 2004. National ICZM strategies in Germany: A spatial planning approach. *In:* Schernewski, G. and Löser, N. (eds.), *Managing the Baltic Sea*, Coastline Reports 2, ISSN 0928-2734, pp. 23-33.

MAES, F., SCHRIJVERS, J., VAN LANCKER, V., VERFAILLIE, E., DEGRAER, S., DEROUS, S., DE WACHTER, B., VOLCKAERT, A., VANHULLE, A., VANDENABEELE, P., CLIQUET, A., DOUVERE, F., LAMBRECHT, J. e MAKGILL, R., 2005. *Towards a spatial structure plan for sustainable management of the sea*. Brussels, Belgium: Research in the framework of the BELSPO Mixed Actions – SPSD II, Belgian Science Policy, 529p.

MAOT/INAG, 2011. *ICZM Implementation in Portugal 2006-2010*. Lisboa, Portugal: Ministério do Ambiente e Ordenamento/ Instituto da Água, I.P., 23pp.

MAOTDR, 2008. *Articulação entre a Gestão da Água e o Ordenamento do Território*. Lisboa, Portugal: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 263p.

MAOTDR, 2009. *GIZC – Estratégia Nacional para a Gestão Integrada da Zona Costeira*. Lisboa, Portugal: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 84p.

MDN, 2007. *Estratégia Nacional para o Mar*. Lisboa, Portugal: Ministério da Defesa Nacional. 33p.

MULTIAVEIRO, 2007. *Estudo de Revitalização e Valorização Económica do Salgado de Aveiro*. Aveiro, Portugal: Multiaveiro – Projectos de Formação e Investimentos, Lda, 206p.

SCHULTZ-ZEHDEN, A., Gee, K. e Scibior, K., 2008. *Handbook on Integrated Maritime Spatial Planning*. Berlin, German: INTERREG III B CADSES, PlanCoast Project, 98p.

SOUSA, L. P., 2008. Metodologias de Ordenamento do Espaço Marinho: Aplicação à Ria de Aveiro. Aveiro, Portugal: Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Master's thesis, 102p.

Evolução Recente da Barreira Arenosa de Aveiro

C. Bernardes [a] e P. Baptista [a]
[a] Departamento de Geociências & CESAM, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro, Portugal
{cbernardes; renato.baganha}@ua.pt

SUMÁRIO

A erosão dos sistemas barreira-laguna devida à acção dos temporais, à ausência de sedimentos fornecidos pelos rios ou à subida do nível médio do mar, pode ser um processo persistente. O contínuo estreitamento e rebaixamento topográfico podem provocar situações críticas que potenciam os galgamentos oceânicos e a formação de novos canais de maré. Estes factores, associados às alterações de origem antropogénica, contribuem para o predomínio dos processos transgressivos. Apesar da erosão ser um dos processos dominantes para a redução da largura da barreira de Aveiro, esta já fez parte de um sistema costeiro regressivo, altura em que o nível médio do mar experimentou uma descida. A transgressão e a erosão natural mais acentuada da mesma terão começado durante o Pequeno Óptimo Climático, ocorrido há cerca de 1100 anos, e permanecendo até à actualidade. Neste trabalho apresenta-se uma cartografia evolutiva da barreira nos últimos 52 anos com especial ênfase no sector a sul do actual canal de comunicação da laguna. A análise dos dados permite quantificar a forte erosão que a barreira tem sofrido nas últimas décadas. Por outro lado, a presença de canais de maré históricos, os quais fecharam de forma natural ou devido à intervenção humana após a sua formação, indica que a barreira pode estar próxima da sua largura crítica e, consequentemente, no limite da sua integridade física como elemento morfológico; uma possível ruptura irá provocar uma modificação das áreas inundáveis e uma redefinição dos subambientes que, na actualidade, caracterizam o sistema lagunar.

PALAVRAS CHAVE: *Laguna de Aveiro, linha de costa, barreira, erosão*

INTRODUÇÃO

A evolução dos sistemas de ilhas barreira e de barreiras arenosas é resultado do equilíbrio entre a acumulação e a acomodação de sedimentos o qual, por sua vez, está intimamente relacionado com o nível relativo do mar. Baseado neste pressuposto são reconhecidos três tipos evolutivos: agradativo, transgressivo e regressivo (Galloway e Hobday, 1983).

As barreiras agradativas ou de agradação formam-se quando a taxa de acumulação de sedimentos é igual à da acomodação dos mesmos pelo que a linha de costa permanece estacionária no tempo. As barreiras transgressivas desenvolvem-se quando a acumulação é inferior à taxa acomodação de sedimento e a linha de costa migra em direcção a terra, provocada sobretudo pela acção erosiva da ondulação e dos galgamentos oceânicos. As barreiras regressivas surgem quando a taxa de acumulação excede a da acomodação, provocando a migração da linha de costa em direcção ao mar e definem corpos arenosos com assinalável robustez, enquanto os ambientes costeiros permanecem relativamente estáveis. Estas barreiras possuem maior capacidade para proteger os ambientes internos (estuários e lagunas) de eventos altamente energéticos do que as barreiras transgressivas, devido à sua largura e elevação.

As barreiras transgressivas e agradativas podem ser alvo de erosão, tanto na parte interna como na externa voltada ao oceano, pelo que diminuem continuamente de largura até atingir uma situação crítica, em que os galgamentos oceânicos prevalecem adquirindo todo o sistema características transgressivas.

Na actualidade as barreiras, independentemente dos seus aspetos evolutivos, têm perdido capacidade de resposta aos eventos mais energéticos, devido ao aumento do nível do mar, ao decréscimo do fornecimento sedimentar, à influência antropogénica e, em alguns casos, às mudanças no regime de temporais (Morton e McKenna, 1999; Pethick 2001; Zhang *et al*., 2004).

Área de Estudo

A zona litoral de Aveiro integra-se numa extensa planície costeira com orientação aproximada NW-SE, de baixa altitude e de grande uniformidade topográfica (Figura 1). Os depósitos que a definem, de idade holocénica e assentes sobre materiais cretácicos e plio-plistocénicos, correspondem a um campo de dunas estabilizadas. Manifestando distintas etapas de evolução, o sistema de dunas exibe formas que se ordenam esquematicamente, de Este para Oeste, em dunas transversas, dunas parabólicas e cordão dunar frontal, este último integrando morfologias pouco definidas e degradadas. O cordão frontal, em parte substituído por diques arenosos, e a praia adjacente definem o elemento morfológico mais expressivo da planície costeira, uma barreira arenosa paralela à costa e de largura variável. A barreira individualiza dois domínios morfodinâmicos: um interno, protegido da acção directa dos processos marinhos e integrando a laguna e a planície de marés associada e, um externo, exposto ao oceano que compreende o sistema praia – cordão dunar e/ou dique arenoso.

Domínio Interno

O domínio interno da barreira de Aveiro é dominado pela presença de uma planície de marés, subdividida em zona intermareal e supramareal em função dos níveis da maré, a qual é drenada por um sistema complexo de canais mareais de diferente hierarquia. A planície desenvolve-se em continuidade com a laguna ou zona submareal que, por sua vez, comunica com o mar aberto através de um canal de maré principal (barra), aberto em 1808 e mantido artificialmente até à actualidade.

A zona intermareal pode ser subdividida, de acordo com as características sedimentológicas, em planície arenosa, planície mista e planície lutítica. Áreas de sapal estão presentes na parte superior das barras lineares e laterais, presentes no sistema de canais de maré, e nas zonas intermareais de natureza mista e lutítica.

O corpo lagunar desenvolve-se segundo duas direcções: uma paralela à costa, numa extensão aproximada de 47 Km; a outra, perpendicular, corresponde ao troço central da laguna, que se prolonga desde a entrada do porto de Aveiro até cerca de 15 Km para o interior (Figura 1). Todo o sistema tem vindo a sofrer um assoreamento progressivo; as causas devem-se ao reduzido hidrodinamismo, que caracteriza os troços terminais dos cursos de água que a ela afluem facilitando a deposição que com a entrada de um maior volume de água, devido às obras efectuadas pelo porto de Aveiro, faz com que a laguna se comporte como receptor de sedimentos.

Na evolução sedimentar do Canal de Mira foram identificados dois ciclos regressivos, denominados recente e actual, que materializam uma mudança brusca no padrão de circulação do canal; os ciclos estão separados por uma superfície transgressiva. Esta arquitectura baseia-se em dados históricos, descritos na literatura, que forneceram o suporte cronológico, e em dados de campo (Corrochano *et al*. 2000) (Figura 2).

O ciclo recente integra duas etapas que reflectem fases de estabilização da barreira, uma anterior a 1756 e outra que terá ocorrido entre 1756 e 1802 (Figura 2). A primeira coincide com a Pequena Idade do Gelo (1430-1790) cujas condições meteorológicas terão favorecido a erosão das áreas continentais e o aumento da carga sólida transportada pelas correntes litorais, aspectos capazes de estabilizar a barreira e induzir a colmatação do canal (Figura 3). A segunda etapa ter-se-á iniciado com a abertura artificial da barreira a sul da Vagueira e a migração do canal de maré (barra) para sul. Contudo, a barreira terá estabilizado rapidamente, devido às condições climáticas prevalecentes e disponibilidade de sedimentos, provocando de novo a colmatação do domínio interno e o estabelecimento de um sistema lagunar. Em ambas etapas terão ocorrido galgamentos oceânicos, provocados pela acção de temporais embora alguns episódios possam estar relacionados e ser uma consequência dos efeitos provocados pelo sismo de 1755 (Corrochano *et al.* 1999, 2000) (Figura 2).

O ciclo recente é marcado pela abertura artificial da barra, em 1808. Distinguiram-se igualmente duas etapas, desenvolvidas sob um clima mais marítimo que o do ciclo anterior. As duas etapas são sincrónicas e a sua diferença é apenas paleogeográfica; na primeira predomina o enchimento do sistema lagunar, no qual se intercalam depósitos de tempestade; a segunda etapa marca a erosão do canal de Mira sobre os depósitos anteriores, controlada pelo aumento do prisma de maré e responsável pela expansão do canal para sul (Figura 2).

Domínio Externo

A barreira, constituída pela praia emersa e um conjunto de morfologias dunares, possui uma orientação N-S e largura muito variável. As dunas não se encontram uniformemente distribuídas; a Norte estão melhor representadas e preservadas, embora a cobertura florestal dificulte a sua identificação. A Sul mostram morfologias muito degradadas devido a actividades antropogénicas e aos processos erosivos. Em parte do sector considerado no presente estudo, o cordão dunar foi substituído por diques arenosos com o objectivo de proteger e minimizar os efeitos dos galgamentos oceânicos, induzidos pela acção marítima nos locais desprovidos daquelas morfologias. Para o interior, o

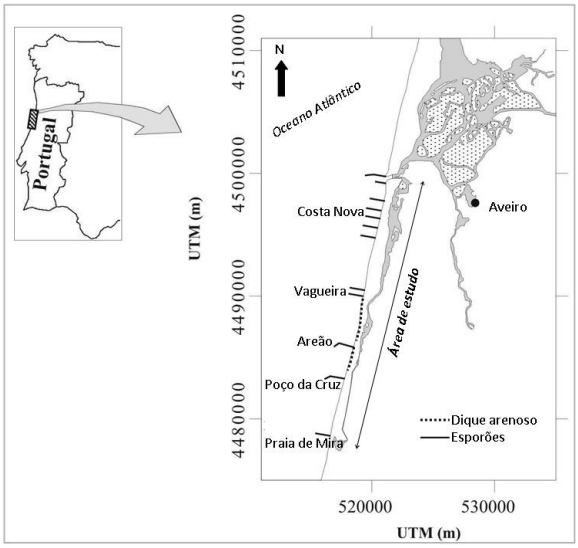


Figura 1: Localização da área de estudo.

cordão dunar/dique arenoso contacta com zonas aplanadas de cotas muito baixas, algumas vezes inferiores à do nível médio do mar, constituídas por areias eólicas sem morfologia típica, em contacto directo com o Canal de Mira.

A barreira de Aveiro tem vindo, nas últimas décadas, a perder capacidade de adaptação às condições naturais para a qual contribuem, ainda, as interferências de natureza antropogénica.

O objectivo do presente trabalho é o de apresentar alguns dados relativos à evolução morfológica, nos últimos 52 anos, da barreira adjacente ao Canal de Mira, entre a Barra e a Praia de Mira.

MÉTODOS

O estudo morfológico foi realizado através da análise de fotografias aéreas relativas aos anos de 1958, 1970, 1998 e 2002. A informação mais recente, de 2003 a 2010, foi obtida de campanhas de monitorização morfodinâmica, com recurso a uma rede de perfis adquiridos por GPS diferencial (Baptista *et al*., 2008).

Na delimitação da barreira, e subsequente comparação morfológica entre épocas, adoptou-se como limite externo, exposto à acção do mar, a base do cordão dunar frontal ou a escarpa de erosão talhada na duna ou, ainda, a base do dique arenoso; em raras situações, o limite foi defenido pela presença de dunas embrionárias na alta praia. O limite interno coincidiu com o término superior da zona intermareal, adjacente ao Canal de Mira. Toda a informação cartográfica foi sistematizada e tratada com a ajuda do *ArcGis 9.3.1*.

RESULTADOS E INTERPRETAÇÃO

Nos últimos 52 anos, a barreira de Aveiro tem sofrido transformações morfológicas assinaláveis devidas, em grande parte, às ocorridas no domínio externo. O domínio interno tem evoluído mais gradualmente, fruto do dinamismo inerente ao sistema e das interferências/intervenções de origem antropogénica.

A análise comparativa das coberturas aéreas e dos dados obtidos em campo demonstram que toda a zona tem vindo a sofrer, desde 1958, um recuo acentuado da linha de costa e, consequentemente, uma diminuição da área útil em cerca de 2,6

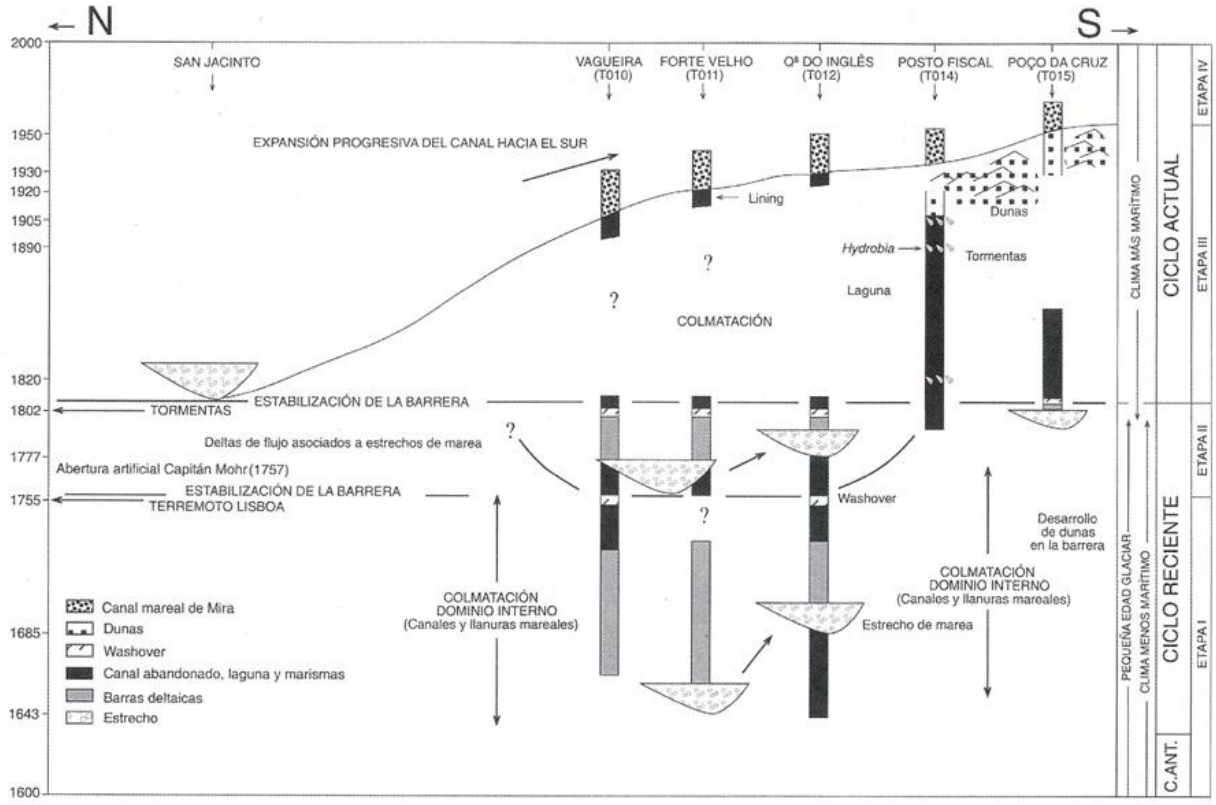


Figura 2: Evolução do Canal de Mira onde se representa a posição histórica do canal de maré (barra), características sedimentares e etapas evolutivas (retirado de Corrochano *et al.*, 2000)

Km^2 e da largura média da barreira (124 m) (Tabela 1). Os valores observados não são uniformes ao longo dos cerca de 21 Km de extensão do troço estudado.

As diferenças mais acentuadas na largura da barreira observam-se entre a Costa Nova (sul) e o Poço da Cruz, ponto a partir do qual essa diferença diminui, de forma gradual, até à Praia de Mira (Figuras 1 e 3). As zonas com maior densidade de infraestruturas, alvo de repetidas e variadas intervenções de defesa costeira, apresentam desde 1970 larguras médias quase constantes, devido à artificialização e fixação do limite externo da barreira, em particular junto às áreas urbanas da Barra, Costa Nova e Vagueira, após o forte recuo que se observou nestas localidades, entre 1958 e 1970 (Figura 3).

A barreira mostrou alguma recuperação no troço Barra - Costa Nova, entre 1970 e 2010. A zona da Barra é aliás a que tem exibido um comportamento mais robusto devido, em parte, às medidas compostas de reabilitação (obras de defesa, realimentação artificial da praia e recuperação dunar) levadas a cabo nas últimas décadas. A comparação dos dados evidencia um restabelecimento de características morfológicas do sistema praia – duna, associadas ao aparecimento de dunas embrionárias na alta praia, que se traduziu no aumento da largura da barreira. Em contraste, as zonas localizadas a sul da Costa Nova e da Vagueira têm sofrido uma diminuição contínua da área bruta, acompanhada por uma redução considerável da largura nos últimos anos (Tabela 1 e Figura 3). Esta tendência é ainda acompanhada por uma diminuição da largura da praia emersa adjacente, excepto nas áreas imediatamente a barlamar dos esporões, como seria expectável.

As zonas onde a barreira sempre apresentou menor largura estão diretamente relacionadas com o traçado meandriforme do Canal de Mira. Os locais mais estreitos coincidem com as margens ou bancos côncavos do canal, onde prevalecem os processos erosivos induzidos tanto pelas correntes de fluxo como pelas correntes de refluxo da maré; são exemplo as zonas situadas a sul da Barra e da Vagueira que, experimentaram nos últimos 52 anos, um estreitamento da ordem dos 130m e 140m, respectivamente, embora estes valores traduzam o resultado da acção dos processos

Tabela 1: Valores médios da superfície e largura da barreira de Aveiro entre 1958 e 2010

Anos	Área média (Km^2)	Largura média (m)	Área média erodida (m^2) entre diferentes anos	Largura média erodida (m) entre diferentes anos
1958	12,68	593	---	---
1970	12,02	562	660.000	31
1998	10,45	488	1.570.000	73
2010	10,02	468	43.000	20
		Total (52 anos)	2.630.000	124

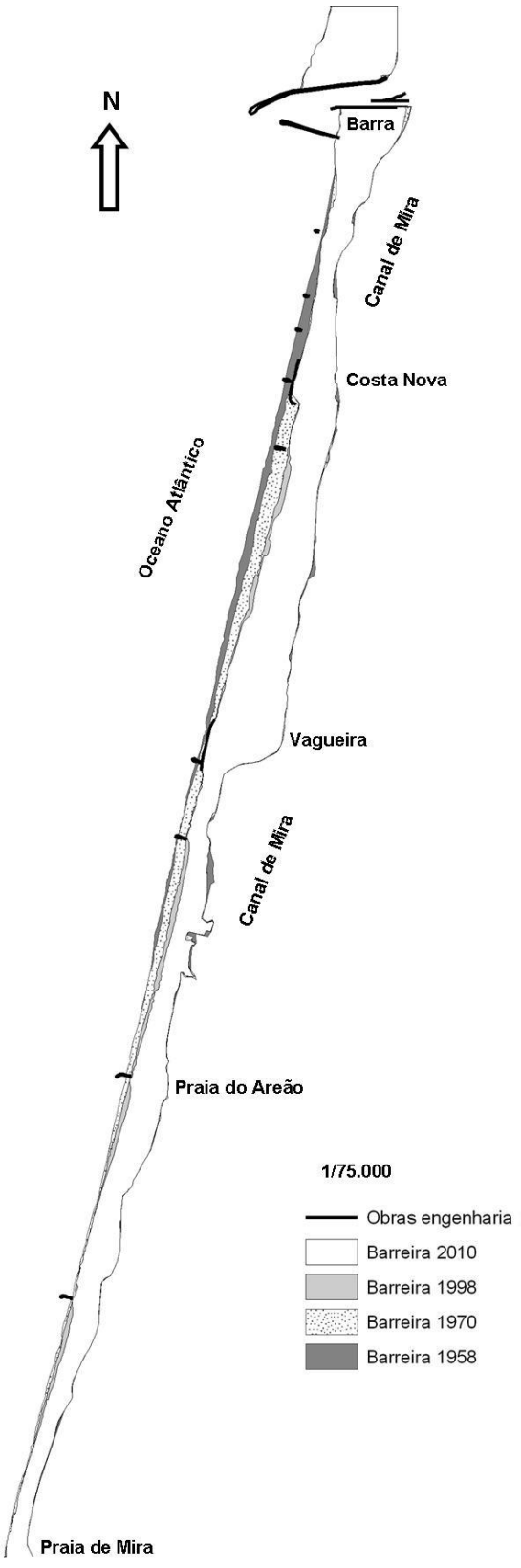


Figura 3: Evolução da largura da barreira entre 1958 e 2010

erosivos junto ao limite externo da barreira. Situações extremas são também observadas a sul da Vagueira onde zonas fortemente afectadas pelo recuo da linha de costa e coincidentes com pequenos canais de maré (do lado interno da barreira) mostram uma diminuição da ordem dos 230m (Diogo *et al*, 2004) (Figura 3). É precisamente nestes locais que se registaram, num passado recente, episódios de ruptura da barreira, associados a galgamentos oceânicos, e que levaram à abertura de canais de maré ainda que apenas activos durante os períodos de preia-mar de marés vivas.

Apesar da tendência que se tem vindo a observar no recuo da linha de costa, e consequente redução da superfície útil, verifica-se um aumento das áreas dos núcleos urbanos (Barra, Costa Nova, Vagueira e Praia de Mira) a um ritmo proporcional, no seu conjunto, ao do decréscimo da superfície total da barreira (Figura 4). Este incremento está não só relacionado com as áreas brutas mas, também com a densidade das infraestruturas. Embora o tipo de uso do solo tenha sofrido nas últimas décadas profundas transformações, as áreas consideradas como não urbanas incluem terrenos de cultivo, activos e abandonados, dunas e zonas interdunares e, ainda, serventias (caminhos e estradas) e outras infraestruturas isoladas.

Os processos erosivos e os galgamentos oceânicos sobre o sistema de dunas frontais/diques arenosos, traduzem-se não só no recuo da linha de costa e consequente estreitamento da barreira mas, também, no rebaixamento da cota média e no avanço da linha de espraio das ondas em direcção à zonas internas. Em toda a extensão do sector, as dunas frontais eram as que exibiam cotas médias mais elevadas, da ordem dos 12 m a 14 m, as quais passavam a zonas internas aplanadas com cotas variáveis entre 2 m (zonas interdunares) e 6 m (morfologias indiferenciadas). Na actualidade, a sul da Vagueira, o cordão dunar foi substituído, em parte do sector, por diques arenosos os quais não atingem a envergadura dos antigos edifícios dunares.

O limite interno da barreira, adjacente ao canal de Mira, mostra uma posição e características morfológicas quase constantes ao longo do período analisado (Figura 3). As alterações parecem estar relacionadas com o aumento do perímetro de inundação, ou seja, um aumento de área da zona intermareal e o consequente avanço do limite superior da mesma em direcção à zona supramareal (posicionada acima do nível médio da maré em preia-mar). Este aspecto está relacionado por um lado, com a actividade antrópica e, por outro, com o assoreamento progressivo do canal de Mira para sul, que devido ao reduzido hidrodinamismo facilita a deposição de sedimentos.

DISCUSSÃO

A barreira tem manifestado uma tendência transgressiva nos últimos 52 anos, de acordo com o proposto por Corrochano *et al.* (2000) para a evolução recente da parte sul da laguna (Figura 2). Contudo, desconhece-se ao certo quando este comportamento se iniciou, ou seja, quando a linha de costa começou a migrar em direcção ao continente, sendo provável que tenha ocorrido há cerca de 1.100 anos AP (antes do presente), coincidindo com o início do Pequeno Óptimo Climático. Esta possibilidade apoia-se não só em interpretações de outros autores para a costa portuguesa (DIAS *et al*., 1997; 2000) mas, também, em datações entretanto obtidas na região norte da barreira (Bernardes *et al*., 2003). A ocorrência de depósitos interpretados como de estuário/lagunares, recobertos por sedimentos representativos de diferentes etapas construtivas de um sistema dunar, afectado por variações menores do nível do mar (Bernardes e Rocha, 2007).

A arquitectura estratigráfica referida aponta para a formação de uma laguna, com características idênticas às presentes, que se terá formado quando as condições marinhas se situavam a alguma distância da actual posição da linha de costa, ou seja inserida num

contexto regressivo. A datação dos depósitos lagunares forneceu idades de 1978±50 a 1958±50 anos AP o que sugere que, há pelo menos 2000 anos AP, a linha de costa ocuparia uma posição diferente da actual na plataforma (Bernardes e Rocha, 2007). Esta explicação é ainda suportada pela datação obtida no subsolo de Aveiro, onde níveis idênticos forneceram uma idade de 1960±90 anos AP (Rocha *et al*., 1999).

Até à abertura do actual canal de maré (barra) em 1808, a evolução transgressiva do sistema barreira-laguna não foi perturbada dada a quase inexistência de acções antropogénicas sobre o mesmo. No entanto, as alterações introduzidas e as actividades humanas passaram a desempenhar um papel de agente da paisagem e decisivo na evolução do sistema; por outro lado, o aumento progressivo de desenvolvimento humano, aliado aos factores naturais que caracterizam o troço costeiro, tem obrigado a intervenções constantes.

A influência antropogénica tem contribuído para uma evolução transgressiva mais rápida da barreira que, na prática, se traduz na redução de área útil ocupável (Figuras 3 e 4). A barreira de Aveiro tem experimentado um avanço do limite externo, induzido pelo recuo da linha de costa, e nalgumas situações associado a um deslocamento do limite interno em direção à própria barreira (Baptista e Bernardes, 2009). Em sistemas "naturais", o limite externo ao deslocar-se para o continente seria acompanhado pela alteração simultânea do limite interno no mesmo sentido, o qual avançaria alimentado pelos galgamentos. Este comportamento, contudo, é improvável em qualquer sistema de barreira ou de ilhas-barreiras com ocupação humana.

Com a finalidade de prevenir a perda de propriedade e os galgamentos oceânicos foram construídas, nos últimos anos, várias obras de protecção aderentes com impactos negativos em toda a zona de influência das mesmas. Mais recentemente, a edificação de diques arenosos vieram substituir, nos locais mais afectados pela erosão, o cordão dunar frontal.

Os diques não só criam uma barreira menos artificial como sobreelevam localmente a cota da barreira (do lado do mar); contudo, a fragilidade destas estruturas apenas minimiza o impacto dos galgamentos oceânicos, que têm lugar durante os invernos marítimos, e a potencial formação de novos canais de maré.

Os canais formados na sequência de galgamentos oceânicos, como os verificados em 1978 e 2001, têm manifestado uma tendência para fechar naturalmente. Contudo, se for atingido um rebaixamento da elevação e/ou largura críticos da barreira poderá haver necessidade de recorrer a meios mecânicos, num futuro próximo, para impedir a sua manutenção e funcionamento naturais. Este procedimento será justificado a fim de manter as características actuais do Canal de Mira e áreas adjacentes, nomeadamente, as zonas intermareal e supramareal bem como de todo o ecossistema.

A largura crítica é no entanto um conceito que não pode ser definido através de um número aplicado a uma dada costa, uma vez que é função e depende de outros factores como da energia das ondas, das correntes litorais e do regime de temporais, para além da disponibilidade de sedimentos e das características morfológicas da praia emersa. As áreas com maior densidade de infraestruturas e as mais afectadas pela erosão têm sido alvo de repetidas e diversas intervenções de defesa costeira que proporcionaram alguma regeneração (Figura 2). Nestes locais, a barreira vem apresentando larguras médias quase constantes, devido à aparente estabilidade do sistema praia-duna; no entanto, a integridade física tanto das estruturas naturais como das edificadas poderá, no seu conjunto, estar em causa tendo em conta a tendência geral que afecta todo o sistema.

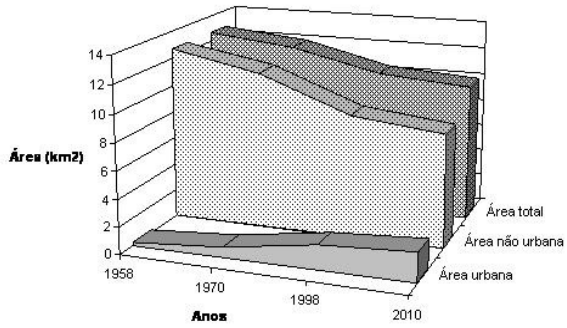


Figura 4: Desenvolvimento da área urbana entre 1958 e 2010.

CONCLUSÕES

Os resultados apontam para uma evolução transgressiva da barreira de Aveiro nos últimos 52 anos mas, a mesma poderá ter sido marcada por etapas regressivas de muito curta duração. A tendência deste comportamento pode ser provocada pela erosão, pelo recuo ou avanço da linha de costa (induzidos pela disponibilidade de sedimento e/ou pelas flutuações do nível do mar) e pelos processos físicos de origem meteorológica.

A erosão desempenha um papel decisivo no actual estreitamento (valor médio de 124 m) e na redução da área útil da barreira em cerca de 21%. Por outro lado, o rebaixamento topográfico médio, devido à destruição do cordão dunar, provocado por este processo e pelas actividades antrópicas torna-a cada vez mais vulnerável aos galgamentos oceânicos, relacionados com os temporais ou com climas de agitação marítima mais vigorosos. Estes eventos são aliás um dos principais factores que induzem o recuo da linha de costa e os galgamentos, favorecidos pela reduzida largura das praias e à ausência de obstáculos eficazes contra os seus efeitos.

Apesar da tendência há muito observada (após o primeiro prolongamento dos molhes da barra) no recuo da linha de costa e seus efeitos, a área e, mais recentemente, a densidade dos núcleos urbanos da Barra, Costa Nova, Vagueira e Praia de Mira não pararam de crescer nos últimos 40 anos. Esta situação tem obrigado a intervenções de protecção frequentes, que terão pouco efeito na tendência "natural" da evolução do sistema. Neste contexto, intervenções de grande escala perspectivadas deverão ter em conta estes aspectos e não apenas os impactes sobre as áreas vizinhas de proximidade mas ao longo de todo o troço em questão.

LITERATURA CITADA

BAPTISTA, P., BASTOS, L., BERNARDES, C., CUNHA, T. e Dias, J., 2008. Monitoring sandy shores morphologies by DGPS—a practical tool to generate digital elevation models. *Journal of Coastal Research,* 24(6), 1516–1528.

BAPTISTA, P. e BERNARDES, C., 2009.A highly energetic beach in the dependance on coastal defence structures (Northwest of Portugal). *6º Simposio sobre el Margen Iberico Atlantico*, MIA09, Oviedo, Espanha

BERNARDES, C. MARQUES DA SILVA, M., ROCHA, F., 2003. Nota sobre a ocorrência de níveis lodosos sob o actual cordão litoral entre a Torreira e o Furadouro (Portugal). *Thalassas*, 19(2b), 141-142.

BERNARDES, C. e ROCHA, F., 2007. Temporal evolution of the sand-spit between Torreira and Furadouro (NW Portugal). *Journal of Coastal Research*, SI 50, pg – pg.

CORROCHANO, A., GALERA, M., BARBA, P., BERNARDES, C., 1999. Fácies y evolución holocena reciente en el canal mareal de Mira (Portugal). *Rev. Soc. Geol. España*, 12 (1): 123-135.

CORROCHANO, A., GARCIA MERINO, S. BARBA, P., BERNARDES, C. 2000. Los sedimentos del canal mareal de Mira (Portugal): propriedades texturales, procedencia y modelo paleogeográfico. *Studia Geol. Salman.*, 36: 143-160.

DIAS, J.M.A., 1985. Registos da migração da linha de costa nos últimos 18000 anos na plataforma continental portuguesa setentrional. *Actas I Reunião do Quaternário Ibérico*, Lisboa, 1, 281-295.

DIAS, J.M.A., RODRIGUES, A., MAGALHÃES, F., 1997. Evolução da linha de costa em Portugal, desde o último máximo glaciário: síntese dos conhecimentos. *Estudos do Quaternário*, 1, 53-66.

DIAS, J.M.A., BOSKI, T., RODRIGUES, A. e MAGALHÃES, F., 2000. Coast line evolution in Portugal since the Last Glacial Maximum until present–a synthesis. *Marine Geology*, 170, 177-186.

DIOGO, M., BERNARDES, C. e NETO, V., 2004. Evolution and trends of the coast line in Vagueira Beach, Portugal: a photointerpretation approach. *29th International Conference on Coastal Engineering*, Lisboa, Portugal.

GALLOWAY, W.E. e HOBDAY, D.K., 1983. Terrigenous Clastic DepositionalSystems. Springer, Berlin, pp. 489.

MORTON, R.A. e MCKENNA, K.K., 1999. Analysis and projection of erosional hazard areas in Brazoria and Galveston counties, Texas. *Journal of Coastal Research* 28, 106–120.

PETHICK, J. 2001. Coastal management and sea-level rise. *Catena* 42, 307–322. Imperial College, London, pp. 81-104.

ZHANG, K., DOUGLAS, B.C. e LEATHERMAN, S.P., 2004. Global warming and coastal erosion. *Climatic Change* 64, 41–58.

O Planeamento do Lazer Ciclável na Ria de Aveiro: Projecto CICLORIA

J.C. Mota [a], J. Carvalho[a] e G. Ribeiro [a]
[a] Secção Autónoma de Ciências Sociais, Jurídicas e Políticas, Universidade de Aveiro, Aveiro 3810-197 Aveiro
{jcmota, jcarvalho, Gil.a.ribeiro}@ua.pt

SUMÁRIO

O projecto CICLORIA, resultante de uma candidatura às Acções Inovadoras para a Acessibilidade e Mobilidade Urbana aprovada pelo Programa Operacional de Valorização do Território (POVT), visa promover uma rede (física e imaterial), de dinamização da mobilidade ciclável com motivação de lazer e turismo na Ria de Aveiro, numa primeira fase dirigida aos municípios da Murtosa, Ovar e Estarreja. Esta iniciativa desenvolve-se na sequência de projectos semelhantes desenvolvidos na região (Murtosa Ciclável, BIORIA e Plano Municipal de Ecopistas de Ovar), e é uma oportunidade de desenvolver um processo de divulgação de conteúdos e métodos de planeamento territorial, utilizando a promoção da mobilidade ciclável com motivação de lazer e turismo como elemento de articulação disciplinar, territorial e institucional, de envolvimento colectivo e de valorização do conhecimento (científico) como elemento de qualificação da acção.

PALAVRAS CHAVE: *Planeamento do Território, Lazer Ciclável, Ria de Aveiro*

INTRODUÇÃO

O lazer tem vindo a assumir uma importância crescente e facetas diversas, com efeitos entrecruzados e multiplicativos: promovendo a animação dos lugares, com consequências e exigências de organização espacial e de intervenção política; gerando animação sociocultural e contribuindo para a qualidade de vida; originando novas actividades, criação de emprego e desenvolvimento económico (CROSS, 1990; SHIVERS, 1997; GRAINGER-JONES, 1999; TORKILDSEN, 2005).

Num contexto mundial em que ganham relevância a valorização ambiental, a problemática da energia e a saúde/ exercício físico, cresce o potencial do turismo e do lazer associado a percursos pedonais e cicláveis.

O lazer e turismo ciclável mobiliza visitantes/turistas que se deslocam de bicicleta, em férias ou em lazer, de forma independente ou fazendo parte de viagens organizadas, que pode incluir o uso de outros transportes e recorrer a alojamento formal ou informal (LUMSDON & TOLLEY 2001; SIMONSEN *ET AL.* 1998; LUMSDON, 2000; LUMSDON, 2001; LUMSDON, DOWNWARD, COPE, 2004; LUMSDON & TOLLEY 2004). Importa referir que esta tipologia de turismo e lazer tem vindo a desenvolver-se de uma forma organizada e sistemática em vários países (designadamente Austrália, Nova Zelândia, Suíça, Áustria, Alemanha, Reino Unido e Espanha) com impactos significativos do ponto de vista económico e social.

Um Estudo recente do Parlamento Europeu sobre o impacto económico do turismo ciclável a nível europeu (DGIP 2009) conclui que, por ano, este já representa cerca de 2.8 mil milhões de viagens (26 milhões da quais correspondem a viagens de turismo) e um valor aproximadamente de 54 mil milhões de euros. O mesmo Estudo estima, ainda, que a Rede Europeia de Ciclovias – *EuroVelo* (que totaliza 66 mil Km, 75% dos quais já construídos) atinja já 12.5 milhões de viajantes e um impacto económico de cerca de 4.4 biliões de euros.

Em Portugal, o tema do lazer ciclável começa agora a suscitar a devida atenção, com a construção de pistas cicláveis de dimensão relevante, mas numa perspectiva ainda local e sem uma ambição integradora (social ou económica).

O Projecto CICLORIA surge, neste contexto, como um esforço de valorização da Ria de Aveiro (e dos seus múltiplos recursos e do conhecimento que existe sobre eles), enquanto espaço privilegiado para a promoção do lazer ciclável, tendo como ponto de partida o Projecto de Mobilidade Sustentável da Murtosa, promovido nos anos 2007/2009 pela Câmara Municipal da Murtosa com o apoio da Universidade de Aveiro no âmbito de um projecto global da responsabilidade da Agência Portuguesa do Ambiente, que envolveu mais de quarenta municípios e mais de quinze centros universitários, e que funcionou como motor de desenvolvimento de uma nova abordagem ao tema da mobilidade ciclável articulando-o numa perspectiva de lazer e turismo (http://www.cm-murtosa.pt/murtosaciclavel/).

PROJECTO CICLORIA – OBJECTIVOS, CONCEITO E METODOLOGIA

A região da Ria de Aveiro apresenta um conjunto de características que propiciam o desenvolvimento de projectos de mobilidade em modos suaves. Em primeiro lugar, pelo facto de possuir uma orografia plana, que favorece a utilização dos modos suaves de mobilidade, nomeadamente a deslocação a pé e de bicicleta. Segundo, porque o modelo de povoamento disperso existente na região, aliado a uma estrutura económica, em alguns casos, com uma forte matriz rural, e a distâncias curtas casa-trabalho, favoreceu a emergência de uma cultura de utilização da bicicleta, que ainda hoje é um símbolo da região. Terceiro, pelo esforço de investimento em projectos municipais que envolvem o estímulo de utilização da bicicleta (nos quais a Bicicleta de Utilização Gratuita de Aveiro (BUGA) figura como marco fundamental, seguido das vários outros esforços municipais de criação de infra-estruturas cicláveis). Quarto, a cultura de

Ilustração 1: Ria de Aveiro

utilização da bicicleta gerou e apoiou um dos mais importantes sectores industriais da região, a indústria da bicicleta (e seus componentes), e determinou a criação da associação nacional do sector, ABIMOTA, que já colaborou em inúmeros projectos, quer nacionais (ex: DEUSA), quer internacionais (ex: fornecimento de produtos para o sistema *Rent-a-Bike* de Paris). Por último, as condições naturais propiciam o desenvolvimento de um tipo de utilização das vias cicláveis dirigida em particular para o lazer e o recreio, em grande medida gerado pelo elevado valor ecológico desta área territorial (com uma grande extensão lagunar, que apresenta um património ambiental de elevado valor, comprovado pela classificação, de grande parte da sua área, como Reserva Ecológica Nacional e/ou Zona de Protecção Especial ao abrigo da Directa das Aves Directiva Comunitária 79/409/CEE) e pelo conhecimento científico que existe sobre esse potencial (a Universidade de Aveiro é detentora de um conjunto de recursos humanos e tecnológicos, e de um vasto conhecimento sobre a região onde se insere, e, em especial, sobre a Ria de Aveiro).
O Projecto CICLORIA representa assim uma oportunidade de contribuir de uma forma inovadora para os objectivos da mobilidade sustentável, respondendo, através de uma abordagem integrada, às suas dimensões ambiental, económica e social. Tal como o nome do projecto indica, a bicicleta é o elemento âncora sobre o qual gravitam as três dimensões referidas.

Importa sublinhar que o projecto surge na sequência da dinâmica de trabalho atrás mencionada, entre a autarquia da Murtosa e a Universidade de Aveiro, e dos esforços que as autarquias vizinhas de Estarreja e Ovar estavam a desenvolver com o intuito de valorizar e potenciar o território natural da Ria de Aveiro ao serviço da promoção de uma nova cultura de mobilidade e de desenvolvimento sustentável (Projecto BIORIA em Estarreja e Plano Municipal de Ecopistas de Ovar).

Do ponto de vista formal o projecto ganhou corpo através de uma candidatura promovida pelas três autarquias referidas e a Universidade de Aveiro aprovada no âmbito do POVT – Acções Inovadoras para a Acessibilidade e Mobilidade Urbana.

O projecto foi criado com o objectivo de conceber uma programa de promoção e desenvolvimento da mobilidade ciclável com motivação de lazer e turismo nos municípios de Murtosa, Ovar e Estarreja. Para além disso, o projecto é uma oportunidade de promover a divulgação de conceitos e metodologias de planeamento territorial através de um esforço de articulação disciplinar (ordenamento do território, mobilidade, desenvolvimento, ambiente, desporto, saúde e educação), de coordenação institucional (entre autarquias e com a administração central e regional), de envolvimento dos agentes sociais, económicos e das comunidades locais, e de valorização da utilidade social do conhecimento científico produzido sobre a região e os seus recursos (articulando a 'abordagem de construção social e relacional' inspirada em HEALEY (1997), ideias de 'promoção e valorização do *conhecimento* e na e mobilização dos agentes para uma acção colectiva', baseadas em FRIEDMAN 1987).

O projecto em causa materializou-se na concepção, desenvolvimento e implementação das seguintes iniciativas e projectos (Figura 1):

- a definição de um sistema de vias cicláveis de carácter urbano e ribeirinho (com os equipamentos e infra-estruturas de apoio), articulando os investimentos do projecto com iniciativas complementares (Polis Ria de Aveiro e Estradas Portugal), criando uma rede de, aproximadamente, 170Km, com preocupação de integração intermodal com sistema de transporte ferroviário;
- a oferta de 300 bicicletas de utilização colectiva para usufruto na área de intervenção;
- a organização de circuitos cicláveis temáticos baseados no levantamento e sistematização de estudos de identificação dos elementos marcantes do património natural, cultural e construído, susceptíveis de serem valorizados enquanto factores de atracção e na inventariação e articulação das actividades culturais e desportivas;
- a mobilização das instituições locais (cultura, ambiente, desporto e lazer) para a participação na construção das acções de animação dos circuitos cicláveis;
- a produção e organização dos conteúdos em suportes digitais (*Website*, GPS, Áudio/Vídeo), em papel (brochuras, folhetos,…) e em placards informativos, orientados para os diferentes tipos de utilizadores (escolas, turistas, residentes,…);
- a articulação com os projectos educativos das escolas dos três municípios (Área Projecto; conteúdos pedagógicos disciplinas; Oficina na Escola);
- a organização de eventos de animação dos projectos experimentais (Festival Ciclável da Ria de Aveiro);
- a promoção de acções de fomento de empreendedorismo e incubação de empresas na área da mobilidade ciclável, do ecoturismo e de áreas afins, com o apoio da Incubadora de Empresas da Universidade de Aveiro;
- a organização de acções de sensibilização e divulgação do projecto a nível local, nacional e internacional;
- partilha de experiências e inserção em redes nacionais e internacionais – materiais e imateriais (*EuroVelo*, Interreg IVC).

No final do primeiro ano de trabalho, justifica-se uma análise das actividades desenvolvidas e um balanço dos resultados alcançados.

PROJECTO CICLORIA – ACTIVIDADES E RESULTADOS

Aprendizagem com Experiências (Nacionais e Internacionais)

Um dos aspectos essenciais para o arranque deste projecto foi a organização de um debate público sobre a temática do lazer

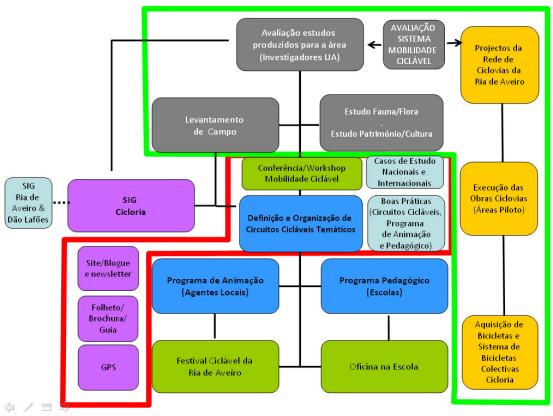


Figura 1: Esquema Metodológico

ciclável, desenvolvida na conferência internacional sobre Lazer Ciclável (http://turismociclavel.blogs.sapo.pt/), organizada em 6 de Novembro de 2009.

O debate realizado foi uma oportunidade para os participantes lançarem um conjunto de questões globais (de planeamento, projecto, normativas, de gestão e implementação), que têm vindo a merecer uma adequada reflexão no seio da equipa de projecto e que justifica a necessidade de se constituir uma plataforma de reflexão mais alargada sobre a problemática da mobilidade ciclável ligada ao lazer e ao turismo**.** Um espaço de partilha de conhecimento e de experiências, de articulação dos diversos projectos cicláveis municipais, dos operadores que actuam sobre cada um deles e também da investigação que tem vindo a ser produzida sobre a matéria, para uma mais profícua e coerente actuação e para difundir as boas práticas e aprender com os erros cometidos.

No que concerne aos desafios económicos que se colocam à mobilidade ciclável foi defendida a necessidade de aprofundar a reflexão em torno da oportunidade da dinamização de um '*Cluster* da Bicicleta' na região de Aveiro, uma vez que aqui se localizam importantes sectores económicos e de investigação – as indústrias das duas rodas, as empresas de telecomunicações e a Universidade de Aveiro - e ainda pelo facto das autarquias da região assumirem um papel cada vez mais activo na promoção da mobilidade ciclável. A reflexão em torno do desenvolvimento de um 'Cluster da Bicicleta' apresenta-se assim como uma oportunidade para: i) reflectir sobre a 'cadeia de valor' da bicicleta; ii) estudar o seu potencial de crescimento; iii) definir políticas e iniciativas da promoção do '*cluster*'; iv) orientar a inovação ligada à bicicleta (utilizadores com necessidades especiais, idosos,…).

Finalmente, foi defendida a necessidade das regiões vizinhas de Aveiro e de Viseu reflectirem sobre as vantagens de articularem os seus projectos cicláveis (Cicloria, Ecovias do Dão, Ecovias do Vouga) para uma futura afirmação de um produto turístico único a nível nacional - Rede de Ciclovias do Dão, Vouga e Ria de Aveiro, tendo sido também referida a necessidade de criação de uma 'Rede Nacional de Baixa Velocidade', que articule os projectos cicláveis existentes em Portugal e que, eventualmente, os integre na rede Europeia *EuroVelo*.

Um segundo momento de aprendizagem resultou das visitas de trabalho realizadas a Madrid e Barcelona para recolher informação sobre boas práticas internacionais (Conferência Europeia das 'Vias Verdes', Madrid, 10 a 12 Junho 2010 [http://www.aevv-egwa.org/conference2010/]; Conferência '*Cycle and Walking*', Girona, 7, 8, 9 e 10 Outubro 2010 [http://cycleandwalking.org/]).

Destas visitas resultou o seguinte conjunto de aprendizagens:

- as orientações das políticas europeias de Turismo referem a importância do turismo ciclável por se promover sobretudo em zonas desfavorecidas; por responder a um novo paradigma empresarial de ajuda às comunidades (criação de emprego) e de aposta na sustentabilidade (não esgota combustíveis fósseis e não produz emissões CO_2); e por ser melhor governado, porque apela ao envolvimento e participação dos cidadãos;
- as Vias Verdes apresentam duas tipologias fundamentais: vias de curta/média distância (menos de 100Km - CicloRia) e de longa distância - 750Km (por exemplo: Valença-Sagres);
- as características mais importantes das vias cicláveis são a segurança (passagem em zonas de baixa densidade de tráfego), fácil utilização (bem sinalizadas), variedade de percursos e disponibilidade de alojamento/'*catering*' (serviços de apoio);
- o turismo ciclável traz vantagens significativas aos aglomerados que hoje em dia não beneficiam do desenvolvimento turístico '*mainstream*'. A despesa do turista ciclável é semelhante à do visitante normal e tem a vantagem de ser realizada na área por onde passa o percurso ciclável, o que, dependendo da natureza das cadeias de fornecimento existentes, irá circular nas economias locais por mais tempo;
- o investimento em infra-estruturas cicláveis é um investimento '*low-cost*' (sobretudo se forem potenciados os caminhos rurais existentes);
- as actividades complementares ao turismo ciclável que se experimentaram (visitas técnicas, festas/convívios…), revelaram alguns resultados menos positivos (falhas de gestão e organização, problemas logísticos, falta de sensibilidade ao ciclista não regular), circunstância relevante para o desenvolvimento de algumas das actividades do CICLORIA (em particular o Festival Ciclável da Ria de Aveiro);
- A necessidade de aprofundamento de cinco casos de estudo: Potencial económico do Turismo Ciclável - *Tour de Bourgogne* (França); Animação, Arte Pública e Mobiliário Rural - Lincolnshire - *Waterways* (Reino Unido); Tecnologias e natureza – Via Verde de La Sierra (Espanha); Certificação das empresas 'amigas da bicicleta' – ADFC – Suiça (Alemanha, Austria e Rep. Checa); Gestão das Redes Cicláveis – Via Verde Girona (Espanha).

Dois últimos momentos de aprendizagem irão ocorrer com visita das autarquias e da Universidade de Aveiro à Via Verde de Girona (http://www.viesverdes.org/), um dos Estudos de Caso que a equipa técnica está a aprofundar, e à Conferência *Velo City*, em Sevilha (http://www.velo-city2011.com/).

Rede Ciclável

Um dos aspectos estruturantes deste projecto é o desenho do sistema ciclável dos três municípios (vias cicláveis e infra-estruturas e equipamentos de apoio) e da sua articulação num quadro global de intervenções cicláveis na Região de Aveiro pensadas pelo Programa Polis Ria (http://www.polisriadeaveiro.pt/).

A Rede Projectada de Vias Cicláveis do CICLORIA tem, neste momento, cerca 175 Km de extensão, assentando em dois eixos principais, a Linha Praias e a Linha Nascente, sendo servida por

Figura 2: Rede Ciclável - CICLORIA

eixos de acesso transversais e complementada por percursos de âmbito local (Figura 2).

A Linha Praias percorre a faixa litoral, ao longo de 32Km, caracterizando-se pelo seu traçado rápido e linear, assumindo por isto uma vocação mais desportiva. A Linha Nascente, com 51Km de extensão, sinuosa e de paisagem variável liga os três núcleos urbanos principais (Estarreja, Murtosa e Ovar). Com um traçado contemplativo e lento, voltado para a Ria e para a natureza, centra-se no lazer e turismo ambiental. Os circuitos Transversais, servem para alimentar a rede, ligando-a às estações de comboio e às estradas Norte-Sul que estruturam e atravessam o território. Os circuitos Locais incorporam ciclovias pré-existentes e redes capilares que poderão vir a multiplicar-se.

Associados aos percursos, surgem pontos notáveis, alguns de recepção (informação, aluguer de bicicletas, restauração, sanitários, etc), as estações e espaços de paragem e contemplação (paisagem, fauna, flora, património), mais ou menos equipados.

O Traçado da Rede, foi globalmente concebida para: revelar o património paisagístico, ambiental (fauna, flora), e cultural; potenciar o conhecimento científico disponível; aproveitar os recursos existentes nos aglomerados urbanos; articular com outros modos de transporte, nomeadamente colectivos; potenciar a actividade de lazer e turismo; e incitar à utilização da bicicleta nas deslocações quotidianas.

Considera-se, entretanto, que não é indispensável grande investimento em construção para que Rede possa ir sendo utilizada. Aproveitando caminhos existentes, com pequenos arranjos e sinalização, identificou-se uma Rede Existente de Vias Cicláveis, de traçado próximo da Projectada, que desde já começa a ser divulgada. Não descurando a necessidade de melhorar as condições de conforto e de segurança da Rede, assume-se que tal deverá ir ocorrendo de forma progressiva.

Para que o aluguer de bicicletas (e do dispositivo) constitua um serviço eficaz e não oneroso, pensa-se que poderá acontecer de forma descentralizada, em serviços públicos ou privados, nomeadamente de restauração e hotelaria.

Figura 3: Dispositivo electrónico

Como estímulo à utilização da bicicleta, perspectiva-se a disponibilização de bicicletas de uso colectivo, com as seguintes características base: durabilidade; fácil identificação (sem que exija modelo próprio); "caixa" de 3 velocidades; diferentes dimensões, não esquecendo os mais novos; diversos complementos, nomeadamente protecção para a corrente, cesto na parte da frente, luz dianteira, cadeado; diversos acessórios, como sejam cadeira de criança ou atrelado, capacete, bomba de ar.

Perspectiva-se, também, a concepção e disponibilização de um dispositivo electrónico móvel que poderá ser utilizados por ciclistas, com bicicletas colectivas ou próprias, e que visa, em simultâneo, fornecer apoio, animação e segurança aos utilizadores e constituir uma base informativa para futuros utilizadores e para a gestão e melhoria da Rede. As funcionalidades pretendidas estão elencadas na Figura 3.

Perspectiva-se que este sistema esteja a funcionar já durante o presente ano de 2011.

Dinamização Social

A Mobilidade Ciclável é assumida, neste Projecto, como uma oportunidade para um processo de envolvimento e dinamização social, centrado na ria de Aveiro e nas actividades de fruição ligadas ao desporto/saúde/lazer, mas também na mobilidade quotidiana, suscitando uma cidadania sensível às questões ambientais e energéticas.

Perspectivam-se três linhas de acção: trabalho com as escolas; envolvimento de agentes locais; promoção de um evento anual de âmbito nacional.

No que respeita às Escolas, prevê-se uma acção continuada e um evento final. A ideia base para uma acção continuada assenta na possibilidade de integrar um Programa Pedagógico para a Mobilidade Ciclável no Projecto Educativo de cada escola, relacionando o tema com as matérias que integram as diversas unidades curriculares e com a vivência diária dos alunos e das suas famílias, estimulando a utilização da bicicleta como um exercício saudável e que permite o conhecimento do território onde vivem. Sendo realizadas actividades transversais ao conjunto de disciplinas, serão acumuladas experiências e produzidos materiais sobre o tema, os quais poderão ser utilizados em evento anual, reunindo diversos estabelecimentos de ensino.

Nesse evento, denominado Oficina na Escola, ocorrerão experiências, jogos e concursos, decorrentes do trabalho anual, mas com recurso a animadores contratados de áreas artísticas e científicas, procurando valorizar os modos suaves de deslocação e suscitar a vontade de utilização da bicicleta, no imediato e ao longo da vida, e de a utilizar como modo de fruição e conhecimento da Ria de Aveiro.

Para além da população escolar, pretende-se envolver no Projecto a generalidade dos agentes locais, os institucionais, as diversas associações desportivas e culturais e também os agentes económicos que podem lucrar com um envolvimento directo,

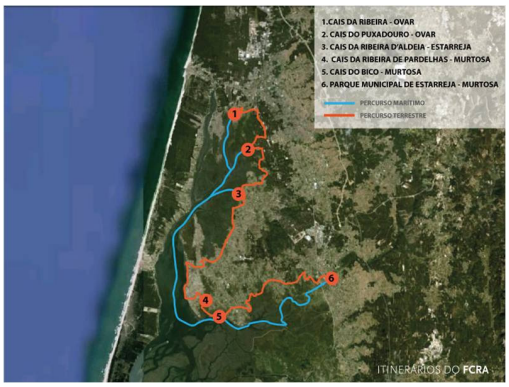


Figura 4: Festival Ciclável

desde logo os de restauração e hotelaria, mas também outros, que possam surgir em torno de serviços de apoio à bicicleta e ao lazer.

Para tal, as diversas iniciativas têm de ser conduzidas de forma aberta, promovendo encontros, debates, eventos, dinâmicas que se projectem no futuro. O objectivo é o reforço da identidade da região alavancado na bicicleta e na ria de Aveiro.

Para além disso, pretende-se que a Região venha a ser reconhecida, a nível nacional e até internacional, como destino de lazer ciclável. Para isso, e para além da qualificação da infra-estrutura e das acções de divulgação a que já se fez referência, projecta-se para Junho de 2011 o Festival Ciclável da Ria de Aveiro, que se pretende anual e de âmbito nacional, dirigido aos utilizadores de bicicleta e 'amantes da natureza'.

A programação do Festival deve assumir a bicicleta, o lazer e o turismo como temas principais (inspirando-se na análise de outras experiências internacionais). Deve atrair estruturas associativas nacionais e internacionais interessadas na bicicleta e, possivelmente, uma feira/divulgação de produtos associáveis ao lazer ciclável. Deve promover o envolvimento da população local, tirando partido das práticas cicláveis quotidianas, do trabalho com as escolas e de outras dinâmicas locais, por exemplo a forte tradição do Carnaval. Deve promover actividades artísticas e de divulgação científica relacionadas com as problemáticas da mobilidade e do lazer, e divulgar a Sub-Região e a Ria, tirando partido do conhecimento científico existente.

O modelo do Festival - ilustrado na Figura 4 - assenta na itinerância, explorando e enaltecendo a qualidade da paisagem. Ocorrerão, em simultâneo, um Percurso Terrestre (revelando a rede ciclável) e um Percurso Aquático (de desfrute da Ria), cujos caminhos se cruzam nos Cais e em locais de paragem mais prolongada, onde ocorrerão os Eventos principais.

Esquadrões Itinerantes, constituídos por visitantes e conduzidos por equipa de animação, seguirão os percursos (ciclável e aquático) com programas previamente definidos. Outros visitantes poderão realizar percursos próprios, diversificando as possibilidades de exploração territorial. Outros, ainda, poderão dirigir-se directamente aos Eventos fixos, que ocorrerão em sucessão temporal, não se sobrepondo.

O evento deve ainda servir como elemento de mobilização colectiva em torno desta aposta (ria de Aveiro como espaço privilegiado de fruição para lazer ciclável) e, reforçar a articulação entre diferentes autarquias, agentes (sociais, económicos e culturais), comunidades locais e universidade, potenciando recursos existentes e valorizando sinergias. Deverá ter uma periodicidade regular (anual) e, eventualmente num futuro próximo, alargar-se a todos os municípios da Região de Aveiro, devendo passar a figurar no programa de promoção turística da região (a nível nacional e internacional).

Dinamização Económica

Referiu-se, desde o início, a ambição integradora deste Projecto, estendendo-se também à área económica. Sabe-se que a atracção de visitantes constitui um potencial no domínio da restauração, hotelaria e prestação de serviços. Mas pretende-se ir além disso, suscitando uma dinâmica industrial, baseada na valorização do conhecimento científico e tecnológico, num ambiente de inovação e numa atitude colaborativa entre agentes económicos.

Para responder a este objectivo está em curso a criação de uma Plataforma para a Valorização Económica da Bicicleta, que junta os municípios (administradores do território) e parceiros ligados à produção industrial da bicicleta, ao desenvolvimento do sector das TICE, e ao conhecimento científico relativo à tecnologia, ao planeamento do território e da mobilidade e à economia.

O grupo dinamizador desta Plataforma adoptou como missão contribuir para a consolidação de um '*cluster* da bicicleta e da mobilidade ciclável', dinamizando projectos inovadores e com elevado potencial de exportação, alicerçados numa rede de complementaridade, no conhecimento, no dinamismo e na tradição. O grupo dinamizador formulou diversos objectivos, entre os quais: promover um centro de competências em torno da temática bicicleta e mobilidade ciclável; apoiar e dinamizar a relação entre diferentes parceiros da plataforma; aumentar a cadeia de valor da bicicleta e do seu uso; apoiar a dinâmicas de empreendedorismo e de incubação empresarial; desenvolver, testar e promover produtos e serviços com elevado potencial de exportação; tornar a Região de Aveiro um laboratório vivo de experimentação, atraindo para a região produtos e recursos de suporte ao desenvolvimento de um cluster da mobilidade ciclável.

Neste momento está em discussão a institucionalização da Plataforma, tendo-se considerado que, antes disso, para que ganhe densidade e robustez, devem avançar projectos agregadores, tendo-se identificados os seguintes estudos:

- compilação do conhecimento existente, à escala mundial, sobre a Oferta de Bicicletas (características e componentes) e sobre a Procura (nichos de utilizadores, especificidades), complementado por estudo sobre as capacidades produtivas locais e nacionais, o que permitirá identificar áreas e produtos em que valha a pena investir;
- avaliação do potencial económico do Turismo e Lazer Ciclável, em Portugal, e sobre as escalas territoriais, características de rede e modos de divulgação e gestão que o poderão tornar mais apelativo. Tal avaliação deverá compilar estudos Internacionais sobre o assunto e confrontá-los com investigação sobre a realidade portuguesa.

O grande objectivo desta plataforma é a dinamização de projectos concretos, o primeiro essencialmente industrial, articulando bicicleta, energia e TICE, o segundo com eventual aplicação a um projecto-piloto na Região Centro Litoral.

Para além do exposto, o CICLORIA tem procurado apoiar o desenvolvimento de iniciativas de promoção do empreendedorismo, tendo realizado em Outubro de 2010, em colaboração com a Incubadora de Empresas da Universidade de Aveiro (UA) (http://www.ua.pt/incubadora/), um passeio de empresários na área de intervenção e um *brainstorming* de discussão de 'ideias de negócio sobre Mobilidade Ciclável' (Figura 5). Perspectiva-se que durante o presente ano se possa lançar um concurso de ideias com a Incubadora de Empresas da Universidade de Aveiro.

EMPREENDER - DA TEORIA À PRÁTICA

Empreendedores analisam oportunidades na Ria de Aveiro

Empreendedores da Incubadora de Empresas da UA reuniram-se para analisar oportunidades de negócios em torno da Ria de Aveiro

Figura 5: Ideias de Negócio sobre Mobilidade Ciclável

Valorização do Conhecimento para animação e qualificação da fruição das Ciclovias e da Ria de Aveiro

Uma das dimensões relevantes do Projecto CICLORIA, e uma das razões que levou ao envolvimento da Universidade de Aveiro como parceiro do projecto, é a preocupação com a sistematização, organização e valorização do conhecimento científico produzido sobre vários elementos da Ria de Aveiro e sobre o seu potencial e utilidade social para qualificação e animação da mobilidade ciclável de lazer no seu território.

Do ponto de vista metodológico, foi cumprida uma primeira fase onde se desenvolveu uma inventariação prévia de trabalhos produzidos por investigadores, sobretudo da UA, em diferentes domínios do conhecimento (Cultura, Fauna Aquática, Avifauna, Flora, Património). Numa fase subsequente irão procurar desenvolver-se esforços de aprofundamento de conhecimento em domínios onde se revelem potenciais elevados de valorização da fruição do território, complementados com propostas de valorização dos percursos cicláveis e de organização e desenvolvimento de actividades lúdico-científicas.

Comunicação

O desenvolvimento deste projecto é particularmente exigente em matéria de comunicação e divulgação, uma vez que a ambição passa por mobilizar as comunidades e agentes locais para alinhar as suas iniciativas com os objectivos do projecto e, ainda, por atrair 'turistas cicláveis' da região, do país e do estrangeiro, através de uma forte articulação de esforços com a promoção turística nacional e internacional da região.

Na primeira fase do projecto desenvolveram-se materiais e ferramentas de comunicação transversais à construção do Projecto: manual de identidade gráfica; panfleto; *powerpoint* de divulgação; *site Web* 2.0 e redes sociais (www.cicloria.org.pt; http://cicloria.blogs.sapo.pt/; http://www.facebook.com/CicloRia) para reunir os conteúdos produzidos; *newsletter* para envolvimento crescente de diversos agentes no Projecto.

Na segunda fase pretende-se desenvolver um conjunto de acções dirigidas a determinados mercados-alvo, utilizando os seguintes meios: um panfleto turístico, relativo à Rede, em formato analógico e digital; o desenvolvimento de alguns artigos de *merchandising*; a construção de um expositor itinerante (bicicleta com atrelado); um poster e um guia turístico (bilingue) para distribuição nacional e internacional, através de agentes turísticos.

PROJECTO CICLORIA – BALANÇO, DISCUSSÃO E CONCLUSÕES - O FUTURO

No final do primeiro ano de execução do projecto é importante procurar fazer um primeiro balanço dos resultados alcançados, das dificuldades encontradas e das pistas para o futuro.

Este é um projecto particularmente relevante porque: i) se estabelece através de uma parceria entre três municípios e uma Universidade para a promoção de uma mudança de cultura (de mobilidade urbana, de forma de olhar o território, de valorizar os seus recursos); ii) se constrói em cima de projectos bem sucedidos já realizados; iii) apresenta um conceito inovador – encontrar forma criativa de estimular o uso da bicicleta – a mobilidade ciclável como uma oportunidade de conhecimento científico (um "território educador" da mobilidade sustentável) dos potenciais e atractivos da região; iv) se orienta para dois públicos-alvo fundamentais – estudantes e turistas, o primeiro pelo potencial social de mudança de hábitos, o segundo pelo potencial de animação económica; v) utiliza uma metodologia que mobiliza os saberes científicos (Universidade de Aveiro), tecnológicos (instituições e empresas da região), empíricos (agentes locais) para construir produtos de informação que estimulem a 'descoberta do território através dos modos suaves'; vi) potencia a criação de serviços tecnológicos onde serão colocadas e disponibilizadas as informações sobre os potenciais de atracção da ria de Aveiro e dos aglomerados urbanos de Ovar, Murtosa e Estarreja/Pardilhó; vii) cria percursos em rede, que aumentem a atractividade do projecto e o potencial de crescimento, dentro da área territorial dos municípios e para os outros municípios da ria de Aveiro; viii) estimula o envolvimento dos agentes locais na animação cultural e o envolvimento das escolas na construção dos projectos pedagógicos interdisciplinares, à volta do tema da mobilidade em modos suaves, estimulando o desenvolvimento de competências múltiplas; ix) pretende gerar a criação de empresas que forneçam serviços para apoiar o sistema ciclável (oficinas, segurança, informação turística, animação cultural, conteúdos,…); x) finalmente, valoriza a ligação internacional do projecto tirando partido das redes em construção e das associações temáticas internacionais.

No que concerne aos resultados alcançados, importa sublinhar: i) aprofundamento do trabalho de articulação institucional entre autarquias (sobretudo entre técnicos dos departamentos similares) e com a universidade; ii) criação de redes internacionais, particularmente úteis na aprendizagem e troca de informação (e que suportarão a futura visita dos responsáveis municipais a Girona); iii) fortalecimento de relações institucionais com parceiros ligados ao tema (INOVARIA, ABIMOTA, INVESFER) na plataforma para a valorização económica da bicicleta; iv) definição da rede ciclável do CICLORIA e sua articulação com o Polis Ria de Aveiro (uma parte substancial da rede ciclável poderá estar passível de ser utilizada com pequenas intervenções de limpeza e arranjo); v) desenvolvimento de um dispositivo tecnológico móvel (produzido através dum projecto I&D do DECA – UA) em articulação com um *site*; vi) a mobilização das comunidades escolares na construção do programa educativo; vi) conceito inovador de festival ciclável (itinerância e articulação entre saberes/competências externas e locais); viii) esforço de estímulo para a criação de novas áreas de negócio ligados à

mobilidade ciclável (e futuro concurso de ideias); ix) mobilização e articulação de saberes científicos para qualificação e animação lúdico-científica dos percursos (aumentar utilidade social do conhecimento científico).

No que respeita a dificuldades encontradas, as mais significativas prendem-se com: i) o significativo número de empreitadas/serviços externos; ii) a carga de procedimentos administrativos que suportam qualquer iniciativa de contratação pública; iii) lentidão dos procedimentos administrativos e suas consequências no processo técnico; iv) o facto dos procedimentos terem de ser feitos em triplicado; v) receio de comunicação do projecto (em andamento) e divulgação de resultados preliminares; vi) dificuldades de mobilização dos agentes locais (mudança de agenda); vii) atrasos e dificuldades técnicas na concepção do *site*.

No que se refere às perspectivas de futuro o projecto anseia:

- uma rede ciclável com grande qualidade ambiental e funcional, inserida numa rede mais vasta, nacional e europeia (talvez integrada na Rede *EuroVelo*);
- o Festival Ciclável da Ria de Aveiro com impacto nacional, pelo menos para os utilizadores de bicicleta;
- uma dinâmica económica multiplicativa, articulando tradição com conhecimento científico, apoiada na Plataforma para a Valorização Económica da Bicicleta;
- uma organização intermunicipal para o Lazer Ciclável, com atitude estratégica, inovadora e integradora, conseguindo ser eficaz e eficiente;
- a Sub-Região de Aveiro reconhecida nacional e internacionalmente como referência de Lazer Ciclável.

LITERATURA CITADA

Cross, Gary, 1990, A Social History of Leisure Since 1600. State College, PA: Venture Publishing

Directorate General for Internal Policies - Policy Department B: Structural and Cohesion Policies, 2009, The European Cycle Route Network – Eurovelo - Challenges and Opportunities for Sustainable Tourism, Directorate General for Internal Policies, Brussels

Friedmann, John, 1987, Planning in the Public Domain: From Knowledge to Action. Princeton University Press, New Jersey

Grainger-Jones, Byron, 1999, Managing Leisure, Butterworth-Heinemann

Healey, Patsy, 1997, Collaborative Planning. Shaping Places in Fragmented Societies, MacMillan Press, London.

Lumsdon, Les, Tolley, Rodney, 2001, The National Cycle Strategy in the UK: to what extent have local authorities adopted its model strategy approach, Journal of Transport Geography 9 (293.301)

Lumsdon¸ Les, 2000, Transport and Tourism: Cycle Tourism – A Model for Sustainable Development?, JOURNAL OF SUSTAINABLE TOURISM, Vol. 8, No. 5

Lumsdon¸ Les, Downward, Paul, Cope, Andy, 2004, Monitoring of cycle tourism on long distance trails: the North Sea Cycle Route, Journal of Transport Geography 12 (13–22)

Lumsdon¸ Les, Tolley, Rodney, 2004, Tourism and Transport: Issues and Agenda for the New Millennium, Non-Motorised Transport and Tourism: A Case Study — Cycle Tourism, Chapter 11, Elsevier Ltd

Murtosa Ciclável, 2008, Projecto de Mobilidade Sustentável, Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa

Shivers, Jay, 1997, The story of leisure: context, concepts, and current controversy, Human Kinetics

Simonsen, Peter, Saabye, Jørgensen, Birgitte, Robbins, Derek, 1998, Cycling tourism, Unit of Tourism Research at Recearch Centre of Bornholm

Torkildsen, George, 2005, Leisure and Recreation Management, Routledge

Simulação da Evolução das Condições Hidromorfológicas da Barra da Ria de Aveiro e Respectivos Impactes nos Prismas de Maré

A. Silva [a] e P. Leitão [a]
[a] HIDROMOD, Lda,
Rua Rui Teles Palhinha, 43, 1º, Leião
2740-278 Porto Salvo, Portugal
{adelio, Paulo.chambel}@hidromod.com

SUMÁRIO

A análise dos elementos disponíveis sobre a evolução da zona da barra da Ria de Aveiro nos últimos 20 anos mostra que a barra sofreu alterações de geometria relevantes que tiveram como consequência alterações nos campos de correntes e no prisma de maré que têm contribuído para criar condições para o aprofundamento do canal de navegação e que têm tido reflexos nos níveis atingidos no interior. De acordo com os levantamentos hidrográficos disponíveis entre 1987 e 2007 a zona do banco a sul após um período inicial de assoreamento perdeu cerca de 5 milhões de m^3 de areia. Da análise destes levantamentos pode também concluir-se que a zona do canal de navegação perdeu cerca do mesmo volume de areia por efeito do respectivo aprofundamento. Embora não se disponha de um levantamento equivalente anterior à construção dos molhes, pode presumir-se que uma parte significativa da areia que constituía o banco sul terá tido como origem o canal de navegação. No mesmo período assistiu-se a um processo de assoreamento no trecho a norte da barra que se reflecte no desalinhamento da linha de costa nos trechos a norte e a sul da barra. Com base em simulações efectuadas em modelo e em dados existentes foi efectuada uma análise da dinâmica do sistema e proposto um modelo conceptual de funcionamento. O estabelecimento deste modelo é de fundamental importância para uma tentativa de compreensão/explicação dos processos que conduziram ao estado actual e, a partir daí, para uma tentativa de estabelecimento de um modelo de evolução futura. Nesta comunicação, com base nos resultados do modelo, suportados por medidas quer de níveis e velocidades quer da batimetria, será efectuada uma reflexão sobre a relação entre o aprofundamento do canal da barra e os caudais trocados com o mar em cada ciclo de maré. Será igualmente efectuada uma avaliação das perspectivas de evolução tendo em consideração uma análise das profundidades de equilíbrio teóricas do canal e as taxas de aprofundamento que se verificaram entre 1987 e o presente.

PALAVRAS CHAVE: *Hidrodinâmica*, *hidromorfológia*, *MOHID, Ria de Aveiro, Barra*

INTRODUÇÃO

A ria de Aveiro é uma laguna costeira situada no litoral centro de Portugal (38º 5' N, 8º 44' W). A área coberta por água em preia-mar varia consideravelmente com a maré, entre 83 Km^2 nas marés vivas e 66 Km^2 em marés mortas (Dias *et al*, 1999). Os principais rios que desaguam na Ria são o Rio Antuã e o Rio Vouga, sendo este último o mais importante dos dois. A comunicação com o Oceano Atlântico dá-se através do canal da Barra, aberto artificialmente no cordão de areia que separa a Ria do Oceano, tem cerca de 1,3 Km de comprimento, 350 m de largura e 20 m de profundidade.

No século X d.c iniciou-se a formação da laguna a que hoje se dá o nome de Ria de Aveiro. A conjugação dos ventos de quadrante Oeste com as correntes costeiras de Norte para Sul, levaram à formação de duas "línguas" de areia, uma a Norte em Espinho e outra a Sul no Cabo Mondego. A persistência deste processo de sedimentação fez com que estas duas línguas crescessem em sentidos opostos. A comunicação entre a laguna e o mar ou foi inexistente ou variou entre a Torreira e as proximidades de Mira, até que em 1808 se construiu a embocadura no sítio onde hoje a conhecemos.

A Ria mede aproximadamente 45 Km de Ovar até Mira e atinge a sua largura máxima onde desemboca o Rio Vouga (8,5 Km). A existência de espraiados de maré e canais sinuosos são características comuns às lagunas costeiras como a Ria de Aveiro. Os canais mais profundos correspondem aos canais destinados à navegação, onde devido às constantes operações de dragagens se consegue manter uma profundidade que varia entre os 4 e os 7 m. O resto da laguna tem em média menos de 1 m de profundidade. Podemos dividir a Ria em quatro ramos principais: a Sul temos o Canal de Ilhavo e o Canal de Mira, o Canal de Ilhavo tem um comprimento de 7 Km e uma largura máxima de 200 m , o Canal de Mira corre paralelo e a Oeste do Canal de Ilhavo, tem 14 Km de comprimento e 300 m de largura máxima. A Norte corre o canal de Ovar, com 25 Km de comprimento começa por ser largo e profundo, mas à medida que avançamos para Norte torna-se mais baixo e ramifica-se numa complexa rede de canais e baías. Finalmente temos a "Ria Murtosa", com uma geografia muito complexa de canais e que acaba no bico do Moranzel, em frente à foz do Rio Antuã.

O caudal médio do Rio Vouga, cuja bacia hidrográfica mede 928 Km^2, é de 24 m^3/s (Vicente, 1985). A superfície drenada pelo Rio Antuã mede 146 Km^2, e o seu encontro com a Ria dá-se no Largo do Laranjo em Estarreja. O caudal médio anual deste rio é da ordem de 3 m^3/s. Devido à escassez de dados de base encontram-se diferentes estimativas na literatura, por exemplo, 2 m^3/s (GRIA, 1990) ou 4 m^3/s (Hall, *et al.*, 1985). O caudal médio de água doce afluente à Ria é da ordem 40 m^3/s, que corresponde a um volume de $1{,}8\times10^6$ m^3 ao longo de um ciclo de maré (Vicente, 1985). A circulação geral dentro da laguna é dominada pela maré. A amplitude desta na embocadura varia entre 3,3 m nas marés vivas e 1,0 m nas marés mortas.

A onda de maré, que se desloca de Sul para Norte ao longo da costa Oeste de Portugal, entra através do Canal da Barra, e à

medida que se afasta da embocadura sofre reduções de amplitude, atrasos e deformações acentuadas (Vicente, 1985), chegando ao ponto de, nos locais mais interiores da laguna, os estados de maré serem opostos aos da maré Oceânica (Hall, 1982). Em geral a onda de maré sofre um atraso maior na baixa mar, ultrapassando as 5h de atraso nos locais mais afastados, a Sul e a Norte, da embocadura (Vicente, 1985). A velocidade máxima é de cerca de 1 m/s e dá-se nos canais mais estreitos e profundos, a velocidade diminui à medida que nos aproximamos do fim dos canais, no entanto, nunca se chega a anular, desta forma se vê que a influência da maré está presente em toda a laguna (Dias, *et al.*, 1996a).

As correntes no canal da Barra são fortes, sendo as de vazante mais fortes que as de enchente, as primeiras assemelham-se a um jacto, ligeiramente dirigido para Sul, enquanto que o fluxo de enchente provém de uma maior extensão de agua que converge para a embocadura (Dias ,*et al*., 1996b). Outro fenómeno que influencia a circulação geral da Ria, é a tensão do vento; embora não seja tão importante como a maré, já que não se faz sentir em toda a laguna, tem uma influência que não deve ser desprezada nas zonas mais largas e mais baixas da Ria; onde a velocidade da corrente devido à maré é pequena. Com ventos fortes na direcção predominante desta região (NW), (Dias, *et al*., 1996a) verificaram que o efeito da tensão do vento provoca um aumento no valor da velocidade da corrente nos locais com estas características.

EVOLUÇÃO RECENTE DA BARRA

As profundidades de equilíbrio natural no canal exterior de acesso à embocadura da Ria de Aveiro são insuficientes para as necessidades de navegação do Porto de Aveiro, o que tem exigido esforços permanentes para melhoramento das condições de acessibilidade. Esse esforço tem-se traduzido em dragagens de manutenção da barra, efectuadas à medida que esta vai assoreando por deposição do transporte litoral que transpõe o molhe norte da embocadura.

O canal de acesso à embocadura, que se desenvolve sobre o banco exterior, é modelado predominantemente pelo jacto de vazante da maré. O seu "passe", trecho de menores profundidades, localiza-se na zona de intersecção da restinga submersa que se estende pela frente da embocadura, a qual constitui a faixa preferencial de transposição das areias envolvidas no transporte sólido litoral. A posição e cota do "passe", bem como a robustez da restinga, sofrem frequentes variações devido à aleatoriedade do regime de agitação marítima e às consequentes alterações da intensidade e mesmo de sentido do transporte sólido litoral.

Em Hidromod (2004) é apresentada uma análise da evolução da batimetria ao longo do canal de acesso baseada na comparação de levantamentos sucessivos entre 1987 e 2001 bem como uma análise das condições de equilíbrio da barra tendo em consideração diferentes formulações propostas por diversos autores. A análise dos levantamentos apontava no sentido de já nessa altura se ter atingido uma situação e alguma estabilidade das profundidades um período após 1987 onde se observou um aprofundamento significativo. A análise das condições de equilíbrio da barra, embora conduzisse a valores diferentes consoante o tipo de formulação utilizada, apontava também no sentido da barra apresentar profundidades compatíveis com um estado de equilíbrio.

Um complemento deste estudo efectuado em 2007 (Hidromod, 2007) baseado uma análise das zonas de erosão/deposição observadas entre os levantamentos de 1987-2001, 2001-2003, 2003-2005 e 2005-2006 e das profundidades médias nas zonas identificadas na Figura 1 veio confirmar esta tendência.

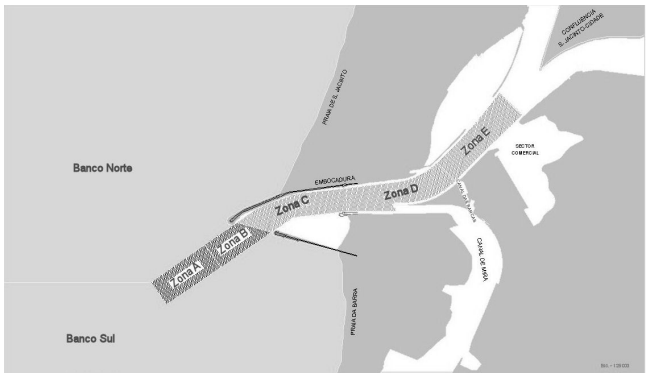


Figura 1: Identificação das zonas de comparação dos levantamentos.

A análise das profundidades médias nas zonas indicadas na figura mostra que apesar de efectivamente em 2001-2002 se parecer estar a atingir uma situação de equilíbrio (com pequenas variações entre os levantamentos) após este período, e com excepção das zonas A e B situadas já na zona costeira, parece voltar a retomar-se a tendência de aprofundamento do canal na zona para montante dos molhes (cf. Figura 2).

A análise dos mapas de diferenças observadas entre os levantamentos mostra igualmente uma tendência para erosão do canal que se apresenta forte entre 1987 e 2001 (Figura 3) mas que depois se torna mais suave. Entre 2003 e 2005 verifica-se outra vez um incremento nas taxas de erosão que voltam a reduzir-se significativamente entre 2005 e 2006.

Funcionamento Esquemático de Barras Fixas

Existem na literatura diversos estudos que caracterizam o funcionamento esquemático de barras fixas com recurso a um ou dois esporões (e.g. U.S.C.E., 1995, FitzGerald et al, 2000, Kraus e Larson, 2001) que podem contribuir para uma melhor compreensão dos processos que condicionam a evolução da barra de Aveiro. Estes estudos permitem estabelecer por exemplo, com base nalguns critérios empíricos, secções de equilíbrio em função dos prismas de maré (eg. O'Brien, 1969, Johnson, 1973, Jarret, 1976).

De uma forma geral a dinâmica das barras sujeitas à acção combinada de ondas e correntes é caracterizada, do lado do mar, pela existência de um delta de vazante resultante do transporte promovido pelas correntes de maré e pela existência de um transporte litoral promovido pela acção das ondas.

Nos casos da existência de dois molhes (ou esporões) de fixação existe tendência para que o banco sedimentar se tenda a fixar para

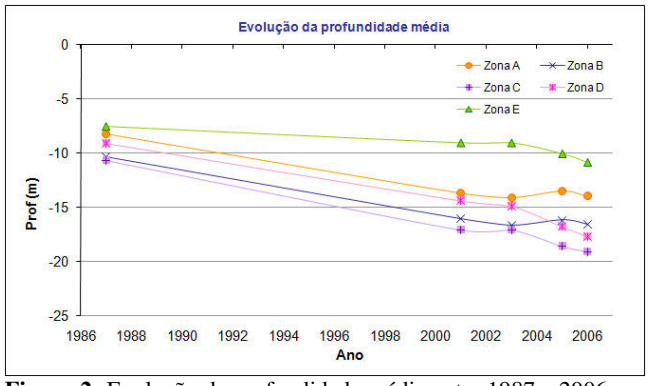


Figura 2: Evolução da profundidade média entre 1987 e 2006 nas zonas indicadas na Figura 1

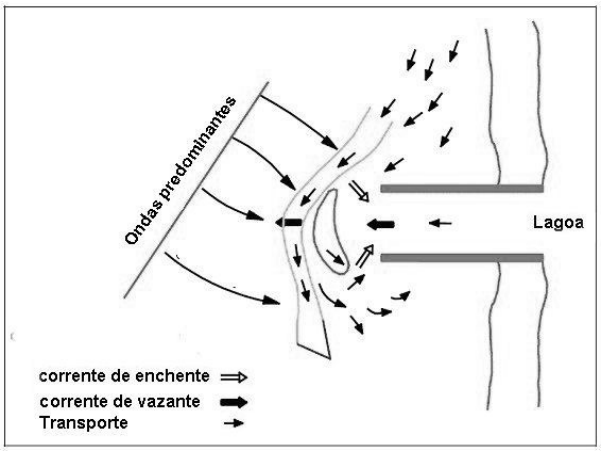


Figura 3: Funcionamento esquemático de uma barra com dois molhes (caso da barra de Aveiro). Reproduzido com base em U.S.C.E., 1995.

lá da linha das cabeças das estruturas mas, uma vez esgotada a capacidade de retenção da obra a barlamar, e desde que a respectiva cabeça não esteja localizada a profundidades que impeçam as areias de voltar à costa, acaba por se restabelecer o transporte longitudinal (Figura 3).

Análise das condições de estabilidade da barra de Aveiro

O conceito de área de equilíbrio para barras sujeitas à acção da maré tem-se revelado uma aproximação bastante útil para perceber o ajustamento da área da barra às condições hidrodinâmicas e às características dos processos de transporte que aí ocorrem. O estabelecimento de critérios de análise de estabilidade das barras tem sido objecto de atenção por parte de diversos investigadores ao longo dos anos. Salientam-se a este propósito, entre outros, os trabalhos de Brunn e Gerritsen (1960), Keulegan (1967), O'Brien (1969), Mota Oliveira (1970), Dean (1971), Jarret (1976), Brunn (1978), Hughes (2002).

O'Brien (1969) propôs uma relação entre a área da secção e o Prisma de maré do tipo:

$$Ac = \frac{\pi \, \mathrm{Pr}}{T \; U_m} \tag{1}$$

Sendo:

Ac = secção mínima da barra em condições de equilíbrio
Pr = Prisma de maré
T = Período da onda de maré
U_m = Velocidade máxima na barra

Dean (1971) considerou que, no caso de barras de grandes dimensões, se poderia considerar um valor indicativo de 1 m/s para o valor de U_m. As aproximações baseadas na equação anterior foram objecto de ajuste para diferentes tipos de barras (e.g. com ou sem molhes) e a diferentes tipos de ambientes (e.g. costa atlântica ou pacífica) tendo O'Brien proposto uma expressão para o caso de uma barra com dois molhes:

$$\mathrm{Ac} = 7.489 \times 10^{-4} \, \mathrm{Pr}^{0.85} \tag{2}$$

No caso da barra de Aveiro, considerando um prisma de maré da ordem dos 80 milhões de m^3, a área de equilíbrio deveria ser da ordem de 4000 m^2. Considerando uma largura média do canal de 300 m obtém-se uma profundidade média de equilíbrio da ordem dos 13 m.

Brunn e Gerritsen (1960) e Brunn (1978) propuseram igualmente um critério de estabilidade que tem em consideração o valor da deriva litoral M. Segundo estes autores as condições de estabilidade das barras podem ser consideradas como boas, razoáveis, razoáveis a más ou más de acordo com o seguinte critério:

	Pr/M > 150	Boas
100 >	Pr/M < 150	razoáveis
50 >	Pr/M < 100	razoáveis a más
	Pr/M < 50	más

Considerando uma deriva litoral de 1.5 milhões de metros cúbicos/ano, segundo este critério a barra teria boas condições de estabilidade para valores do prisma de maré superiores a 200 milhões de m^3 (portanto bastante longe do actual). seno caso de se considerar que o trânsito litoral poderá estar reduzido a metade, devido às dragagens e à redução das fontes sedimentares, as condições de estabilidade já podem ser consideradas razoáveis.

Hughes (2002) propôs uma relação similar às anteriores que se ajusta bastante bem ao comportamento observado num grande número de barras nos Estados Unidos e em testes laboratoriais. Segundo esta formulação a área de equilíbrio da secção pode ser expressa pela expressão:

$$A_c = 0.87 \left[\frac{W^{1/9}}{\left[g(S_s - 1 \right]^{4/9} d_e^{1/3} T^{8/9}} \right] \mathrm{Pr}^{8/9} \tag{3}$$

Sendo:

W: largura da barra
S_s: peso específico dos sedimentos
d_e: diâmetro médio dos sedimentos
T: período da onda de maré
Pr: Prisma de maré

A aplicação deste critério à barra da ria de Aveiro aponta para valores da ordem de 6.000 m^2, portanto acima do previsto pelo critério de O'Brien. Seguindo o mesmo critério de considerar uma largura da barra da ordem dos 300 m, esta formulação aponta para uma profundidade de equilíbrio da ordem dos 20 m.

Escoffier (1940) propôs uma curva de estabilidade hidráulica, geralmente referida como diagrama de Escoffier, na qual é representada a relação entre a velocidade máxima e a área da secção. De acordo com este diagrama uma barra é considerada hidraulicamente estável se a respectiva secção for maior que um determinado valor crítico. Numa comunicação posterior, Escoffier

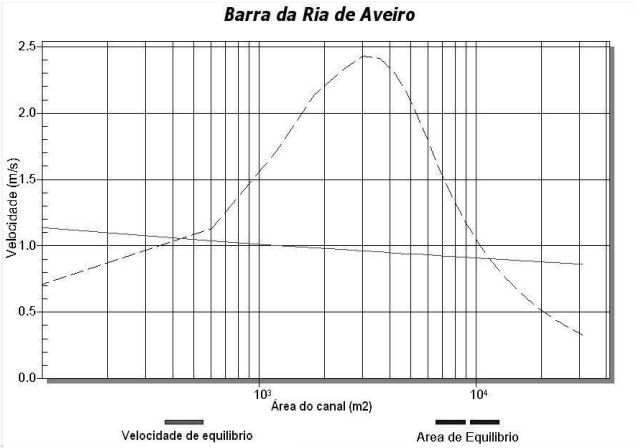


Figura 4: Aplicação do critério de estabilidade de Escoffier à barra de Aveiro (Calculado com base no programa CEA – Channel Equilibrium Area do US Army Corps of Engineers)

(1977), usando as formulações de Keulegan e O'Brien, propôs uma variante do diagrama original que considera a variação da velocidade de equilíbrio em função do coeficiente K. Valores adimensionais de υ e de υ_e (sendo $\upsilon = U_m/(2gao)^{1/2}$ e υ_e o valor de equilíbrio de υ). O ponto de intersecção do lado esquerdo da curva representa o início de uma situação de equilíbrio instável e o ponto de intersecção do lado direito da curva representa o ponto a partir do qual se considera uma situação de equilíbrio estável.

A aplicação deste critério à barra de Aveiro permite traçar para a barra a curva representada na Figura 4, verificando-se que, neste caso, o pico da curva é atingido para valores da área da secção da barra da ordem dos 2000 m^2.

Teixeira (1994) apresenta uma avaliação das condições da barra entre 1865 e 1988 que, sobreposta a estes valores, permite constatar que, de acordo com este critério, o limite de separação entre estabilidade e instabilidade (pico da curva) é ultrapassado após a década de 50.

MODELO DA RIA DE AVEIRO

A HIDROMOD tem mantido, de forma continuada, um trabalho de modelação da Ria de Aveiro que se iniciou com a implementação de um modelo bidimensional da Ria de Aveiro e zona costeira adjacente no âmbito do Plano de Ordenamento do Porto de Aveiro.

O modelo originalmente desenvolvido no âmbito do Plano de Ordenamento destinava-se essencialmente ao cálculo da hidrodinâmica e era forçado pela maré. Com a continuação dos trabalhos de modelação o modelo evoluiu para uma versão 3D e passou a incluir igualmente o forçamento pelo vento (fundamental na simulação de condições meteorológicas mais intensas).

A evolução do modelo passou igualmente pelo melhoramento das condições de fronteira que passou a incluir a utilização de um modelo de grande escala, que abrange o Atlântico Norte, para a respectiva definição. Esta evolução foi fundamental para permitir a correcta simulação dos processos costeiros. Como resultado destes melhoramentos o modelo demonstra actualmente capacidade para simulação dos fenómenos que ocorrem na zona costeira mesmo em situações meteorológicas extremas.

Como resultado desta evolução, o modelo possui actualmente a capacidade de simular, para além da hidrodinâmica, fenómenos de dispersão, de qualidade da água e de transporte de sedimentos.

Simulações da hidrodinâmica

A caracterização da hidrodinâmica (e transporte) foi efectuada com base em simulações utilizando o modelo matemático da Ria de Aveiro tendo em consideração o efeito de ondas e correntes.

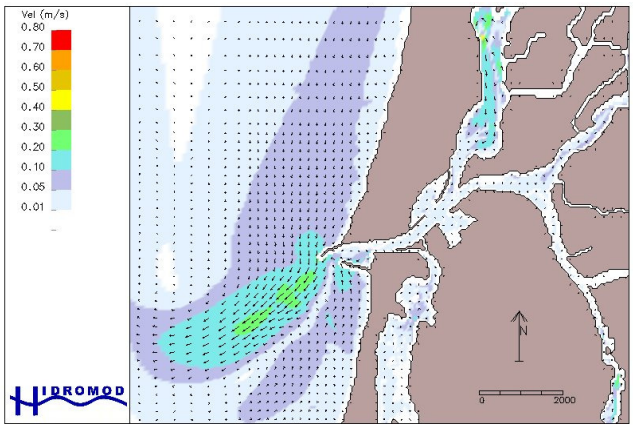


Figura 5: Distribuição de velocidades residuais considerando a geometria de 2001

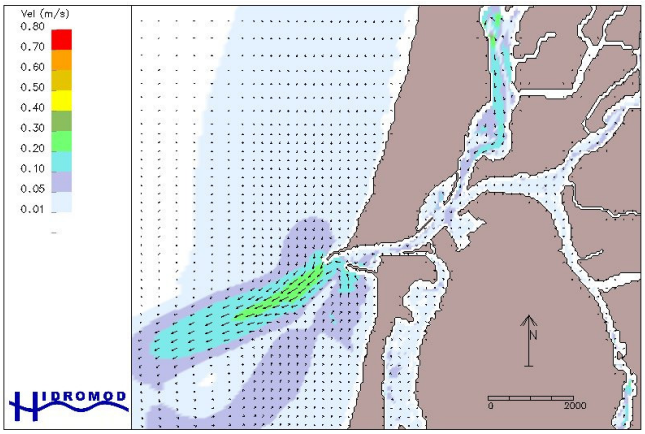


Figura 6: Distribuição de velocidades residuais considerando a geometria de 1987

Em consequência das importantes modificações verificadas na geometria da barra da Ria de Aveiro verificaram-se alterações nos campos de correntes e no prisma de maré que têm contribuído para criar condições para o aprofundamento do canal de navegação. As simulações efectuadas tiveram por objectivo ter uma primeira perspectiva sobre a magnitude da variação destes valores, a fim de se criar uma base de conhecimento que permita estabelecer cenários prováveis para a evolução futura.

Este conjunto de simulações foi complementado com a simulação dos processos de transporte que foi suportada com base na avaliação da evolução morfológica que foi possível efectuar a partir dos diversos levantamentos disponíveis.

A título de exemplo apresentam-se nas Figura 5 e Figura 6 as velocidades residuais correspondentes a um período maré morta – maré viva considerando respectivamente as situações de 2001 e de 1987. Como se pode observar na situação correspondente à geometria de 2001 existe uma ligeira inflexão do jacto de vazante para sul e uma redução das velocidades no canal em consequência do aprofundamento que se verificou entre 1987 e 2001.

Análise da Propagação da Onda de Maré

Para caracterizar do ponto de vista hidrodinâmico propagação da onda de maré ao longo dos diferentes canais da Ria foram analisados os retardos de maré e a amplificação da onda em relação à estação da barra e comparados estes valores com valores determinados a partir da análise harmónica e os resultantes das medidas.

Este tipo de análise permite obter uma visão sintetizada dos resultados obtidos no que respeita às diferenças de amplitude e de

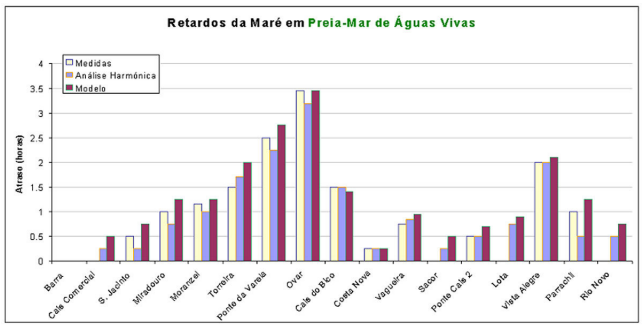


Figura 7: Análise dos retardos de maré em preia-mar de águas vivas

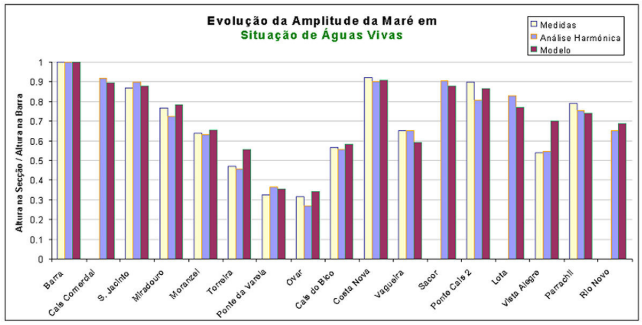


Figura 8: Análise da evolução da amplitude de maré em situação de águas vivas

fase verificadas entre medidas, análise harmónica e resultados do modelo. Exemplos destes resultados são apresentados nas Figura 7 e Figura 8.

Como se pode verificar, na generalidade dos casos (embora não sendo regra), o modelo tende a conduzir a retardos de maré superiores aos previstos quer pela análise harmónica quer pelas medidas, embora tenda a apresentar valores muito próximos dos observados nas medidas. O andamento das curvas é no entanto em geral semelhante.

No que respeita às relações de amplitude verifica-se que, à excepção de algumas poucas estações (casos da Vista Alegre e Torreira por exemplo) as diferenças entre os resultados do modelo e os resultados da análise harmónica e das medidas são em geral pequenas.

É preciso no entanto chamar a atenção para o facto de que a reconstituição de séries com base na análise harmónica, devido ao curto comprimento dos registos, não permite obter a variação do nível médio ao longo dos ciclos de maré (por falta de componentes de longo período), o que nalgumas estações, como se pode observar, pode ser de extrema importância.

INTERPRETAÇÃO DOS PROCESSOS HIDROMORFOLÓGICOS NA BARRA

A interpretação dos processos hidromorfológicos que ocorrem na barra de Aveiro deverá ter em consideração um modelo capaz de servir de suporte para previsões dos processos de transporte e que permita uma compreensão adequada da dinâmica local.

Neste caso, a metodologia utilizada na modelação passou pela implementação de um modelo hidromorfológico capaz de ter em consideração a acção combinada de ondas e correntes. Tendo em consideração que, neste caso, não é possível por razões práticas considerar séries reais de ondas, a opção é considerar a selecção de um conjunto limitado de ondas que representem de forma razoável as condições naturais em termos de transporte.

Do ponto de vista do transporte litoral pode dizer-se que, em termos gerais, a capacidade de transporte das ondas é proporcional à energia transmitida na respectiva direcção de propagação. A potência disponível pode ser determinada pela expressão:

$$P = E\,C \quad \text{ou seja} \quad P = \tfrac{1}{4}\,\pi\,\rho\,g^2\,H^2\,T \qquad (4)$$

Sendo

P = potência da ondulação (W/m)
E = Energia da ondulação
C = celeridade da ondulação
H = altura significativa
T = período de pico

O volume de sedimentos transportado pela ondulação é portanto função da respectiva altura e período:

$$Q = k\,H^2T \qquad (5)$$

Para efeitos das simulações, com base na análise dos registos da bóia da Figueira da Foz para o período 1990-1999 foi efectuado um agrupamento das ocorrências da agitação em três direcções (NW, W10N e W20S) tendo por base o critério de manutenção da relação H^2T. Com base neste critério foram seleccionadas 8 ondas que apresentam a seguinte representatividade (Tabela 1):

Tabela 1: Conjunto de ondas utilizado na simulação dos processos de transporte na barra

Dir	T	H	%
W20S	6	2	4
	10	2.5	2
W10N	6	1.5	6
	10	2.5	8
	14	3.5	1
NW	6	1.5	29
	10	2.5	45
	14	3.5	5

Com base nesta representatividade do regime de agitação foi possível efectuar um conjunto de simulações considerando a acção combinada de ondas e correntes que permitem elaborar a síntese interpretativa do processo morfodinâmico da embocadura e banco exterior.

Em linhas gerais, o modelo conceptual que se propõe para descrever os principais aspectos deste processo, que envolve a transposição do saldo do transporte sólido litoral da praia de S. Jacinto para a praia da Costa Nova é o seguinte:

Quando a agitação marítima apresenta rumos rodados para norte do W-15º-N, direcção normal ao desenvolvimento geral da linha de água das praias da orla lagunar, o transporte sólido litoral tem sentido para sul e tende a transpor o molhe norte.

A corrente longitudinal gerada pela rebentação das ondas, no seio da qual se processa o transporte ao longo da costa é perturbada na passagem do trecho da embocadura pelos campos de correntes de enchente e de vazante gerados pelo enchimento e esvaziamento do corpo lagunar. A acção conjunta das correntes de enchente e da agitação marítima desloca areias para a embocadura, tendendo a obstruí-la. As ondas de maior altura tendem, por seu lado, a rebentar em maiores profundidades, originando uma faixa de transporte de areias para sul que desenvolve ao longo da face exterior do banco, escapando à atracção da embocadura.

A acção de desobstrução ocorre na vazante e depende exclusivamente das correntes geradas pela embocadura, as quais dispõem nesta fase da maré de uma capacidade de transporte bastante mais elevada do que as correntes de enchente. Deve-se esta maior capacidade a dois factores principais: à sua menor distribuição em leque e mais acentuada concentração sob a forma de um jacto que molda um canal de vazante sobre o fundo do banco; aos seus menores tirantes de água e consequente intensificação das velocidades, determinadas pelos desfasamentos entre as curvas de maré e de caudal. Deve referir-se que medições efectuadas em 1963 indicaram atrasos das estofas das correntes de enchente e de vazante, relativamente aos momentos da preia-mar e da baixa-mar que atingiam, em maré viva, de 1 h 30 min e 1 h 50 min, respectivamente. Este desfasamento entre as curvas de nível e de caudal na embocadura e a forte assimetria desta última, conduziam a que o caudal máximo de vazante se escoasse com um nível 1,7 m mais baixo do que o caudal máximo de enchente.

Os sucessivos avanços e recuos das areias em frente da boca dos molhes e o transporte ao longo da face exterior do cordão litoral

acabam por promover o deslocamento para sul e transbordo para a praia da Costa Nova dos sedimentos que o transporte sólido litoral vai fazendo chegar ao perfil de praia que passa pela cabeça do molhe norte.

A capacidade geral de transporte das ondas e correntes sobre o banco cresce fortemente com a diminuição das profundidades. É esta a razão que leva as cotas de coroamento da restinga submersa e da barra a elevarem-se em períodos de grandes e persistentes transportes litorais para sul, associados a transbordo intenso de areias no molhe norte.

Com agitação marítima com rumo a sul de W-15º-N transporte sólido litoral inverte-se e passa a ser dirigido para norte nas praias de S. Jacinto e da Costa Nova. Como se viu nas simulações em modelo, é aliviada a pressão das areias sobre o molhe norte e sobre a face norte do trajecto de acesso á embocadura, devido às componentes de transporte para norte e ao recuo gradual da praia de S. Jacinto.

Como o transporte ao longo da parte sul da restinga continua a tender para sul, com possível excepção das situações de rumos muito rodados de SW e SSW, a zona do canal de acesso também não chega a receber afluxo de areias de sul, caindo-se num período sem transposição. As areias provenientes da praia da Costa Nova sob a forma de transporte sólido litoral depositar-se-ão transitoriamente no extremo A construção dos molhes na década de 50 originou um rebaixamento dos fundos no passe de (-2,0 m) ZH para cerca de (-5,0 m) ZH, valor médio que persistiu até cerca de 1991. À volta deste valor médio ocorreram, no entanto grandes oscilações, descendo os fundos para a ordem dos (-7,0m) ZH na década de 70 e subindo para a gama de -4,5 a -5,0 m) ZH na década de 80.

Como os fundos no acesso, especialmente na zona da barra, se elevam com o aumento dos caudais sólidos que transpõem a embocadura, as situações mais desfavoráveis coincidirão com as ocorrências de transporte sólido litoral dirigido para sul que apresentem grande intensidade e persistência. Por outro lado, são favoráveis às boas profundidades no acesso as situações de agitação marítima de W e SW, que invertem o sentido do transporte sólido litoral e atenuam ou anulam as necessidades de transposição de areias pela frente da embocadura.

Pode ainda acrescentar-se, devido ao encaixe proporcionado pelo molhe norte, que situações de recuo da linha de água na praia de S. Jacinto e extracções de areias ou dragagens a norte do molhe favorecem o canal de navegação.

EVOLUÇÃO DOS PRISMAS DE MARÉ

Um dos aspectos relevantes relacionados com as alterações da geometria da barra é o que resultado das alterações verificadas no prisma de maré. As obras que fixação da barra e posterior prolongamento do molhe na década de 80 fizeram com que o

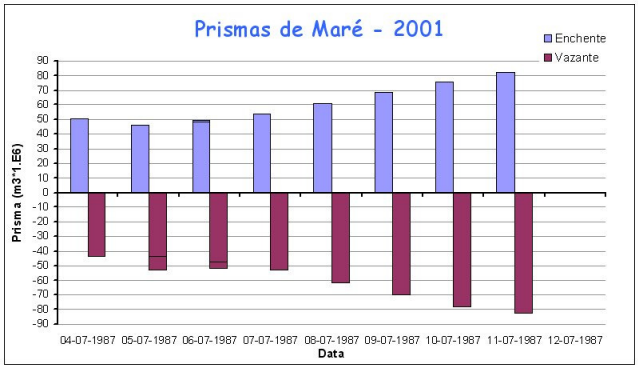


Figura 9: Prisma de maré na barra considerando a geometria de 2001

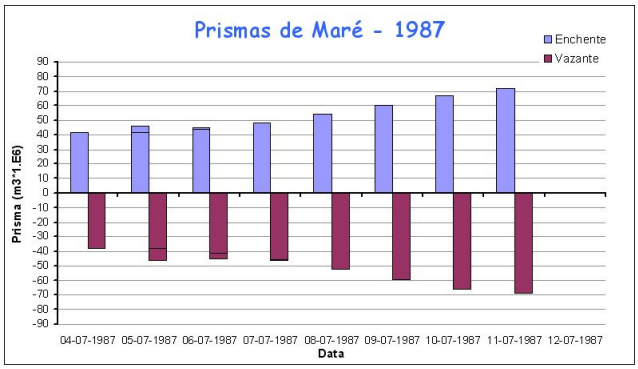


Figura 10: Prisma de maré na barra considerando a geometria de 1987

prisma de maré na Ria sofresse um acréscimo significativo. Este acréscimo traduziu-se em impactes nos níveis de água no interior da Ria que afectam margens e zonas intertidais.

Em resultado do aprofundamento da zona da barra entre 1987 e 2001 o prisma de maré terá sofrido um importante incremento tendo evoluído de um volume da ordem dos 70 milhões de m^3 em 1987 para um volume da ordem dos 80 milhões de m^3 em 2001 (Figura 9 e Figura 10).

Entre outras, este aumento dos prismas de maré pode ter consequências relevantes ao nível do aumento da área inundada nas zonas de espraiados de maré que não foram avaliadas no âmbito deste trabalho mas que, pela respectiva relevância, deveriam ser objecto de um estudo mais aprofundado que envolvesse nomeadamente uma actualização da informação topohidrográfica nestas zonas.

CONCLUSÕES

Neste artigo é apresentada uma interpretação dos processos hidromorfológicos na barra da Ria de Aveiro e das respectivas consequências nos prismas de maré.

O estudo, baseado numa análise dos dados batimétricos e na execução de simulações em modelo numérico demonstram que a barra sofreu importantes modificações na respectiva geometria em consequência dos trabalhos de fixação tendo conduzido a um aumento significativo dos prismas de maré com potenciais consequências ao nível das zonas de espraiados de maré.

Em qualquer dos casos, as análises efectuadas, mostram que actualmente as profundidades se encontram próximo dos valores de equilíbrio não sendo espectável, nas condições actuais, um aprofundamento muito significativo das profundidades no canal de entrada.

LITERATURA CITADA

BRUUN, P. 1978, *Stability of Tidal Inlets, Theory and Engineering*, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

BRUUN, P. & GERRITSEN, F. 1960, *Stability of Coastal Inlets*, North Holland Publishing Company, Amsterdam, The Netherlands.

DEAN, R. G. 1971. *Hydraulics of Inlets*, University of Florida/COEL 71/019, Coastal and Oceanographic Engineering Laboratory, University of Florida, Gainesville.

DIAS, J. M., J. F., LOPES, I. DEKEYSER, 1999, *Hydrological characterization of Ria de Aveiro, Portugal, in early Summer*. Oceanological Acta, 22, 473-485

DIAS, J. M., J. F., LOPES, I. DEKEYSER, 1996a, *Modelling water circulation in Ria de Aveiro, Portugal*, (A.T. Chwang, J.H. Lee , D.Y.C. Leung, Eds.), 715-720.

DIAS, J. M., J. F., LOPES, I. DEKEYSER, 1996b, *Numerical Modelling of Tidal Fluxes and Passive Pollutants Concentration in Ria de Aveiro, Portugal*. Coastal Environment – Environment Problems in Coastal Regions (Ferrante, A. J. & Brebbia, C. A. Eds). Computational Mechanics Publications, Southhampton, pp 285-294.

ESCOFFIER, F. F. 1940, *The Stability of Tidal Inlets*, Shore and Beach, Vol 8, No. 4, pp 114-115.

ESCOFFIER, F.F. 1977, *Hydraulics and Stability of Tidal Inlets*, GITI Report 13, Coastal Engineering Research Center, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

FITZGERALD M.D., KRAUS, N.C. & HANDS E.B., 2000, *Natural Mechanisms of Sediment Bypassing at Tidal Inlets*, U.S. Army Corps of Engineers, Technical Note ERDC/CHL CHETN-IV-30, 10 pp.

GRIA, Gabinete da Ria de Aveiro, 1990, *Justificação e apresentação do Plano integrado para a resolução de poluição na Ria de Aveiro*, 10º Relatório trimestral.

HALL, A., LUCAS, M. F., CALDEIRA, M. T. E DUARTE, A. C., 1985, *Distribuição de Mercúrio nos Sedimentos da Ria de Aveiro*. Actas das Jornadas da Ria de Aveiro. Poluição da Ria de Aveiro. Câmara Municipal de Aveiro, Aveiro, I, pp 103-125.

HIDROMOD, 2004, *Estudo das Condições de Acesso Marítimo ao Porto de Aveiro, Caracterização da situação actual e alternativas de melhoramento*. Relatório, Hidromod, 45 pp.

HIDROMOD, 2007, *Elaboração do Estudo de Reconfiguração e de Navegabilidade da Barra do Porto de Aveiro*. Relatório, Hidromod, 70 pp.

HUGHES, S.A., 2002, *Equilibrium Cross Sectional Área at Tidal Inlets*, Journal of Coastal research, 18 (1), pp. 160-174.

KEULEGAN, G. H. 1967. *Tidal Flows in Entrances: Water Level Fluctuations of Basins in Communication with the Seas*, Technical Bulletin No. 14, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Committee on Tidal Hydraulics, Vicksburg, MS.

KRAUS N.C. & LARSON M., 2001, *Mathematical Model for Rapid Estimation of Infilling and Sand Bypassing at Inlet Entrance Channels*, U.S. Army Corps of Engineers, Technical Note ERDC/CHL CHETN-IV-35, 13 pp.

JARRET, J.T., 1976, *Tidal Prism – Inlet Area Relationship*, GITI Report 3, Coastal Engineering Research Center, U.S. Army Waterways Experiment Station.

JOHNSON, J.W., 1973, *Characteristics and Behaviour of Pacific Tidal Inlets*, J. of Waterways and Harbours Division, ASCE, Vol. 99, pp 325-339.

MOTA OLIVIERA, I.B., 1970, *Natural flushing ability in tidal inlets*, Proceedings 12th Coastal Engineering Conference, ASCE, Vol III, 1827-1845

O´BRIEN, M.P., 1969, *Equilibrium Flow Areas of Inlets on Sandy Coasts*, J. of Waterways and Harbours Division, ASCE, Vol. 95, pp 45-52.

TEIXEIRA, S.L.R.B., 1994, *Dinâmica Morfossedimentar da Ria de Aveiro (Portugal)*, Dissertação apresentada à Universidade de Lisboa para obtenção do grau de Doutor em Geologia na especialidade de Geologia do Ambiente.

U.S.C.E., 1995, *Coastal Inlet Hydraulics and Sedimentation*, U.S. Army Corps of Engineers, Engineer Manual.

VICENTE, C. M, 1985. *Caracterização Hidráulica e Aluvionar da Ria de Aveiro. Utilização de Modelos Hidráulicos no Estudo de Problemas da Ria*. Jornadas da Ria de Aveiro.Vol. III, Edição da Câmara Municipal de Aveiro. Aveiro, Portugal, pp. 41-58.

Modelo de Governação para os Planos de Ordenamento de Estuário: caso de estudo da Ria de Aveiro

T.M. Carvalho [a] e T. Fidélis[a,b]
[a] Administração da Região Hidrográfica do Centro, IP.
Avenida Aeminium - Edifício Fábrica dos Mirandas
3000-429 Coimbra
{teresa.carvalho, teresa.fidelis}@arhcentro.pt
[b] Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro
3810-Aveiro
tfidelis@ua.pt

SUMÁRIO

As mais recentes teorias sobre a governação dos recursos hídricos apontam para a necessidade de se adoptarem abordagens integradas ao recurso água, que permitam a mediação do conflito entre os interesses públicos e privados, através da construção de consensos, que incluam a participação dos interessados e da sociedade civil na formulação e implementação das políticas, garantindo a sua legitimidade. Os modelos de governação têm particular relevância no contexto dos estuários, pela complexidade que lhes está associada. Os estuários são territórios onde coexistem sistemas naturais de elevado valor, sensibilidade e diversidade, frequentemente ameaçados pelas inúmeras actividades humanas que aí se concentram. São também territórios onde se sobrepõem multiplas entidades, com jurisdições e instrumentos de gestão próprios e onde coexiste uma grande diversidade de utilizadores com distintos interesses. Num momento em que se elaboram os Planos de Ordenamento dos Estuários (POE), novo instrumento de ordenamento dos recursos hídricos, discute-se nesta comunicação a importância da definição de um modelo de governação para a sua elaboração e implementação. Identificam-se os principios de governação aplicáveis à gestão e ordenamento dos estuários. Analisa-se criticamente o quadro jurídico que regula a elaboração e implementação destes planos e propõe-se um modelo de governação para a elaboração e implementação dos POE, com aplicação prospectiva ao estuário do Vouga/Ria de Aveiro. Conclui-se que o modelo de governação proposto poderá contribuir para o envolvimento de todos os actores, incluindo os utilizadores, na construção do plano, possibilitando a concertação de interesses e a participação dos interessados na tomada de decisão, num quadro de governação partilhada.

PALAVRAS CHAVE: *estuários, governação partilhada, planos de ordenamento de estuário*

INTRODUÇÃO

A localização geográfica dos estuários na interface entre os ambientes marinho e fluvial e os sistemas aquáticos e terrestres, traduz-se numa grande diversidade de condições ambientais, biológicas, geomorfológicas e físico-químicas que interagem entre si. É esta diversidade que justifica que os estuários sejam áreas de grande complexidade e variabilidade, e simultaneamente, áreas de elevada riqueza e fragilidade às pressões antropogénicas (McLusky and Elliott, 2004). Esta localização favorece ainda a ocorrência de uma grande variedade de valores e funções de natureza distinta (ambiental, paisagística, económica, social, cultural) que se traduzem em bens e serviços de inestimável valor (Kennish, 2000; Cooper et al., 2004), razão pela qual os estuários são considerados dos ecossistemas mais produtivos e valiosos do planeta (Costanza et al., 1998). Em contraste com a sua importância ecológica, os estuários estão entre os ambientes aquáticos mais modificados e ameaçados do planeta (Blaber et al., 2000). As suas características ambientais e paisagísticas e a oportunidade que oferecem para o desenvolvimento de inúmeras actividades, determinam que os estuários sejam desde sempre locais preferenciais para a ocupação humana (Townend, 2002).

No século XX, e particularmente nas últimas três décadas, a ocupação destas áreas intensificou-se levando a uma grande concentração populacional e de actividades, às quais estão associadas a múltiplos usos, utilizações e utilizadores, tanto no plano de água como nas margens (McLusky e Elliott, 2004). Contudo, estes usos pressupõem, quase sempre, uma artificialização e uma alteração profunda dos ecossistemas aquáticos e terrestres (Townend, 2002). Consequentemente, os estuários estão sujeitos a uma grande diversidade de impactos, que colidem como seu valor ecológico e que ameaçam a viabilidade dos seus valores e funções e das utilizações que deles dependem (Goldberg, 1995; Kennish, 2000). Ao constituírem sistemas de transição, os estuários estão ainda fortemente sujeitos aos efeitos cumulativos, directos e indirectos, da acção humana, que se verifica a montante e a jusante (Aubry and Elliott, 2006), com consequências de natureza variável e efeitos muitas vezes irreversíveis (Elliott, 2004).

Adicionalmente, os estuários e a orla estuarina são áreas onde coexiste uma multiplicidade de entidades governamentais, as quais possuem jurisdições, competências, legislação e instrumentos de gestão próprios nem sempre concertados (McLusky e Elliott, 2004). Este padrão de ocupação humana opõe-se, frequentemente, aos objectivos de protecção e conservação de muitas destas áreas, tornando os estuários locais de conflito entre os distintos interesses da conservação da natureza, sociedade e economia (Gibbs et al., 2007).

Embora o alcance da boa qualidade ecológica das águas de transição no contexto da Directiva-Quadro da Água justifique por si só um instrumento de ordenamento e gestão especificamente dedicado aos estuários, na realidade a gestão dos estuários não se pode esgotar no desafio de restaurar a qualidade ecológica do ecossistema, ou num plano mais ambicioso, proteger os seus valores e funções ou ordenar as actividades aí existentes. A multiplicidade de valores, funções, usos e utilizadores, e o actual cenário de complexidade político-institucional, onde estão

presentes diversas entidades, determina a adopção de abordagens mais abrangentes, integradas, participadas e adaptadas a um sistema em mudança. Tal exige a concepção e implementação de um sistema de governação capaz de garantir a protecção e valorização dos valores e funções dos estuários, gerir e integrar uma ampla gama de usos, utilizadores, entidades e instrumentos, concertando interesses e actuações e garantir a colaboração e a co-responsabilização de todos os actores na gestão e ordenamento dos estuários, num quadro de governação colaborativa (Carvalho, 2010).

Em Portugal, apesar de alguns dos valores presentes nos estuários estarem já salvaguardados em diversos estatutos no domínio da conservação da natureza e apesar de alguns dos seus usos serem objecto de instrumentos de regulação específicos, não existia até há pouco um instrumento que encarasse o estuário como uma unidade territorial ambiental única. A criação dos Planos de Ordenamento dos Estuários (POE) pela Lei da Água (Lei n.º 58/2005 de 29.12), no contexto do quadro institucional nacional de gestão dos recursos hídricos, veio colmatar esta lacuna. Os POE constituem uma figura de plano criada na confluência entre a política dos recursos hídricos e a política de ordenamento do território, pelo que possuem uma dupla dimensão - de ordenamento e de gestão - constituindo em simultâneo um instrumento de ordenamento dos recursos hídricos e um instrumento de gestão territorial. São planos especificamente dedicados aos estuários, incidindo sobre os seus leitos e margens e a orla estuarina, que visam a protecção das suas águas e dos ecossistemas que os habitam, na perspectiva da sua gestão integrada, assim como a sua valorização ambiental, social, económica e cultural. Tal pressupõe uma abordagem una e integrada aos estuários, o que até à publicação deste diploma não existia. Mais, ao disporem sobre o estuário e orla estuarina (zona terrestre de protecção cuja largura máxima é de 500 metros contados a partir do limite da margem) e ao possuírem uma dupla dimensão de ordenamento e de gestão dos recursos hídricos e do território, o processo de elaboração e implementação dos POE requer uma forte integração e articulação entre:

- as entidades governamentais com competência de intervenção no estuário e na orla estuarina;
- os instrumentos de ordenamento e gestão territorial com aplicação na área objecto dos POE;
- os diversos usos e utilizadores presentes no estuário, margens e plano de água.

É neste contexto que o regime jurídico dos POE (Decreto-Lei n.º 129/2008, de 21.07) e respectivos despachos de elaboração dos POE do Douro, Vouga e Tejo, referem que os estes planos constituem uma oportunidade para:

- se promover a gestão integrada dos recursos hídricos estuarinos e dos ecossistemas que os habitam, assim como a valorização ambiental, social, económica e cultural da orla estuarina;
- se adoptarem abordagens que promovam a concertação de interesses e a geração de consensos, com vista a uma responsabilidade partilhada no ordenamento e gestão dos estuários.

Esta dimensão integradora que se pretende que os POE assumam suscita a necessidade de reflectir sobre o modelo de governação a adoptar na elaboração e gestão deste novo instrumento, que garanta a coordenação transversal das várias actuações sectoriais e a mediação e resolução de conflitos. Mas de que modo é que o quadro legal nacional prevê mecanismos que garantam a gestão integrada dos estuários, a concertação de interesses ou a construção de consensos? De que modo é que o regime jurídico de elaboração e implementação dos POE prevê mecanismos que dêem resposta a estes desafios? Que formas de governação devem ser adoptadas para garantir esta concertação?

Num momento em que se preparam as bases para a elaboração dos POE do Douro, Vouga, Mondego e Tejo e tendo presente, quer a inexistência de experiência na elaboração deste tipo de planos em Portugal, quer a necessidade de serem adoptadas abordagens concertadas e integradoras que atendam à complexidade associada aos estuários, pretende-se nesta comunicação desenvolver uma reflexão crítica sobre os desafios que se colocam à gestão e ordenamento dos estuários, discutindo novas formas de governação para os planos de estuário e propondo-se um modelo de governação aplicável à elaboração e implementação dos POE.

Para a prossecução deste objectivo evidenciam-se as complexidades inerentes à Ria de Aveiro que justificam a necessidade de um instrumento de gestão e regulação. Discutem-se os desafios para a gestão e governação dos estuários à luz dos princípios de governação dos estuários identificados na literatura da especialidade e em abordagens metodológicas de gestão e governação dos estuários adoptadas no Reino Unido e nos EUA, no âmbito da *England's Nature Estuaries Initiative* e do *National Estuary Program*, respectivamente. Aborda-se criticamente o quadro legal e institucional que regula a elaboração e implementação dos POE à luz destes princípios. Propõe-se um modelo de governação para a elaboração e implementação dos POE, com aplicação prospectiva ao futuro POE do Vouga/Ria de Aveiro.

ESTUÁRIO DO VOUGA: TERRITÓRIO DE MÚLTIPLAS COMPLEXIDADES

O estuário do rio Vouga insere-se na região Centro de Portugal e estende-se por 45 km ao longo da costa Ocidental desde Ovar até Mira, numa largura máxima de 11 km, no sentido Este-Oeste. O estuário ocupa uma vasta área lagunar (cerca de 1.470 km2) conhecida por Ria de Aveiro, caracterizada por extensas áreas intertidais e baixa profundidade dos seus canais (Vasconcelos et al., 2007). A Ria de Aveiro é uma laguna de formação recente que se estende por 4 canais principais ramificados em esteiros, que circundam um sem número de ilhas e ilhotes. Nela desaguam os rios Vouga, Antuã e Boco, sendo a ligação ao mar estabelecida através de um canal artificial que corta o cordão litoral entre a Barra e São Jacinto. O POE do Vouga terá como objecto o estuário (águas de transição, seus leitos e margens) e a orla estuarina e intersectará 8 municípios: Albergaria-a-Velha, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Mira, Murtosa, Ovar e Vagos.

O estuário do Vouga compreende um sistema complexo de valores naturais e funções que decorrem da confluência entre a água interior e costeira e da biodiversidade presente num elevado número de habitats de fauna e flora, que incluem: leitos dos canais, sapais, caniçais, bancos intertidais e salinas, arrozais, dunas litorais, dunas arborizadas, prados marinhos, bosque ripícola e áreas agrícolas (MAOTDR, 2008). Estes habitats constituem local de refúgio, alimentação e reprodução para diversas espécies de animais, estando recenseadas mais de 20.000 aves aquáticas invernantes, num total de 173 espécies, a maioria das quais aves limícolas. O estuário do Vouga alberga também várias espécies de aves migradoras e é colonizado por 21 espécies de mamíferos, 9 espécies de répteis, 12 espécies de anfíbios e cerca de 70 espécies de peixes que dependem do sistema estuarino para abrigo, nidificação e desova, pelo menos num determinado período do seu ciclo de vida (França et al., 2009). Pela singularidade dos seus valores naturais, ambientais e paisagísticos, constitui uma das mais importantes zonas húmidas da costa portuguesa, o que lhe confere estatutos conservacionistas de

importância nacional e comunitária, de onde se destaca a Reserva Natural das Dunas de São Jacinto (integrada na Rede Nacional de Áreas Protegidas) e a Zona de Protecção Especial da Ria de Aveiro (integrada na Rede Natura 2000 ao abrigo da Directiva Aves) ambas intersectadas parcial ou quase totalmente pelo POE do Vouga.

Na área de intervenção do POE do Vouga, plano de água e margens, desenvolvem-se inúmeras actividades económicas, algumas de cariz tradicional reflectindo o aproveitamento dos recursos naturais (e.g. salicultura, aquicultura, apanha de bivalves, agricultura, pecuária, agro-florestais), bem como outras de cariz industrial, portuário, turístico e recreativo, elas próprias geradoras de importantes bens e serviços, mas simultaneamente geradoras de problemas que afectam o equilíbrio hidrológico e ambiental do estuário (Fidélis, 2001). Embora os valores ambientais e paisagísticos estejam na base da maioria das actividades económicas que se desenvolvem no estuário do Vouga, a convivência entre as actividades humanas e as áreas de valor ambiental nem sempre tem sido pacífica, originando situações de conflitualidade para o ordenamento e gestão do estuário, que ameaçam a sua dinâmica, qualidade e sustentabilidade (MAOTDR, 2008). A multiplicidade de utilizações e utilizadores presentes nas margens e plano de água do estuário do Vouga, representa também por si só um factor crítico para a gestão do estuário, quer pelas conflitualidades existentes entre as diversas actividades económicas, quer porque os utilizadores nem sempre têm interesses e expectativas concordantes.

Acresce que no espaço territorial do POE do Vouga intervêm diversos sectores da administração central e local, o que se traduz numa grande diversidade de entidades de natureza e âmbito diverso, criando um grande desafio à governação dos POE. A nível governamental refira a existência de cerca de: 20 entidades da administração central nas suas diversas vertentes (ambiente, pesca, agricultura, turismo, indústria, actividades portuárias, gestão territorial) inseridas em cerca de 8 ministérios; uma Comunidade Intermunicipal; 8 municípios e 30 Juntas de Freguesia. Cada uma destas entidades possui na sua área de jurisdição, legislação e competências próprias e instrumentos de planeamento e gestão próprios, que regulam o ordenamento e a gestão do território estuarino (Carvalho, 2010). Esta complexa estrutura politico-administrativa tem consequências na sobreposição de competências e dificulta a responsabilização política e a promoção de intervenções integradas e coordenadas (Borrego, 1996, referenciado em Fidélis, 2001). Resulta que as abordagens de gestão feitas ao estuário pelos vários instrumentos de ordenamento e gestão do território têm, no seu conjunto, mostrado ser insuficientes para dar resposta a esta realidade complexa. Ou por uma questão de escala desadequada, ou porque a abrangência se limita à margem, ou porque as várias abordagens de gestão e ordenamento não abrangem todas as dimensões do estuário ou, ainda, pela falta de articulação entre os diversos instrumentos de gestão (Carvalho, 2010).

Na sequência da publicação da Lei da Água e do Decreto-Lei n.º 208/2007 de 29.05, no âmbito da reforma do quadro institucional da gestão dos recursos hídricos, cabe à Administração da Região Hidrográfica do Centro, IP (ARH do Centro, IP) a responsabilidade de gerir o domínio público hídrico da Ria de Aveiro, nos domínios do planeamento, requalificação, licenciamento, fiscalização e monitorização das massas de água, leitos e margens. Tal inclui a elaboração e implementação dos POE, o que pressupõe um trabalho de articulação intenso e contínuo por parte da ARH do Centro, IP., quer com um conjunto complexo e diversificado utilizadores, cujos objectos e métodos de utilização dos recursos da Ria evidenciam frequentes situações de conflito, bem como com um amplo universo das entidades públicas e privadas, nos seus diversos domínios de actuação.

Compete ao POE do Vouga, por um lado, acautelar a preservação e valorização dos valores e funções e promover um desenvolvimento territorial compatível com a sustentação das actividades económicas, sob pena de se comprometer não só esses valores, mas também a manutenção da estrutura económica desta região. E por outro, garantir a articulação e compatibilização entre os utilizadores, as entidades e os diversos instrumentos de gestão territorial e outros planos e programas de natureza diversa, que frequentemente se sobrepõem, e com os quais os POE se devem concertar. Em última instância cabe ao POE sistematizar e reunir num único instrumento as principais normas para a gestão deste estuário, à luz dos princípios estabelecidos pela Lei da Água, garantindo uma base de actuação comum para a Ria de Aveiro, que reflicta a multiplicidade de valores, utilizações e interesses presentes, garantindo a sua concertação e tendo em vista a sustentabilidade do estuário do ponto de vista económico, ambiental e social.

Embora o regime jurídico dos POE refira a necessidade de se adoptarem abordagens que promovam a concertação de interesses e a geração de consensos, com vista a uma responsabilidade partilhada no ordenamento e gestão dos estuários, não providencia quaisquer indicações sobre o modo de alcançar esses propósitos (Fidélis et al., 2009). Esta dimensão integradora que se pretende que os POE assumam constitui assim um desafio que exige uma profunda reflexão sobre o modelo de governação a adoptar na elaboração e implementação deste novo instrumento, que garanta a coordenação transversal das várias actuações sectoriais, a mediação e resolução dos diferentes interesses e a gestão partilhada e co-responsável.

DESAFIOS PARA A GOVERNAÇÃO DOS ESTUÁRIOS

O conceito de governação, tradicionalmente encarado como a forma de implementar regras pré-estabelecidas numa determinada comunidade, tem suscitado intenso debate sobre o seu conteúdo e desafios no contexto das políticas públicas, incluindo a política da água (Hajer, et al. 2003, referenciado em Vasconcelos et al., 2009). É hoje consensual que a governação deve ser uma questão central nos processos de transformação territorial e gestão ambiental, não podendo ser secundarizada no quadro da elaboração e execução dos instrumentos de gestão territorial. Pelo contrário, exige atenção própria por parte da entidade responsável pela elaboração do plano, devendo figurar como um aspecto crucial da acção técnica e política de elaboração e implementação do plano, nomeadamente nas suas fases de concepção, planeamento e programação (Fidélis et al., 2009).

A União Europeia tem sido precursora na definição de princípios e orientações para este novo paradigma de governação, assumindo-se também como local de experimentação destas novas abordagens, de que a Directiva-Quadro da Água é exemplo. Novas teorias estão a emergir no sentido de perspectivas mais adaptadas, abrangentes, integradas e simultaneamente, mais participativas, onde todos são chamados a participar no processo de tomada de decisão, num quadro de governação colaborativa (e.g. Stojanovic and Barker, 2008; Antunes et al., 2009; Kallis et al., 2009). O paradigma da governação colaborativa emerge da necessidade de se adoptarem abordagens que: i) considerem os problemas numa perspectiva integrada; ii) permitam a mediação do conflito entre interesses privados e interesses públicos e privados, através da construção de consensos; iii) incluam a participação dos interessados e da sociedade civil na formulação e implementação das políticas (CE, 2001).

Tabela 1: Princípios de governação a observar no planeamento e gestão dos estuários (adaptado de Carvalho, 2010)

Princípios de Governação para os estuários	**Integração**	-do recurso água (interiores, transição e costeiras e) e dos ciclos hidrológicos, geoquímicos e biológicos; -dos ecossistemas (aquáticos e terrestres) e dos sistemas sócio-económicos; -dos conhecimentos científico, técnico e local (empírico); -das diversas políticas sectoriais que interagem com a política da água; - dos diversos níveis de governação institucional (nacional, regional e local); -das entidades (públicas, privadas e sem fins lucrativos) e dos actores na tomada de decisão.
	Adaptação	-que garanta a adaptação ao risco e à incerteza; -a adopção de abordagens baseadas na experimentação, avaliação e monitorização; -a adopção de processos que favoreçam aprendizagens contínuas.
	Participação	Dos diversos actores e sociedade civil: -na definição da visão; -na identificação dos problemas e definição de cenários; -na definição dos objectivos (estratégicos e operacionais), metas, estratégias e medidas; -na implementação do plano (estratégias e medidas).
	Colaboração	Entre as instituições (públicas, privadas, NGO's), actores/utilizadores e a sociedade civil de modo a assegurar: -a constituição de parcerias para construção e implementação dos planos e políticas; -arranjos institucionais policêntricos em detrimento de abordagens de gestão centralizadas, rígidas e sectorizadas, que assegurem a governação multi-nível e a partilha de responsabilidades entre os actores.

A revisão da literatura no contexto dos estuários permitiu identificar 4 princípios fundamentais para a construção de um quadro de governação colaborativa no contexto dos estuários: integração, adaptação, participação e colaboração (Carvalho, 2010) que se resumem na Tabela 1.

De um modo sumário estes princípios evidenciaram a importância das abordagens de planeamento e gestão dos estuários se sustentarem num processo justo, transparente e responsável para todos aqueles afectados pelas decisões e que possibilite a concertação de conflitos de modo a manter a comunicação aberta e produtiva, garantindo que os valores, crenças e pontos de vista dos indivíduos e grupos devem ser questões centrais no processo de governação (Olsen et al., 2006). A participação de todos os interessados, incluindo da sociedade civil em toda a cadeia do processo de planeamento, desde a concepção até à execução das políticas, revelou-se essencial para garantir a responsabilização de todos na elaboração e aplicação das políticas (Stojanovic e Baker, 2008). A governação colaborativa deve ainda ser suportada pela geração e incorporação de diversos tipos de conhecimento, incluindo não só o conhecimento científico, mas também o conhecimento técnico e tradicional, que decorre do conhecimento e observação das pessoas que conhecem os sistemas de que fazem parte (Stojanovic e Ballinger, 2009). Este novo padrão de governação deve ainda caracterizar-se por um poder fragmentado, onde as instituições, os diferentes actores e a sociedade civil partilham uma visão, objectivos, estratégias, recursos, poder e autoridade. Todavia, o objectivo não é criar mais instituições governamentais, mas sim operar numa rede de organizações e actores (Kallis et al., 2009).

É neste quadro de colaboração que se garante a eficácia das políticas públicas, as quais devem dar resposta aos problemas com objectivos claros e actuações coerentes, garantindo acções concertadas entre as instituições e a sociedade civil e a integração das políticas sectoriais. Através da governação colaborativa é possível aumentar a legitimidade das políticas, favorecer a sua aceitação, promover a construção de consensos e a minimização dos conflitos, ampliando o conhecimento e as aprendizagens mútuas (institucionais e individuais) e promovendo a educação e a consciencialização ambiental dos actores envolvidos (Townend, 2002).

Também as abordagens metodológicas de gestão e governação dos estuários desenvolvidas no Reino Unido e nos Estados Unidos da América, no âmbito da *England's Nature Estuaries Initiative* e do *National Estuary Program*, respectivamente, vieram corroborar estes princípios e reforçar a importância da governação colaborativa. Ambas as iniciativas têm por base a constituição de parcerias de estuário, formadas pelos diversos actores presentes nos estuários (entidades governamentais, sector e privado, utilizadores, membros da sociedade civil) com o propósito de criar as bases para a elaboração e implementação conjunta dos planos de gestão para os estuários, garantindo a gestão integrada e colectiva do estuário. Estas iniciativas contribuíram para aumentar a legitimidade das políticas, favorecer a sua aceitação e garantir a co-responsabilização de todos os actores no desenvolvimento do território. Ao fomentar a construção colectiva da decisão estas parcerias promovem a conciliação dos conflitos e a construção de consensos, o que contribui para reforçar a consciência cívica ambiental dos actores envolvidos, ampliar as bases de conhecimento e aprendizagens mútuas (institucionais e individuais) e gerar soluções mais inovadoras, fundamentadas e sustentáveis.

QUADRO INSTITUCIONAL DOS PLANOS DE ORDENAMENTO DOS ESTUÁRIOS

Os Planos de Ordenamento dos Estuários (POE) são planos criados pela Lei da Água no contexto do quadro institucional nacional de gestão dos recursos hídricos, que os consagrou como planos especiais de ordenamento do território, alterando para o efeito a Lei de Bases do Ordenamento do Território e Urbanismo (LBPOTU)[i] e o Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial (RJIGT)[ii]. Trata-se assim de uma figura de plano criada na confluência entre a política dos recursos hídricos e a política de ordenamento do território, pelo que os POE possuem uma dupla dimensão - de ordenamento e de gestão - constituindo em simultâneo um instrumento de ordenamento dos recursos hídricos e um instrumento de gestão territorial.

Com a criação dos POE, Portugal ampliou o âmbito da Directiva-Quadro da Água dando um passo em frente na protecção e ordenamento dos estuários ao criar um plano especificamente direccionado para os estuários, cujo objectivo é a gestão integrada dos recursos hídricos estuarinos e dos ecossistemas que os habitam, assim como a valorização ambiental, social, económica e cultural da orla estuarina. Por outro lado, a criação dos POE veio também dar um importante contributo na protecção e ordenamento dos recursos hídricos, designadamente no domínio público hídrico, consolidando um caminho que já se havia iniciado com os Planos de Ordenamento das Albufeiras de Águas Públicas e com os Planos de Ordenamento da Orla Costeira, ambos planos de natureza especial.

Sendo planos especiais de ordenamento do território, os POE devem garantir uma dimensão supletiva de protecção dos valores

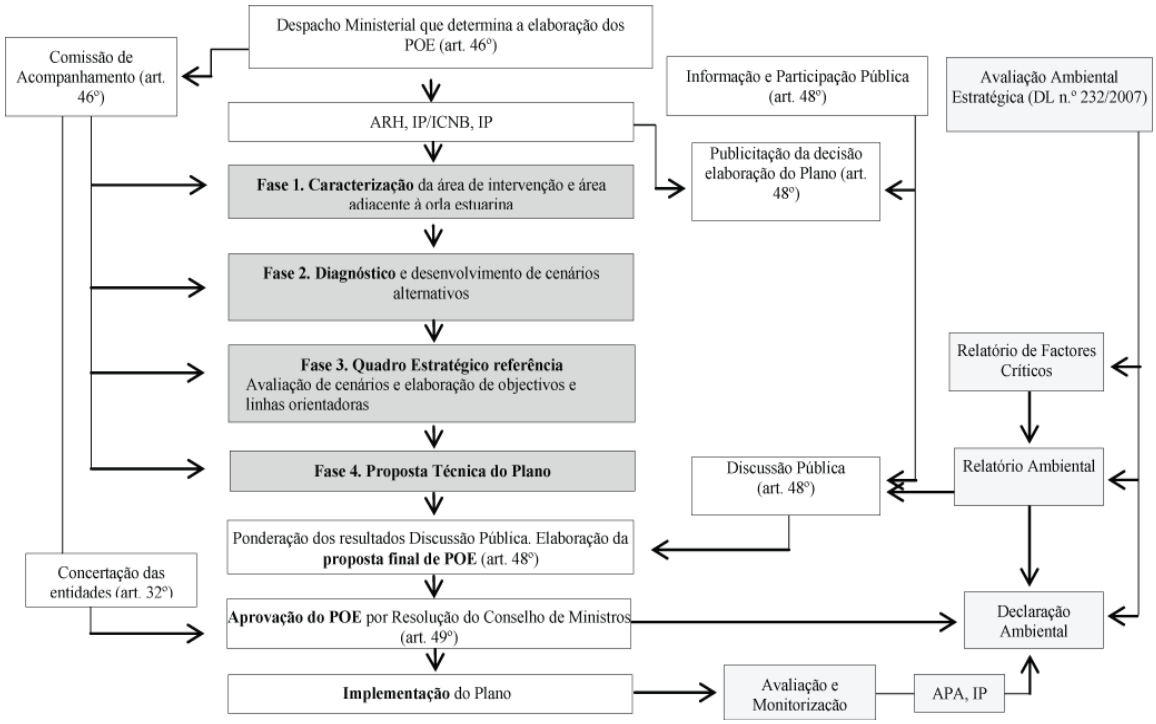


Figura 1: Esquema do processo de elaboração e aprovação dos POE conforme previsto no quadro legal em vigor (adaptado de Carvalho, 2010)

naturais relativamente aos instrumentos existentes, estabelecendo regimes de salvaguarda e assegurando a permanência dos sistemas indispensáveis à utilização sustentável do território, através da definição de condicionamentos, vocações e utilizações dominantes dos solos e plano de água.

Embora os POE possuam regime jurídico próprio, estabelecido pelo Decreto-Lei n.º 129/2008, de 21.07, pela sua natureza de planos especiais, estão sujeitos à disciplina dos instrumentos de gestão territorial, pelo que o seu processo de elaboração, acompanhamento concertação, participação e aprovação rege-se pelo disposto no RJIGT (Decreto-Lei n.º 380/99, de 22.09, com as alterações introduzidas pelo Decreto-lei n.º 46/2009, de 20.02). Os POE, enquanto planos de gestão dos recursos hídricos, estão ainda sujeitos a avaliação ambiental estratégica (AAE) nos termos do n.º 1 do art. 3º do Decreto-Lei n.º 232/2007, de 15.06, que transpôs para a ordem jurídica interna as Directivas n.º 2001/41/CE e 2003/35/CE, de 26.05, relativas, respectivamente à avaliação dos efeitos de planos e programas no ambiente e à participação do público na elaboração dos planos ou programas relativos ao ambiente.

A elaboração dos POE está acometida às Administrações da Região Hidrográfica, IP (ARH, IP) competência que é partilhada com o Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade, IP

(ICNB, IP.) nos casos em que a área de intervenção de um POE coincida total ou parcialmente com uma área protegida integrada na Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP). A elaboração dos POE é acompanhada por uma Comissão de Acompanhamento especificamente criada para o efeito, cuja composição deve traduzir a natureza dos interesses a salvaguardar e a relevância das implicações técnicas a considerar, bem como integrar as entidades às quais, em virtude das suas responsabilidades ambientais específicas, possam interessar os efeitos ambientais resultantes da aplicação do plano. A implementação dos POE está fundamentalmente a cargo das ARH, IP/ICNB, IP. (nos casos em que haja sobreposição com área protegida da RNAP), todavia, sendo os POE planos especiais há uma vinculação directa das entidades públicas e particulares, o que se traduz num grande número de entidades com responsabilidades directas ou indirectas sobre o plano, nos domínios do planeamento, gestão, licenciamento e fiscalização. Na Figura 1 representa-se um esquema do processo de elaboração e aprovação dos POE conforme previsto no quadro legal em vigor, nomeadamente no Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial (Decreto-Lei n.º 380/99, de 22.09, na sua actual redacção – a branco), no Regime Jurídico dos Planos de Ordenamento de Estuário (Decreto-Lei n.º 129/2008, de 21.07 – a cinza escuro) e no regime da Avaliação Ambiental Estratégica (Decreto-Lei n.º 232/2007, de 15.06 – a cinza claro).

A apreciação crítica do quadro legal que regula a elaboração e implementação dos POE à luz dos princípios de governação dos estuários põe em evidência que o quadro legal vigente dá resposta a alguns dos desafios da governação colaborativa. Do ponto de vista da *integração* concluiu-se que o actual quadro legal garante o enquadramento necessário ao desenvolvimento de abordagens integradoras a vários níveis. Primeiro, possibilita abordagens integradas ao recurso água, nas suas componentes de águas interiores, de transição e costeiras. Quer porque a gestão dos recursos hídricos está sob a competência de uma única entidade, as ARH, IP. possibilitando a adopção de abordagens coordenadas ao recurso água. Quer porque os POE ao integrarem as áreas sob jurisdição portuária na sua área de intervenção, não só favorecerem uma visão integrada do estuário, como garantem a continuidade da protecção e de ordenamento da orla costeira, que até ao momento se encontrava interrompida nesses territórios, por força da sua exclusão da área de intervenção dos POOC. Segundo, o estuário é abordado numa perspectiva ecossistémica, onde os sistemas aquáticos e terrestres se inter-relacionam. Terceiro e apesar da multiplicidade de entidades e de instrumentos de

política, ordenamento e gestão que coexistem num estuário - e com os quais os POE tem de estabelecer inter-relações de ordem e natureza diversa - a moldura legal vigente prevê o dever de coordenação, compatibilização e integração das várias políticas com incidência territorial (arts. 20 a 22º do RJIGT), que poderão coadjuvar a esta integração. Mais, num momento em que estão em elaboração/revisão muitos dos instrumentos de planeamento dos recursos hídricos e instrumentos de gestão territorial, parece ser este o momento ideal para se prosseguirem os desafios de articulação e compatibilização entre os POE e os restantes planos, programas e políticas de âmbito nacional, regional ou local e melhorar a cooperação institucional.

No que concerne ao princípio da *adaptação,* o actual quadro legal prevê mecanismos de monitorização e avaliação contínua, consagrados nos processos de Avaliação Ambiental Estratégica e Avaliação de Impacte Ambiental, que, de um modo geral, asseguram o ajuste das políticas, objectivos e estratégias definidas. Estes aspectos são cruciais na gestão e governação do sistema estuarino face à variabilidade dos parâmetros que aí ocorrem, ao elevado grau de incerteza associado e à elevada probabilidade de ocorrência de riscos e vulnerabilidades de natureza diversa, incluindo as decorrentes das alterações climáticas.

Ao nível da *participação e colaboração* o quadro legal apresenta algumas fragilidades para o alcance do paradigma da governação colaborativa. Apesar dos princípios da participação e colaboração estarem consagrados no quadro legal que enquadra os POE (Lei da Água[iii], LBPOTU[iv], RJIGT[v]), prevendo a participação de todos os interessados (incluindo os utilizadores) na elaboração, implementação e avaliação dos planos, na prática é fundamentalmente um processo "*top-down*", que não permite o envolvimento dos utilizadores/interessados nas Comissões de Acompanhamento dos planos e consequentemente o seu envolvimento directo na construção e implementação das políticas. Pelo contrário, o processo participativo é fundamentalmente restringido à informação, consulta e à discussão pública dos planos na sua fase conclusiva. Embora a Lei da Água seja um diploma bastante inovador ao prever a representação dos sectores de actividade e dos utilizadores dos recursos hídricos no Conselho da Região Hidrográfica (órgão consultivo das ARH, IP) na verdade, as atribuições do CRH em matéria de planos[vi] referem-se apenas ao acompanhamento da elaboração dos Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica (PGRH) e dos Planos Específicos de Gestão da Água, não tendo intervenção no acompanhamento dos planos de ordenamento dos recursos hídricos, nos quais se enquadram os POE. Não é assim de estranhar que a composição das Comissões de Acompanhamento de elaboração dos POE do Douro, Vouga e Tejo, já publicadas em Despacho não tenham sido integradas as entidades representativas dos principais utilizadores, mas apenas os organismos da administração pública, os municípios directamente interessados, representantes de ONGAs, bem como instituições de ensino superior, investigação, desenvolvimento e inovação e individualidades de reconhecido mérito académico ou profissional. É certo que os PGRH incidem sobre os estuários e muitas matérias de interesse para os POE podem ser discutidas em sede de CRH, contudo o âmbito destes dois planos é muito distinto, pelo que haverá muitas problemáticas específicas dos estuários que ficarão de fora dessa discussão.

Acresce que apesar dos despachos de elaboração dos POE referirem explicitamente que *"…a elaboração deste instrumento de gestão territorial permitirá realizar a promoção da concertação de interesses e a geração de consensos, com vista a uma responsabilidade partilhada no ordenamento e gestão na sua área de intervenção e com vista à sua sustentabilidade…"* não são dadas orientações claras sobre a metodologia a adoptar nos POE que possibilite o alcance desses objectivos. De facto, da análise do quadro institucional dos POE fica evidenciado que nos actuais moldes, o processo participativo não prevê mecanismos de diálogo ou negociação que permitam a concertação de interesses e a minimização dos conflitos, ou mecanismos que favoreçam a constituição de parcerias que possibilitem a implementação conjunta dos planos, factor de sucesso da governação colaborativa. Assim, e embora o exercício de cidadania seja reconhecido como uma mais-valia no processo de planeamento, o actual quadro legal não promove a integração dos utilizadores como parceiros no processo de decisão e/ou de governação.

Todavia, há algumas janelas de oportunidades na actual lei que podem e devem ser potenciadas no sentido da governação colaborativa e que se prendem com os seguintes aspectos:

1. As políticas da água e do ordenamento do território reconhecerem a importância da participação dos interessados e da sociedade civil na elaboração, alteração, revisão, avaliação e execução dos instrumentos de política da água e do ordenamento do território, como forma de favorecer a sensibilização do público para as questões ambientais, reforçar a consciência cívica dos cidadãos, aumentar a responsabilização e transparência do processo de tomada de decisões e favorecer a concertação de interesses.
2. O RJIGT não prever mecanismos para o envolvimento activo dos interessados e cidadãos em geral na construção conjunta dos planos especiais de ordenamento do território, mas também não impedir a sua participação, pelo contrário reconheça-la como fundamental nos seus princípios gerais.
3. Os estatutos das ARH, IP. preverem a criação de Conselhos Consultivos sub-regionais[vii], deixando ao critério dos Conselho de Região Hidrográfica a sua constituição e atribuições, o que dá abertura para o sector privado e os utilizadores dos estuários poderem participar no acompanhamento dos POE e em acções de gestão dos estuários.
4. A Lei da Água consagrar às ARH, IP. a possibilidade de delegarem[viii], total ou parcialmente, nos municípios, ICNB, IP e nas associações de utilizadores do domínio público hídrico, as competências de acompanhamento de planos, gestão e monitorização, mediante prévia celebração de protocolos ou contratos-programa.

MODELO DE GOVERNAÇÃO PARA A ELABORAÇÃO E IMPLEMENTAÇÃO DOS PLANOS DE ORDENAMENTO DE ESTUÁRIO

Tendo presente as orientações dos princípios de governação dos estuários (integração, adaptação, participação e colaboração), as boas práticas emanadas das experiências internacionais no âmbito de incitativas de gestão e governação para os estuários e as oportunidades e fragilidades que decorrem do quadro legal vigente, propõe-se um modelo de governação para a elaboração e implementação dos Planos de Ordenamento de Estuário.

A adopção de um processo governativo participado e partilhado acarreta certas responsabilidades e obriga à concordância e ao compromisso, não só das entidades públicas intervenientes, mas de todos os actores, incluindo os utilizadores e a sociedade civil em geral. É por isso importante envolver todos os actores neste processo, tão cedo quanto possível, e definir os mecanismos de participação e concertação que possibilitem a construção de um processo co-responsável, bem como os papéis de cada um nesse processo. Pretende-se que o modelo de governação que se propõe contribua para consolidar os princípios de integração e adaptação e promover a efectiva participação e colaboração dos actores, nas distintas etapas do processo de planeamento, desde a elaboração

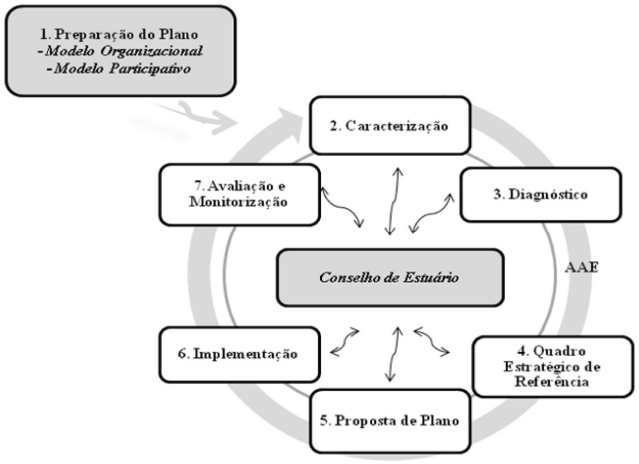


Figura 2: Esquema do processo de elaboração e aprovação dos POE conforme previsto no quadro legal em vigor (adaptado de Carvalho, 2010)

do plano à sua implementação e avaliação. Em última instância este modelo deverá ainda contribuir para concertar interesses e construir consensos, fomentando a construção de uma democracia deliberativa e promovendo a decisão partilhada a co-responsável, num quadro de governação colaborativa.

Na Figura 2 representa-se esquematicamente o modelo de governação que se propõe. Este modelo compreende as 4 fases de elaboração do plano previstas no Anexo II do Decreto-Lei n.º 128/2009, de 21 de Julho: caracterização, diagnóstico, quadro estratégico de referência e proposta de plano, ao qual é acrescentado:

-Um modelo organizacional, assente na figura de Conselho de Estuário, que assegura a governação do POE;

-Um modelo participativo, que assegura a participação e o envolvimento de todos os actores, incluindo os utilizadores, nas distintas fases de construção do plano;

-As fases de implementação e de avaliação e monitorização do plano, que asseguram que o ciclo de planeamento seja um processo cíclico, garantindo a revisão e avaliação dos objectivos, estratégias e acções propostas, num processo de melhoria e a aprendizagem contínua.

O modelo de governação proposto sustenta-se numa visão em que: i) estão favorecidos mecanismos de negociação, cooperação e a acção concertada; ii) o Estado não é o único responsável pela elaboração, implementação e avaliação do POE, passando essa tarefa a ser da responsabilidade dos diversos actores com interesses no estuário e da sociedade como um todo; iii) a tomada de decisão deixa de ser um processo centralizado e controlado por uma instituição da administração pública, para dar lugar a uma gestão partilhada, onde as decisões e as estratégias são definidas conjuntamente e compartilhados entre todos; iv) o planeamento e a gestão sectorial dão lugar a um planeamento e a uma gestão integrada.

Modelo Organizacional

O modelo organizacional sustenta-se na criação e operacionalização da figura de Conselho de Estuário, que na sua composição deverá integrar diversos parceiros com funções e responsabilidades distintas incluindo: as entidades com responsabilidades no acompanhamento do plano, definidas na respectiva Comissão de Acompanhamento (CA); os utilizadores com interesses no estuário; peritos e outras entidades julgadas relevantes para o ordenamento e gestão do estuário (Figura 3). Dada a sua natureza, o Conselho de Estuário terá por inerência funções consultivas, cabendo-lhe acompanhar a elaboração dos POE, dar pareceres, formular propostas e pronunciar-se sobre o desenvolvimento dos trabalhos em cada uma das fases do processo de planeamento. Porém, o que se pretende é alargar essa responsabilidade a outros parceiros, nomeadamente aos utilizadores com interesses nos estuários, bem como a outras entidades com competências no ordenamento e gestão do estuário e que não constam da CA, e por outro, alargar o âmbito de acção do Conselho de Estuário. Assim, para além das funções consultivas, propõe-se que o Conselho de Estuário desempenhe funções estratégicas e executivas, possibilitando a participação activa de todos os actores no processo de construção e decisão conjunta, designadamente:

-Na elaboração do plano, nomeadamente na identificação dos problemas e temas a tratar nos POE, na construção da visão e quadro estratégico de referência (cenários, objectivos metas e estratégias) e na definição da estratégia de ordenamento territorial, incluindo os programas de medidas, de execução e de financiamento;

-Na implementação do POE, através de um processo colaborativo onde intervêm as entidades da administração central e local com competências na gestão do estuário, bem como os utilizadores dos estuários, por via da delegação de competências prevista na Lei da Água;

-Na avaliação e monitorização do plano, incluindo a redefinição das suas políticas, objectivos, medidas e prioridades estratégias.

Embora as ARH, IP continuem a deter responsabilidades directas e primárias na elaboração, implementação e avaliação dos POE, cabendo-lhes iniciar, conduzir e coordenar esse processo, o que se propõe com este modelo organizacional é a estruturação de uma matriz de colaboração entre os membros do Conselho de Estuário e as ARH, num quadro de governação colaborativa e co-responsável, que possibilite a concertação dos interesses presentes na área objecto de plano, a reflexão e tomada de decisão conjunta e a gestão partilhada e integrada do estuário nas suas diversas vertentes (recursos hídricos, conservação da natureza, turismo, paisagem, recreio e lazer, navegação e mobilidade, actividades económicas, etc.). A composição do Conselho de Estuário deverá ser estabelecida individualmente para cada um dos estuários objecto de POE, em função das entidades com competências na sua gestão e dos utilizadores em presença no plano de água e nas margens.

Modelo Participativo

O modelo participativo visa apoiar o processo de governação colaborativa do POE, partindo do pressuposto que o envolvimento dos interessados no plano contribui para a construção de consensos e compromissos, facilita a aceitação das estratégias e conduz a uma tomada de decisão partilhada e co-responsável. Assim para além dos 2 momentos formais de participação pública previstos no RJIGT - informação e discussão pública – propõe-se um momento adicional – participação dirigida - especificamente dirigido ao Conselho de Estuário que assegura que o envolvimento de todos os actores seja uma componente integrada das diversas etapas do processo de planeamento. Tal compreende a realização de 3 workshops com o objectivo de:

- Conhecer a percepção dos actores sobre os problemas e pressões existentes nos estuários e orla estuarina e elaborar o diagnóstico da situação existente (workshop 1);

- Formular em conjunto a visão e o quadro estratégico referência (workshop 2);

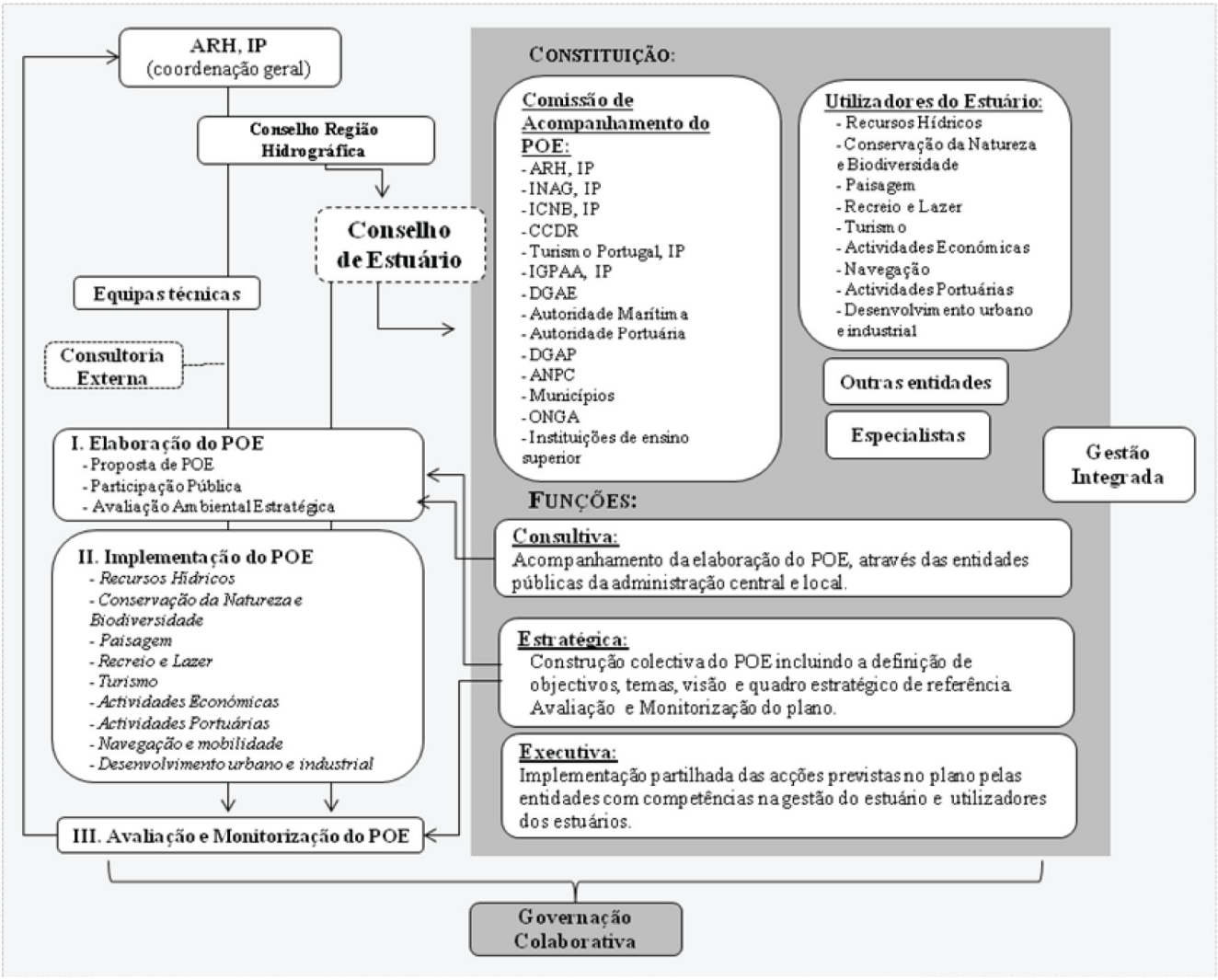


Figura 3: Modelo organizacional de elaboração, implementação e avaliação dos POE (Carvalho, 2010).

- Definir as medidas de execução e estratégias de implementação do plano (workshop 3).

O envolvimento dos actores no processo de planeamento requer: a identificação dos actores-chave que podem afectar ou serem afectados pelo POE; a identificação do interesse dos actores e o impacto potencial do plano sobre esses interesses; a avaliação da influência dos actores na elaboração e implementação do POE e definição de uma estratégia de participação, que promova o seu envolvimento nas diferentes fases de preparação e implementação do plano de estuário. Com esta metodologia pretende-se que o plano reflicta as opiniões e visão das entidades públicas e dos utilizadores dos estuários, num processo de partilha colectiva, permitindo a todos os actores contribuir para o planeamento e gestão dos estuários, e às organizações governamentais incorporar o conhecimento e visão dos interessados nas suas estratégias e actividades, criando um plano integrador e partilhado, que tenha por base a unidade territorial estuário.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O conceito de governação, tradicionalmente assumido como o modo de implementar regras pré-estabelecidas numa determinada comunidade, baseando-se em relações verticais fortemente hierarquizadas, unilaterais, ou na escassez de participação por parte dos interessados, está a mudar. Nos anos mais recentes têm sido demonstradas as profundas limitações inerentes, quer à acção impositiva e unilateral por parte da Administração, quer à construção de planos de ordenamento do território essencialmente regulamentares e prescritivos, baseados na técnica do zonamento euclidiano. Conclui-se que as abordagens de planeamento têm muito a ganhar com a governação colaborativa, por ser uma área de interface, que coloca a ênfase na articulação do conhecimento e na promoção de inter-relações entre os diversos actores de um território, alargando o leque de conhecimentos e gerando soluções mais inovadoras, fundamentadas e sustentáveis.

Embora a participação pública seja assumida como uma mais-valia no sistema de planeamento, estando por isso consagrada no processo de elaboração dos instrumentos de ordenamento e gestão territorial e dos recursos hídricos, há ainda no contexto legislativo nacional uma grande ambivalência em torno da operacionalização e do formato que o processo participativo deve assumir. O modelo de governação que se propõe para a elaboração, implementação e avaliação dos POE vem contribuir para clarificar esta questão. O modelo proposto compreende 7 fases, incluindo uma fase inicial de preparação do plano, onde se estabelece um compromisso político e se definem os modelos organizacional e participativo. A

estrutura organizacional proposta sustenta-se na figura de Conselho de Estuário, com responsabilidades em funções operativas, consultivas e estratégicas, que integra a Comissão de Acompanhamento do plano, outras entidades consideradas relevantes, peritos e os utilizadores do estuário num único órgão, criando um espaço comum de participação, aprendizagem e colaboração entre todos os actores com interesses no estuário. O modelo participativo proposto visa extravasar o alcance do processo de participação previsto na actual lei, ao propor uma participação dirigida aos utilizadores dos estuários, desde as fases iniciais de elaboração dos POE. Neste modelo, os utilizadores são parceiros activos do processo de construção dos POE, tendo responsabilidades directas na definição dos problemas, temas e objectivos do plano, na construção da visão, na definição das metas e estratégias de actuação, bem como na implementação da estratégia de ordenamento para os estuários, e na gestão na avaliação e monitorização do próprio plano.

O modelo de governação proposto tem enquadramento na moldura legal nacional e vai de encontro aos objectivos da governação colaborativa, consolidando os princípios de integração e adaptação, nas distintas fases do processo de planeamento, e reforçando a participação e a colaboração dos actores, incluindo os utilizadores. É com base nestes pressupostos que se conclui-se que o modelo de governação proposto poderá contribuir para alcançar os desafios da governação partilhada e co-responsável, visto que se sustenta numa visão em que: i) se promove a coordenação transversal e integração (no espaço e no tempo) das várias actuações sectoriais com impacte territorial e a governação multi-nível; ii) estão favorecidos mecanismos de suporte de governação territorial, que sustentam a de negociação, cooperação e a acção concertada; iii) se incentiva o desenvolvimento territorial assente em opções colectivas, onde o Estado não é o único responsável pela elaboração, implementação e avaliação do POE, passando essa tarefa a ser da responsabilidade dos diversos actores com interesses no estuário e da sociedade como um todo; iv) a tomada de decisão deixa de ser um processo centralizado e controlado por uma instituição da administração pública, para dar lugar a uma gestão partilhada, onde as decisões e as estratégias são definidas conjuntamente e compartilhados entre todos; v) o planeamento e a gestão sectorial dão lugar a um planeamento e a uma gestão integrada.

O modelo de governação proposto tem aplicação em todos os estuários para os quais o quadro legal prevê a elaboração de planos de ordenamento do estuário, incluindo o POE do Vouga. A aplicação deste modelo constitui um desafio para o sistema de planeamento e ordenamento, territorial e dos recursos hídricos, e constitui uma oportunidade de os fazer evoluir nas suas várias dimensões – técnica, política, institucional e cívica. Trata-se de um desafio que exige soluções integradas e dinâmicas e uma profunda mudança na forma de desenvolver novos modos de governação. Dos POE espera-se, não um plano de uma primeira geração de planos, mas um plano de uma segunda geração de planeamento, que integre mecanismos potenciadores de parcerias inovadoras, de geração de mudança e de novas performances na praxis do ordenamento e gestão do território, onde os valores e funções associados à natureza e aos recursos hídricos constituam oportunidades de transformação e projecção para novos futuros de colaboração, entre os diversos sectores e níveis da administração pública central e local, e entre estes e as capacidades de mobilização e investimento locais e regionais. E embora os problemas dos estuários envolvam um âmbito mais vasto do que os recursos hídricos é particularmente oportuno centrar o seu modelo de gestão no âmbito da Lei da Água, onde o elemento água deverá ser encarado como estrutural no processo de ordenamento e gestão do sistema estuarino e como elemento central na concertação de interesses e construção de consensos.

LITERATURA CITADA

ANTUNES, P.; KALLIS, G.; VIDEIRA, N. and SANTOS, R., 2009. Participation and evaluation for sustainable river basin governance. *Ecological Economics,* 68(4), 931-939.

AUBRY, A. and ELLIOTT, M., 2006. The use of environmental integrative indicactors to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin,* 53(1-4), 175-185.

BLABER, S.J.; CYRUS, D.P.; ALBARET, J.; CHING C.; DAY J.; ELLIOTT M., 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal;* 57(3), 590–602.

CARVALHO, T.M., 2010. Modelo de Governação para os Planos de Ordenamento dos Estuários. Portugal: Universidade de Aveiro, Tese de Mestrado, 190p.

COMISSÃO EUROPEIA, 2001. Livro Branco sobre a Governança Europeia. COM (2001) 428 final de 25.7.2001. Comissão das Comunidades Europeias, Bruxelas.

COOPER, J.; RAMM, A. and HARRISON, T., 2004. The estuarine health index-a new approach to scientific information transfer. *Ocean and Coastal Management,* 25, 103-141.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.; PARUELO, J.; RASKIN, R.; SUTTON, P. and VAN DEN BELT, M., 1998. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics,* 25(1), 67-72.

ELLIOTT, M., 2004. Marine habitats: loss and gain, mitigation and compensation. *Marine Pollution Bulletin,* 49, 671-674.

FIDÉLIS, T., 2001. *Planeamento Territorial e Ambiente – o Caso da Ria de Aveiro*. Estoril, Principia – Publicações Universitárias e Científicas.

FIDÉLIS, T.; REIS, C.; VELOSO-GOMES, F.; SILVA, M.; ANTUNES, A.; BURNAY; M.J.; CABRAL, N.; CAMPOS, V.; CRUZ, J. and CARVALHO, T., 2009. *Planos de Ordenamento de Estuário - contributos para a sua elaboração e implementação*. Apreciação n.º 1 CNA/2009. Lisboa, Relatório Final do Grupo de Trabalho XIV do Conselho Nacional da Água.

FRANÇA, S.; COSTA, M.J. and CABRAL, H., 2009. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83(1), 1-12.

GOLDBERG, E.D., 1995. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. *Marine Pollution Bulletin,* 31, 152–158.

KALLIS, G.; KIPARSKY, M. and NORGAARD, R. 2009. Collaborative governance and adaptive management: Lessons from California's CALFED Water Program. *Environmental Science & Policy,* 12(6), 631-643.

KENNISH, M., 2000. *Estuary restoration and maintenance: the national estuary program*. Boca Raton (FL): CRC Press, 359p.

MAOTDR, 2008. *Plano Sectorial da Rede Natura 2000*. Lisboa, MAOTDR, Série de Publicações.

MCLUSKY, D.S. and ELLIOTT, M., 2004. *The Estuarine Ecosystem: ecology, threats and management.* 3rd. ed. Oxford University Press, Oxford, 214p.

OLSEN, S.B.; PADMA, T. and RICHTER, B., 2006. *Managing freshwater inflows to estuaries: a methods guide*. USAID, The Nature Conservancy, The Coastal Resource Center - University of Rhode Island. Washington DC. Pp. 52.

STOJANOVIC, T. and BARKER, N., 2008. Improving governance through local coastal partnerships in the UK. *The* Geographical Journal, 174(4), 344-360.

STOJANOVIC, T. and BALLINGER, R.C., 2009. Integrated Coastal Management: A comparative analysis of four UK initiatives. *Applied Geography* 29(1), 49-62.

TOWNEND, I., 2002. Marine science for strategic planning and management: the requirement for estuaries. Marine *Policy,* 26(3), 209-219.

VASCONCELOS, L.; OLIVEIRA, R. and CASTER, U., 2009. Governância e participação na gestão territorial. Lisboa, DGOTDU: Série Política de Cidades, n.º 5.

[i] Art. 33.º da Lei n.º 48/98, de 11.08, na redacção que lhe foi dada pela Lei n.º 54/2007, de 31.08.

[ii] Art. 2.º e 42º do Decreto-Lei n.º 380/99, de 22.09, na redacção que lhe foi dada pelo Decreto-Lei n.º 316/2007, de 19.12.

[iii] Art. 25º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro.

[iv] Art. 5º da Lei n.º 48/98, de 11 de Agosto, na sua redacção actual.

[v] Art. 6º do Decreto-Lei n.º 380/99, de 22 de Setembro, na sua redacção actual.

[vi] Art. 12º da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro.

[vii] Art. 11º da Portaria n.º 394/2008, de 5 de Junho.

[viii] Art. 9ºda Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro.

Centro Empreendedor do Conhecimento Aquático – a Ria de Aveiro, dos Rios ao Oceano: Investigação, Monitorização, Formação e Divulgação

J.E. Rebelo [a]
[a] Dept. Biologia
Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193 Aveiro, Portugal
rebelo@ua.pt

SUMÁRIO

A Ria de Aveiro é uma laguna costeira estuarina com elevada produtividade natural. Os recursos biológicos, particularmente os vegetais e os peixes foram alvo de exploração desde tempos ancestrais, os primeiros através da apanha do "moliço", que já perdeu significado, e da pesca artesanal, que ainda persiste. Pressões poluentes de natureza química e microbiológica têm sido exercidas sobre o sistema, afectando o seu equilíbrio. A actividade portuária, a pesca lúdica e a náutica de recreio têm ganho expressão relevante nas últimas décadas. O vasto conhecimento científico actual sobre o património natural, o ambiente, a fisiografia e a intervenção social e económica na laguna, realizado nas últimas três décadas de implantação da Universidade de Aveiro, permite uma intervenção integrada e multivariada que simultaneamente promova o bem-estar económico das comunidades ribeirinhas e conserve o património natural. O presente trabalho apresenta um programa de intervenção sustentada na laguna, através de um CECA – Centro Empreendedor do Conhecimento Aquático, vocacionado para a investigação científica, a monitorização, a divulgação e a formação nos ambientes fluvial, lagunar e marinho. O CECA funciona em três pólos, orientados para os rios, a ria de Aveiro e a zona costeira oceânica. São considerados dois vectores centrais de acção: a intervenção sustentada na natureza e a formação de recursos humanos. O primeiro, que engloba a investigação, a monitorização e a divulgação, contempla quatro domínios: património natural, conhecer para usufruir sem exaurir; produção natural, a pesca inesgotável e a aquicultura de preservação da biodiversidade; ecoturismo, observar, pescar, caçar e saborear; saúde pública, vigiar a qualidade do ambiente e a produção natural. O segundo inclui, em articulação com o ensino profissional, formação básica e avançada sobre: biodiversidade, pesca lúdica, e caça e o ecoturismo a estas associado; pesca comercial e aquicultura; análises sanitárias microbiológicas e abióticas sobre o meio. A implementação do CECA promove emprego na região, nomeadamente nas comunidades piscatórias, com a reconversão profissional de pescadores para a aquicultura e o ecoturismo.

PALAVRAS CHAVE: *Ria de Aveiro, CECA, património natural, ecoturismo, formação profissional*

INTRODUÇÃO

A Natureza é um factor simultaneamente robusto, quando em equilíbrio ecológico inato, e sensível ou precário, quando intervencionado pelo homem com critérios exíguos de sustentabilidade. O uso da riqueza natural para fins lúdicos pode contribuir para a promoção económica de longo prazo das comunidades residentes se for realizado de forma sustentada (VINCENT e THOMPSON, 2002; STONE e WALL, 2005). O conhecimento rigoroso e a monitorização continuada da diversidade botânica e animal, dos hábitos de vida e da interacção das dinâmicas específicas com o meio abiótico e biótico são os vectores centrais para a uma relação harmoniosa entre os ecossistemas e a acção antrópica (PÉREZ-CID, 2001; GARNEROT, 2004).

A perdurabilidade em coerência saudável dos sistemas naturais, com usufruto humano, inclusive na dimensão ecoturística, exige actuações preventivas alicerçadas na investigação científica e complementadas na educação ambiental de crianças e jovens e na formação de adultos.

A definição de estuário e de laguna tem sido objecto de ampla controvérsia baseada, em parte, na diversidade de características geomorfológicas e físico-químicas desses sistemas (GUNTER, 1969; NYBAKKEN, 1988). Numa larga diversidade de conceitos, a designação de laguna costeira pode também ser usada para definir um corpo de água, de baixa profundidade, que se estende paralelamente à costa marinha e dela está separado por uma barreira (de dunas, por exemplo), com pequena(s) interrupção(ões), onde as águas provenientes dos meios fluvial e marinho se encontram e misturam (GUNTER, 1969; BARNES, 1980; NYBAKKEN, 1988).

A Ria de Aveiro é a mais importante laguna costeira do litoral português. A formação geológica deste ecossistema é muito recente supondo-se que o seu início tenha ocorrido no séc. XII (CUNHA, 1930). A laguna apresenta um comprimento máximo de 45 km, tendo como base o cordão litoral entre Carregal e Poço da Cruz (Mira), uma largura máxima de 11 km, entre o Bico de Muranzel e Fermelã, e uma largura média de 2 km, abrangendo uma área húmida de 43·km², em baixa-mar, e 47 km², em preia-mar. Nela desaguam, a norte os rios Vouga, Antuã e Fontão, e a sul o rio Boco, vários riachos e inúmeras correntes pluviais. A profundidade é baixa, variando entre 1 m nos extremos e 10 m na embocadura e canais de tráfego portuário (REBELO, 1992).

A Ria de Aveiro é o fulcro de actividade económica de relevância considerável na região, repartida por actividades no sector primário, como a agricultura, pesca, aquicultura e produção salina, no sector secundário, com indústrias diversas, no sector terciário, através do turismo, desportos náuticos, pesca lúdica, transportes e serviços associados com essas práticas. O conjunto das actividades referidas afecta a qualidade da água e os sedimentos lagunares pela introdução de poluentes químicos,

biológicos e microbianos (LUCAS *et al*., 1986; REBELO e POMBO, 2001; CASTRO *et al*., 2006).

O espaço lagunar sempre constituiu um elemento primordial de ligação entre as diferentes comunidades ribeirinhas, propiciando produtos naturais, que sustentaram as populações, e servindo, através da multiplicidade dos seus canais, de via de comunicação privilegiada para pessoas e mercadorias. A variedade de embarcações tradicionais da Ria de Aveiro demonstra o uso múltiplo com que a laguna serviu o homem: a *caçadeira* e a *bateira*, de mais pequeno porte, dedicadas, respectivamente, à caça e à pesca; o moliceiro, o mercantel e o saleiro, de maior porte, a primeira, destinada à apanha e transporte do moliço, a segunda, ao transporte de mercadorias diversas, e a terceira, ao transporte do sal (OSÓRIO, 1912; NOBRE *et al*., 1915).

A implementação e progresso de uma instituição de estudos superiores e de investigação e desenvolvimento científico na região, veio propiciar o conhecimento aprofundado sobre a essência do sistema ecológico e a pressão antrópica sobre ele exercida. A Universidade de Aveiro (UA), após uma fase de instalação e consolidação, tem sabido interpretar as necessidades e anseios regionais e tem dado passos fundamentais para a cooperação com os agentes sociais e económicos, nomeadamente as autarquias, a indústria e os serviços.

No último quarto de século, uma fatia considerável do trabalho de aquisição e consolidação de conhecimento científico realizado em vários departamentos da UA usufruiu do privilégio de esta se encontrar implantada junto a um dos sistemas ecológicos aquáticos mais importantes da costa portuguesa, a Ria de Aveiro, em interface com vários rios, a montante, e a zona costeira oceânica, a jusante. A biodiversidade das plantas, dos peixes, das aves e dos mamíferos, a produtividade piscícola, em termos de pesca e aquicultura, e a contaminação microbiológica das águas e dos animais têm constituído algumas das áreas objecto de estudos apurados e continuados (REBELO, 1992; POMBO *et al.*, 2002; MORGADO *et al*., 2003; POMBO *et al.*, 2003; PACHECO *et al*, 2004; ALMEIDA *et al.*, 2005; CUNHA *et al*., 2005; PACHECO *et al*., 2005; LEANDRO et al., 2007; POMBO *et al.*, 2007; MOHMOOD *et al*., 2008; OLIVEIRA *et al.,* 2009).

Graças à investigação desenvolvida, a UA possui, na actualidade, um vasto património de saber e uma massa crítica altamente qualificada. Por seu turno, as elevadas condições de qualidade exigidas ao tecido empresarial e social, como garante do seu sucesso já próximo, torna imperativo um diálogo activo entre os criadores e detentores do conhecimento, os seus transformadores e os usufruidores do produto final. Sendo a matéria-prima a própria Natureza, cuidados redobrados são exigidos no intuito de não afectar os equilíbrios ambientais, alguns já severamente ameaçados.

É no contexto da interacção universitária com o exterior que promovemos os Dialog@Bio, em 2007, onde, em quatro conferências, cientistas, autarcas, gestores públicos, empresários e dirigentes associativos abordaram outros tantos assuntos, subordinados ao tema geral *Pesca, Aquicultura, Turismo e Formação: que desafios?* Na sequência deste encontro, vários projectos têm sido promovidos com alguns municípios e empresas da região. Pelos excelentes resultados obtidos, considera-se útil alargar a sua área de intervenção a toda a região da Ria de Aveiro, num plano global de incidência.

Partindo da experiência de debate e de investigação sobre a interface humana com a Ria de Aveiro, apresenta-se um programa de interesse público, de incidência regional, ao nível da NUT III – Baixo-Vouga, denominado CECA – Centro Empreendedor do Conhecimento Aquático.

Como passo indispensável de modernização do acesso aos saberes e globalização do próprio conhecimento, o CECA destina-se a promover um plano de actuação sobre os ambientes aquáticos da região, os rios, a laguna e o oceano costeiro, que contempla, de modo conjugado, a investigação científica, a sustentabilidade da produção natural, a divulgação científica, o ecoturismo, o ensino universitário e a formação profissional.

CECA: UM PROGRAMA INTEGRADO E MULTIVARIADO PARA A RIA DE AVEIRO

Triângulo de Sustentabilidade Natural

Uma laguna, por definição, é um ecótono, *i.e.*, um sistema de transição entre dois ambientes distintos, o dulçaquícola e o marinho, formando uma área salobra. O meio dulçaquícola provém dos rios Vouga, Antuã, Boco, da barrinha de Mira e de diversas ribeiras e correntes pluviais, o qual, de acordo com o caudal sazonal, alarga a sua dimensão no espaço lagunar. O meio marinho, proveniente do oceano adjacente, consoante o volume de maré, espalha-se por uma zona mais ou menos extensa próxima da embocadura. O meio salobro resulta da mistura de ambos os tipos hídricos anteriores, que, em diferentes concentrações salinas, varia ao longo da laguna.

A riqueza da diversidade ambiental justifica que o CECA se desenvolve a partir de três pólos de intervenção, um direccionado para a actividade relacionada com o meio dulçaquícola, outro para o meio salobro e o terceiro para o meio marinho. Estes três pólos são do tipo infra-estrutural, do género fluviário, lagunário e oceanário, com um edifício exclusivo onde interagem as diferentes tipologias de acção, de carácter científico, formativo e cultural, em conjugação permanente com as populações locais e regionais.

A infra-estrutura fluvial pode ser sedeada no Município de Águeda, abrangendo o rio Vouga, de maior caudal dos que afluem à laguna, incluindo a pateira de Fermentelos; a lagunar pode ser localizada no Município da Murtosa, devido ao seu posicionamento numa área predominantemente central do braço mais extenso da laguna; a marinha pode ser implantada no Município de Ílhavo, tendo em consideração a sua proximidade com a barra marítima.

Os pólos de acção do CECA desenvolvem, de forma coordenada, actividades de carácter específico a cada sistema e outras de âmbito conjugado aos três tipos de sistema, nos domínios da investigação e da divulgação científica, do ecoturismo, do ensino universitário e da formação profissional.

Património Natural

A Ria de Aveiro, pela variedade dos ricos sistemas ecológicos hídricos que comporta, é um mosaico de excelência em termos de biodiversidade, da botânica aos vertebrados. Tal facto foi, aliás, um factor decisivo para a estabilização de centros urbanos ribeirinhos. O homem cedo se apercebeu que o manancial biológico disponível constituía uma fonte de recursos a explorar. Assim, desde cedo, foram realizadas a apanha do moliço, a pesca e a piscicultura extensiva e, nos nossos dias, ganha relevo a aquicultura e o turismo, nomeadamente o associado à pesca lúdica.

Um bem a valorizar: conhecer para usufruir sem exaurir

As potencialidades de intervenção sustentada sobre os recursos naturais estão ainda longe de se encontrarem esgotadas. Registam-se algumas interferências do homem no equilíbrio dos diversos

sistemas ecológicos, de degradação, como a carga poluente química e orgânica de efluentes industriais e urbanos ao longo de décadas, e de recuperação, com a construção de estações de tratamento das mesmas águas residuais. É, ainda, possível usufruir dos espaços naturais com o prazer que só eles são capazes de proporcionar sem os danificar irremediavelmente.

O conhecimento existente sobre a diversidade, distribuição e comportamento de vegetais, peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos que usam a Ria de Aveiro e as zonas ribeirinhas como residência permanente ou transitória, durante o ciclo de vida, é considerável, devido aos trabalhos desenvolvidos nas últimas três décadas na UA. O trabalho deve prosseguir, aprofundando a investigação de carácter científico, a gestão e a monitorização dos ecossistemas lagunar, fluvial e marinho costeiro, bem como do terrestre adjacente a cada um deles.

No domínio da investigação do património natural, os estudos direccionam-se para a inventariação e monitorização da biodiversidade e o uso sustentado dos recursos naturais. O primeiro item, a biodiversidade, um bem a valorizar, promove acções para: *i)* actualizar o inventário das plantas e animais, alargando o estudo à biologia das espécies e à dinâmica das populações; *ii)* aprofundar o estudo sobre a conservação das espécies e gestão da dinâmica das populações, com o intuito de assegurar uma exploração que não provoque danos irreversíveis no meio ambiental.

O segundo item de investigação prossegue do conhecimento aprofundado das potencialidades lagunares, e define acções para o ordenamento sustentável de: *i)* a vegetação lagunar imersa e das zonas tidais e terrestres adjacentes, incluindo a disposição arbórea das áreas citadinas de lazer; *ii)* a pesca profissional e lúdica, tendo em consideração a capacidade de produção de peixes da Ria de Aveiro, de modo a facilitar a que estes continuem a ser um recurso continuado na região; *iii)* a actividade cinegética, particularmente as aves aquáticas alvo da caça, através da execução e implementação de um plano global de gestão para as populações de aves aquáticas cinegéticas que ocorrem na Ria de Aveiro.

Pesca inesgotável e aquicultura preservadora da biodiversidade

A pesca artesanal e a aquicultura são actividades produtivas ancestrais na região. A primeira, estendendo-se por toda a laguna e zona costeira oceânica adjacente originou a formação de comunidades piscatórias ainda presentes na Costa Nova, S. Jacinto, Torreira e Murtosa. A segunda incide na produção extensiva de berbigão (os "cricos", como são conhecidos regionalmente), em fundos semi-lodosos, e de peixe, nos viveiros das marinhas de sal. Desde há quase duas décadas a esta parte, apesar de se manter a cultura extensiva, foram desenvolvidas explorações semi-intensivas de bivalves (amêijoa e ostra) e peixe (robalo e dourada), na laguna, e intensivas (pregado), na zona ribeirinha.

No intuito de preservar os recursos para deles continuar a dispor no futuro, o CECA desenvolve actividades repartidas no desenvolvimento da pesca e da aquicultura. A primeira, direccionada para os recursos pesqueiros, com o lema *Como fomentar a pesca sem ameaçar os recursos*, tem em consideração que por cada pescador existem associados mais quatro profissionais de pesca, em terra, a montante e jusante da actividade. Com o objectivo de manter os peixes como um recurso inesgotável para a pesca na região, proporcionando emprego e bem-estar económico às comunidades, considera indispensável: *i)* promover a avaliação e monitorização da diversidade, abundância e produtividade de peixes da Ria de Aveiro e da região costeira adjacente, nomeadamente as espécies com valor comercial; *ii)* estudar meios de gestão sustentada das capturas da pesca artesanal.

A aquicultura, com o lema *Coma peixe e bivalves sem ameaçar a biodiversidade*, visa promover um plano estratégico para o desenvolvimento sustentado da actividade aquícola na Ria de Aveiro e propõe-se criar um Gabinete de Apoio ao Desenvolvimento da Aquicultura na Ria de Aveiro (GADARA) com a função de prestar apoio técnico e inovação às empresas estabelecidas na região, através das seguintes valências: *i)* análises de água, sedimento, nomeadamente parâmetros físico-químicos, micróbios e contaminantes das áreas de implantação das unidades aquícolas; *ii)* análises nos animais produzidos, no sentido de assegurar a qualidade alimentar, dar confiança a potenciais investidores e combater o estigma que ainda paira sobre a Ria de Aveiro relativamente ao seu grau de contaminação; *iii)* apoio a projectos, nomeadamente aconselhamento e encaminhamento relativamente a novas ideias, no que respeita à concepção, licenciamento e candidatura a programas de financiamento.

Educar e Usufruir a Natureza

O saber, mesmo sobre problemáticas aparentemente ou na realidade complexas, deve ser traduzido em experiências pedagógicas acessíveis a diferentes níveis de desenvolvimento cognitivo e experiências de vida. Nesse intuito, ganha força a necessidade de coexistir com a acção de investigação do património natural uma vertente de divulgação científica. Do mesmo modo, o usufruto do ambiente, de forma sustentada, é uma valia considerável na própria defesa dos espaços naturais.

A descoberta da riqueza ambiental por crianças, jovens e adultos

Educar sobre a Natureza é criar uma cidadania de respeito mútuo, não fundamentalista, sobre nós próprios, humanos, e o que nos rodeia. É um pressuposto de sobrevivência, criando alavancas de progresso em dimensões variadas, mas sempre sustentadas. O conforto que atingimos na sociedade moderna, e que desejamos continuar a usufruir, revelou que esse bem-estar pode pôr em causa recursos abióticos, como a água e o crude, e bióticos, como as florestas e os peixes, outrora considerados inesgotáveis.

A actividade de divulgação deve ser realizada ao longo da vida, e, como mais adiante se elucidará, deve constituir um parceiro do ecoturismo. Os destinatários são as crianças, os jovens e os adultos curiosos e/ou fruidores do ambiente natural.

Os principais parceiros atinentes a esta vertente do CECA são, entre outros, o Centro de Ciência Viva, os agrupamentos de escolas dos ensinos básico e secundário, a UA, com apelo aos regentes de unidades curriculares ligadas à Natureza e ao Ambiente e à Associação Académica, as autarquias e colectividades diversas.

O contacto com os "mistérios" da natureza tem uma vertente de formação básica e livre, através da realização de cursos, oficinas de trabalho, visitas guiadas e projectos simples de pesquisa. A incidência destas actividades são os habitats e a sua flora e fauna, através da observação e identificação sistemática, para melhor conhecer os hábitos, adaptações e comportamentos de plantas e animais.

Ecoturismo: observar, pescar, caçar e saborear

Os recursos naturais proporcionados pela Ria de Aveiro são consideráveis e não têm sido explorados em termos turísticos de forma adequada. Se a pesca lúdica é intensa e desequilibrada, da caça pouco se sabe, a observação da Natureza é escassa, os cruzeiros lagunares restringem-se praticamente aos canais da

cidade de Aveiro e a náutica de recreio atinge uma dimensão considerável, em número de embarcações motorizadas e à vela, é descoordenada.

As potencialidades lagunares permitem criar mais-valias económicas favoráveis ao incremento da condição de vida das populações, não prejudicando, aliás, protegendo os próprios habitats. O ecoturismo deve ser uma aposta de aproximação do homem com a Natureza, esclarecedora dos limites de exploração e dos benefícios de preservação da biodiversidade. Uma estratégia coerente de desenvolvimento ecoturístico na laguna, sempre na perspectiva dúplice de recrear-conhecer, inclui as ofertas de observação da Natureza, da pesca lúdica, da caça e da gastronomia com produtos da laguna.

O primeiro item, sob o lema *Observar a natureza: como, onde e para quê*, deve contemplar: *i)* cruzeiros em todo espaço lagunar, com paragens em locais relevantes, do ponto de vista natural e cultural, ao nível da embarcação, com eventuais refeições com peixes e caça da Ria de Aveiro e ilustrações sobre a ecologia dos peixes e aves, e em terra, com, para além do anterior, visitas guiadas a áreas culturais, naturais e gastronómicas; *ii)* trilhos de interacção com o meio e centros de interpretação ambiental, com placas indicativas da presença de plantas e animais aquáticos e terrestres, dos seus hábitos e usos locais; *iii)* aquários naturais no meio lagunar com exemplares representativos da fauna de peixes residentes e migradores do sistema lagunar; *iv)* observação de aves, com especial relevância para as aves aquáticas sedentárias e migradoras e para as aves de rapina; *v)* roteiros de observação e visitas guiadas, conduzidos por biólogos formados para o efeito; *vi)* carta verde da Ria de Aveiro, com identificação e caracterização dos locais mais importantes para a conservação ambiental e o turismo de natureza.

O segundo item, sob o lema *Pescar o quê, como e onde*, promove: *i)* a elaboração de um Roteiro de Pesca Lúdica Sustentada na Ria de Aveiro, com indicação das espécies que podem e as que não podem ser pescadas em cada zona da laguna e os tamanhos mínimos dos exemplares a capturar; *ii)* a pesca turística, utilizando artes tradicionais usadas na Ria de Aveiro, em embarcações de pesca artesanal, monitorada por pescadores com formação profissional nesta actividade; *iii)* a formação básica sobre pesca lúdica, para melhor conhecer que espécies se pescam à linha e como, quando, onde e em que quantidade se devem pescar na laguna.

O terceiro item, sob o lema *Caçar o quê, como e onde*, desenvolve: *i)* a elaboração de um Roteiro Cinegético da Ria de Aveiro, em que se potencie a actividade turística baseada na exploração cinegética sustentada e compatibilização da caça com outros usos do espaço, nomeadamente actividades desportivas e de recreio; *ii)* a formação sobre a caça, para melhor conhecer que espécies, como, quando, onde e em que quantidade devem ser caçadas as aves.

O último item, sob o lema, *Saborear o peixe e a carne pescados e caçados na Ria de Aveiro*, fomenta: *i)* iniciativas gastronómicas, como feiras e encontros, desenvolvendo novos paladares e inovando com a utilização de peixes muito abundantes na laguna e outros animais não tradicionais na gastronomia regional; *ii)* actividades de experimentação e formação básica sobre gastronomia regional; *iii)* a divulgação dos recursos naturais da laguna que servem de alimento ao homem, através da elaboração e divulgação de atlas de distribuição das plantas e animais e dos seus comportamentos ecológicos, com referenciação geográfica.

Saúde Pública: Vigiar a Qualidade do Ambiente e a Produção Natural

A preservação da qualidade ambiental e a protecção contra contaminantes microbianos é um toque de marca de sociedades desenvolvidas com padrões de exigência e competitividade em diferentes áreas do domínio social e produtivo. Assim, considera-se essencial avaliar e monitorizar os micróbios que possam constituir ameaça sanitária em diferentes ambiente, nomeadamente: em águas naturais; em águas de recreio, como praias fluviais, lagunares e marinhas; em efluentes domésticos e industriais; em sistemas de tratamento de resíduos e em aquiculturas.

Formação de Recursos Humanos

A intervenção e o usufruto sobre um sistema natural exige competências formativas dos elementos responsáveis pelas diferentes actividades, desde o traçar de directrizes de investigação e de a realizar aos divulgadores da realidade, nomeadamente os guias ecoturísticos. A preparação das pessoas para trabalharem no CECA obriga à sua própria formação especializada, que, consoante o grau de responsabilidade, será de nível universitário ou de nível secundário profissionalizante.

Formação universitária

O CECA abre possibilidades a estudantes de licenciatura, mestrado e doutoramento de realizarem os seus trabalhos de investigação enquadrados na perspectiva aplicada de melhor conhecimento sobre a natureza da laguna e as pressões antrópicas. Os trabalhos incidem sobre as ciências naturais, abrangendo a biologia das espécies microbiológicas, vegetais e animais, a fisiografia, as condições físico-químicas e a dinâmica hidrológica, as ciências sociais, particularmente a cultura e a gestão ecoturística, e as engenharias, nomeadamente ambiental, naval, civil e geológica.

Uma vertente desta área de formação é o envolvimento de estudantes estrangeiros, através do programa Erasmus. A sua participação no trabalho e o conhecimento factual da Ria de Aveiro como espaço de investigação e usufruto sustentado de qualidade superior é o melhor meio de divulgação internacional. Os estudantes Erasmus, futuros quadros superiores nos diferentes países da União Europeia, são agentes privilegiados na internacionalização de uma área turística de nível superior.

Formação livre e profissionalizante

A acção formativa deve estar sempre presente e ser um complemento indissociável da intervenção a diferentes níveis na Natureza. Deve ser estruturada não apenas para o público de interesses básicos, em cursos e actividades livres, onde se incluem as crianças e jovens em idade escolar e os adultos curiosos e/ou fruidores do ambiente natural, mas também para técnicos e profissionais que desejem obter um complemento especializado em determinada área do conhecimento.

A formação em áreas da Natureza constitui uma oportunidade de descompressão das comunidades piscatórias em crise. Para além da pesca artesanal lagunar e costeira, muitos pescadores da região são profissionais da pesca industrial do largo e longínqua. A sobre-exploração dos recursos de pesca tem levado as autoridades governamentais nacionais e supranacionais a limitar as áreas e as quotas de pesca. A redução do esforço é acompanhada da diminuição e extinção de empregos, havendo uma transferência para a actividade lagunar, com sobrepressão sobre os recursos.

A reconversão profissional dos pescadores assume-se da maior urgência, aproveitando as competências sobre a faina, como o conhecimento empírico sobre a fauna de peixes, a manobra de artes de pesca e a condução de embarcações, para serem adaptadas a outras actividades, nas quais ganham relevo a piscicultura e o ecoturismo.

Conceder habilitações sobre o meio natural e o seu usufruto é um elemento decisivo de criação de novas oportunidades, formando novos profissionais familiarizados com as novas tecnologias, habilitados para a inovação, e requalificando trabalhadores de outras actividades, experientes, que se encontram no activo. A formação é programada para constituir um pólo de interacção permanente com o tecido empresarial da região e com o Instituto de Emprego e Formação Profissional.

Conjugando as premissas explanadas nos parágrafos anteriores, é um pressuposto de sucesso na competitividade futura a existência de uma área de formação/ensino no CECA, dividindo-se em cursos básicos, de frequência livre, e avançados, de carácter profissionalizantes sobre a biodiversidade, a produção natural, o ecoturismo e a saúde pública.

O interesse pela Natureza tem vindo a avolumar-se nos últimos anos. A demonstrá-lo estão, entre outros factos, a presença crescente das temáticas ambientais nos currículos do ensino básico e secundário e o interesse de jovens e adultos no recreio na Natureza, frequentemente ligado ao desporto ou a simples actividades lúdicas.

Biodiversidade e produtividade biológica

A formação em biodiversidade das zonas húmidas e ribeirinhas da Ria de Aveiro é do tipo básico e dirigida a crianças, jovens e adultos, através de oficinas de trabalho e de cursos incidindo sobre as diferentes espécies de plantas e animais que vivem nestes sistemas, aprendendo a identificá-las, a conhecer os seus hábitos, adaptações e comportamentos.

A formação sobre a produtividade biológica, em termos de pesca e aquicultura, é de natureza profissionalizante, visando: *i)* a reconversão de profissionais da pesca para a aquicultura e o ecoturismo, nomeadamente a gastronomia, numa perspectiva de formação ao longo da vida, aproveitando os conhecimentos e à-vontade que possuem na lida com os peixes, as embarcações e os seus sabores; *ii)* a formação de profissionais da pesca, em colaboração com as empresas de pesca da região, promovendo a formação de pescadores familiarizados com as novas tecnologias usadas na pesca; *iii)* a formação de aquicultores, com conceitos sobre a biologia das espécies estabuláveis, as características das estruturas de produção aquícola e a gestão comercial; *iv)* formação de técnicos em aquicultura, com as seguintes áreas de especialização: produção biológica, engenharia de produção e gestão empresarial.

Ecoturismo

A formação em ecoturismo é um impulso decisivo para que esta actividade seja verdadeiramente competitiva, baseada na qualidade e na inovação. Registam-se os tipos básico e profissionalizante de acção formativa. No primeiro estão as acções seguintes: *i)* a pesca lúdica e desportiva, através de oficinas e cursos sobre a pesca abordando quer a biologia e o comportamento dos peixes alvo da pesca, com destaque para identificação das espécies, através da aparência externa e para as plantas e animais de que se alimentam, quer as artes e meios de pesca, com indicação dos instrumentos (anzóis, chumbos, bóias, isco, etc.) e modo de pesca mais adequados às diferentes espécies e ao período do ciclo de vida em que se encontram; *ii)* a actividade cinegética, através de oficinas e cursos sobre a caça, abordando a biologia e os hábitos das espécies alvo da caça, com relevo para a identificação das espécies a partir das características externas do corpo e os meios e artes de caça.

A formação profissionalizante promove: *i)* técnicos em ecoturismo, nomeadamente: *guias da natureza*, para conduzirem os turistas nos trilhos e roteiros ambientais, na observação de plantas, peixes, aves e mamíferos e na salvaguarda de habitats; *formadores de pesca lúdica*, para ministrarem acções sobre artes e meios de pesca recreativa e desportiva; *formadores de cinegética*, para promoverem a formação sobre a caça; *ii)* técnicos em sabores da Ria de Aveiro, para profissionais, promovendo a experimentação e ensino da culinária de paladares tradicionais e inovadores resultantes da pesca profissional e lúdica, da aquicultura e da caça efectuadas na área lagunar.

Microbiologia e qualidade sanitária

A requalificação de profissionais envolvidos em actividades com impactos relevante nos domínios da qualidade sanitária e dos riscos biológicos e ambientais envolve a formação em áreas do âmbito da microbiologia, orientada para as vertentes profissionalizantes de: *i)* técnicos em microbiologia sanitária, para profissionais de salicultura com sensibilização para o impacto da melhoria das práticas na qualidade do produto final; *ii)* técnicos em bio-segurança e perigos microbiológicos, para profissionais de serviços de ambiente; *iii)* técnicos em microbiologia e segurança alimentar, para preparadores e distribuidores de alimentos.

CONCLUSÃO

A Ria de Aveiro é um ecossistema lagunar que acolhe uma comunidade biológica rica em diversidade. A acção antrópica tem sido considerável desde tempos recuados, merecendo destaque, nos últimos dois séculos, após a estabilização da barra, o desenvolvimento industrial e o incremento populacional em áreas ribeirinhas, a alteração da fisiografia da embocadura, com alteração hidrográfica, em termos dinâmicos e salinos, de todo o espelho de água, e o desenvolvimento portuário (REBELO e POMBO, 2001).

A carga poluente proveniente das indústrias, populações e actividades portuárias afectou regiões particulares da laguna, tendo, em relação às duas primeiras, sido tomadas medidas de tratamento de efluentes que vieram a melhorar a qualidade ambiental da laguna.

A elevada produtividade lagunar tem permitido a exploração lucrativa de recursos naturais, como os peixes, através da pesca artesanal, ainda vigente, e os vegetais, com a apanha do "moliço, já não realizada. Nos últimos anos outras actividades económicas associadas à Ria de Aveiro ganharam imenso relevo, algumas ameaçadoras do equilíbrio ecológico, a não serem realizadas de forma sustentada. O turismo, nomeadamente, a pesca lúdica e a náutica de recreio, e a actividade portuária podem ser desenvolvidas desde que observem os limites de equilíbrio que o ecossistema exige para o seu equilíbrio continuado.

Fruir a Natureza não é incompatível com a sua salvaguarda, já que o ecoturismo gera fundos para a conservação da biodiversidade, reduz as ameaças à vida selvagem e beneficia as comunidades locais (GÖSSLING, 1999; BLANGY e MEHTA, 2006). Mais do que turismo numa área natural, o de vertente ecológica enfatiza a preservação biológica, a instrução para o ambiente, os passeios responsáveis e a participação comunitária (WEAVER e LAWTON, 2007).

O CECA é um programa que integra as dinâmicas naturais e o interesse de usufruto humano da laguna. Através de estratégias coordenadas de investigação, educação, gestão sustentada e ecoturismo, nas dimensões fluvial, salobra e marinha, este

programa converte a Ria de Aveiro num espaço de progresso económico regional, tendo como alicerce a preservação do património natural. A visão integrada e multivariada é de importância fundamental para dar corpo a uma intervenção simultaneamente globalizante, como os vários usos e interesses naturais e antrópicos na laguna justificam, e particularizada nos vectores essenciais que incorporam o Centro.

A implementação do CECA é um contributo pertinente para ultrapassar constrangimentos vivenciados sobretudo em comunidades piscatórias. A reconversão profissional para o exercício de aquicultura e ecoturismo, por parte de pescadores que vêem negado o acesso à faina, em virtude da exploração perniciosa dos estoques de pesca, é um dos vectores realçados no programa (WIGHT, 1995; VINCENT e THOMPSON, 2002; STONE e WALL, 2005).

LITERATURA CITADA

ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A.; ALCÂNTARA, F., 2005. Relationship of bacterioplankton production with primary production and respiration in a shallow estuarine system (Ria de Aveiro, NW Portugal). *Microbiological Research*, 160(3), 315-328.

BARNES, R. 1980. *Coastal Laggons*. Cambridge: Cambridge University Press, 106p

BLANGY, S., e MEHTA, H. (2006). Ecotourism and ecological restoration. *Journal for Nature Conservation*, 14, 233-236.

CASTRO, H.; RAMALHEIRA F.; QUINTINO V.; RODRIGUES A.M., 2006. Amphipod acute and chronic sediment toxicity assessment in estuarine environmental monitoring. An example from Ria de Aveiro, NW Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 53, 91-99.

CUNHA T.; HALL A.; QUEIROGA H., 2005. Estimation of the *Diopatra neapolitana* annual harvest resulting from digging activity in Canal de Mira, Ria de Aveiro. *Fisheries Research*, 76, 55-66.

CUNHA, S.R.R., 1930. *Relance da história económica de Aveiro. Soluções para o seu problema marítimo a partir do século XVII*. Conferência realizada em 14 de Junho de 1930, 62p.

GARNEROT, F.; BOUCHEREAU, J.-L.; REBELO, J.E.; GUELORGET, O., 2004. L'ichtyofaune dans l'organisation biologique d'un système paralique de type lagunaire, la Ria d'Aveiro (Portugal), en 1987-1988 et 1999-2000. *Cybium*, 28(1) suppl., 63-75.

GÖSSLING, S., 1999. Ecotourism: A means to safeguard biodiversity and ecosystem functions? *Ecological Economics*, 29, 303–320.

GUNTER, G., 1969. Fisheries in coastal laggons. *Memorias del Simposio Internacional sobre Lagunas Costeras*. *UNAM-UNESCO* (D.F., México), pp. 663-670.

Lucas, M.F.; Caldeira, M.T.; Hall, A.; Duarte, A.C.; Lima, C., 1986. Distribution of mercury in the sediments and fishes of the lagoon of Aveiro, Portugal. *Water Sci. Technol.*, 18, 141-148.

Mohmood I.; Maria V.L.; Oliveira M.; Ahmad I.; Pacheco M.; Santos M.A., 2008. Seasonal Assessment of a Contaminated Coastal Lagoon (Ria de Aveiro, Portugal) using *Dicentrarchus labrax* L. erythrocytic nuclear abnormalities. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17(11b), 1924-1931.

MORGADO, F.; QUEIROGA, H.; MELO, R.; SORBE, J.C., 2003. Zooplankton abundance in a coastal station off the Ria de Aveiro inlet (north-western Portugal): relation with tidal and daily cycles. *Acta Oecologica*, 24, S175-S181.

NOBRE, A.; AFREIXO, J.; MACEDO, J., 1915. *Relatório oficial do regulamento da Ria de Aveiro.* Lisboa: Imprensa Nacional, 197p.

NYBAKKEN, J.W., 1988. *Marine biology: an ecological approach*, second edition. New York: Harper & Row, Publishers, 514p.

OLIVEIRA, M.; MARIA, V.L.; AHMAD, I.; SERAFIM, A.; BEBIANNO M.J.; PACHECO, M.; SANTOS, M.A., 2009. Contamination assessment of a coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal) using defence and damage biochemical indicators in gill of *Liza aurat*a - An integrated biomarker approach. *Environmental Pollution*, 157(3), 959-967.

PACHECO, M.; SANTOS, M.A.; TELES, M.; OLIVEIRA, M.; LOPES, C.; REBELO J.E., 2004. Assessment of biotransformation and genotoxicity biomarkers in feral sand-smelt (*Atherina presbyter*) collected in a contaminated coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Fresenius Environmental Bulletin*, 12a, 13, 1433-1438.

PACHECO, M.; SANTOS, M.A.; TELES, M.; OLIVEIRA, M.; REBELO, J.E.; POMBO L., 2005. Biotransformation and genotoxic biomarkers in mullet species (*Liza* sp.) from a contaminated coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 107, 133-153.

PÉREZ-CID, B.; BOIA, C.; POMBO, L.; REBELO J.E., 2001. Determination of trace metals in fish species of the Ria de Aveiro (Portugal) by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry*, 75, 93-100.

POMBO, L. e REBELO, J.E., 2002. Spatial and temporal organisation of a coastal lagoon fish community, Ria de Aveiro, Portugal. *Cybium*, 26(3), 185-196.

POMBO, L.; DIAS, C.; LOPES, C.; REBELO, J.E., 2003. Fishes, Cuttlefishes and the environmental status of Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal). *Rev. Biologia (Lisboa)*, 21, 103-118.

REBELO, J.E. 1992. The ichthyofauna and abiotic hydrological environment of the Ria de Aveiro, Portugal. *Estuaries*, 15 (3), 403-415.

REBELO, J.E. e POMBO, L., 2001. *Os peixes da Ria de Aveiro – diversidade, ecologia e distribuição.* Aveiro: Câmara Municipal de Aveiro, 123p.

STONE, M., e WALL, G., 2005. Ecotourism and community development: The case of Jianfengling National Forest Park, Hainan, China. *China Tourism Research*, 1, 78-100.

VINCENT, V. e THOMPSON, W., 2002. Assessing community support and sustainability for ecotourism development. *Journal of Travel Research*, 41, 153-160.

WEAVER, D.B. e LAWTON, L.J., 2007. Twenty years on: the state of contemporary ecotourism research. *Tourism Management*, 28, 1168-1179.

WIGHt, P., 1995. Sustainable ecotourism: balancing economic, environmental and social goals within an ethical framework. *Tourism Recreation Research*, 20(1), 5-13.

Desempenho Ambiental de Estabelecimentos Piscícolas: O Caso da Ria de Aveiro

A. Freire
IGAOT
1249-033 Lisboa, Portugal
afreire2007@hotmail.com

SUMÁRIO

A piscicultura em zonas costeiras tem sofrido um grande desenvolvimento nos últimos anos em Portugal, com um interesse económico assinalável, num país fortemente consumidor de pescado e num contexto em que a escassez dos recursos haliêuticos, exige que sejam encontradas soluções alternativas. A piscicultura é claramente parte importante dessa solução. Contudo, pelo facto de se instalar em zonas ambientalmente sensíveis e igualmente cobiçadas para o desenvolvimento de outras actividades, como é o caso da Ria de Aveiro, classificada como sítio da Rede Natura 2000, importa que seja praticada de modo ambientalmente sustentável e num quadro de gestão integrada das zonas costeiras. Com o objectivo de avaliar o nível de desempenho ambiental desta actividade na Ria de Aveiro realizou-se, em 2005, um conjunto de visitas técnicas a estabelecimentos piscícolas, num total de 12 unidades. Procede-se a uma breve caracterização do enquadramento legal da actividade e da amostra de estabelecimentos considerados, nos aspectos relativos ao funcionamento e licenciamento da actividade, bem como à avaliação do seu desempenho ambiental, considerando os aspectos relativos ao licenciamento da utilização do domínio hídrico, à gestão de resíduos e à aplicação dos regimes legais de AIA e da REN, à data em vigor. Por último, esboça-se um conjunto de conclusões que apontam no sentido da potencialidade e da sustentabilidade desta actividade na Ria de Aveiro, com necessidade de se proceder a algumas alterações relativamente às práticas actualmente existentes, quer no âmbito da AIA dos projectos e na sua monitorização, quer no ordenamento da actividade e no seu licenciamento, quer ainda na gestão de resíduos, matéria em que subsistiam práticas desadequadas ao regime legal então em vigor e às boas práticas ambientais.

PALAVRAS CHAVE: *Ria de Aveiro, estabelecimento piscícola, desempenho ambiental, carga.*

INTRODUÇÃO

Entende-se por culturas marinhas ou biogenéticas todas as actividades que tenham por finalidade a reprodução, o crescimento, a engorda, a manutenção ou o melhoramento de espécies aquícolas marinhas, com o objectivo principal de produzir proteína de origem animal para consumo humano. A actividade da aquicultura em águas salgadas e salobras encontra-se classificada com o CAE 3210, de acordo com a Classificação Portuguesa de Actividades Económicas, Revisão 3, conforme Decreto-Lei n.º 381/2007, de 14 de Novembro. Compreende as actividades de produção em águas salgadas ou salobras de espécies animais como peixes, crustáceos, moluscos e de algas, e outras espécies similares nas diferentes fases de desenvolvimento dos seus ciclos biológicos, bem como os serviços relacionados com a aquacultura.

Os estabelecimentos de culturas biogénicas em água salgada ou salobra, tratando-se ou não de instalações em terra firme, estão sujeitos a procedimentos de licenciamento específicos, cuja coordenação compete à Direcção-Geral das Pescas e Aquicultura, de acordo com o n.º 1 do art.º 11.º e do art.º 12.º do Decreto-Lei n.º 278/87, de 7 de Julho, na redacção dada pelo Decreto-Lei n.º 383/98, de 27 de Novembro, e o Decreto Regulamentar n.º 14/2000, de 21 de Setembro. Podem ser permitidos desde que não alterem o prisma de maré e a funcionalidade das correntes, não prejudiquem a navegação ou outros usos licenciados e não prejudiquem as espécies da flora e da fauna.

A aquicultura e, em particular, a piscicultura em zonas costeiras (marinhas e estuarinas), tem vindo a desempenhar um papel crescente enquanto fonte de fornecimento de proteínas para a alimentação humana, constituindo uma alternativa importante às formas tradicionais de abastecimento de pescado. Se inicialmente nos encontrávamos perante uma actividade assente em estruturas de tipo familiar em regime extensivo, a evolução recente tem sido, sobretudo no sub-sector da piscicultura, para unidades em regime semi-intensivo e intensivo, nalguns casos explorados por empresas de dimensão relevante, existindo mesmo entre nós estabelecimentos integrados em grupos internacionais. Se os bivalves representam parte muito significativa da produção, espécies piscícolas como a truta arco-íris e a truta comum, em águas interiores, e a dourada, o robalo, a enguia europeia, o linguado, o pregado, o sargo e a tainha, em águas salgadas, assumem importância crescente.

No que respeita aos impactes ambientais desta actividade, estes poderão ser significativos, sobretudo em regime semi-intensivo ou intensivo, sendo de referir a possibilidade de ocorrência de cargas orgânicas elevadas, concentrações de azoto amoniacal altas, contribuindo para a ocorrência de fenómenos de eutrofização e de ecotoxicidade, e a libertação de substâncias no meio aquático resultantes da utilização de medicamentos, antibióticos e desparasitantes, e de rações alimentares (essencialmente à base de farinha e óleo de peixe, mas também com soja na sua composição). A introdução de espécies não indígenas, bem como a possibilidade da sua fuga para o meio natural envolvente às explorações, ou a utilização de espécimes transgénicos, constituem riscos potenciais para a biodiversidade.

O facto da maioria das explorações se localizar em áreas abrangidas por regimes especiais de ordenamento do território, tais como áreas protegidas, áreas pertencentes à Reserva Ecológica Nacional, áreas da Rede Natura 2000, áreas especiais de

Planos de Ordenamento da Orla Costeira e áreas de jurisdição portuária, coloca problemas de compatibilidade de usos, os quais são objecto de apreciação pelos organismos competentes no âmbito do procedimento de AIA e do processo de licenciamento da actividade. Colocam-se também problemas de competências e de gestão, dada a grande quantidade de entidades com competências atribuídas nas zonas costeiras. Em zonas de forte implantação turística poderão surgir conflitos pelo uso do espaço.

A Estratégia de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura Europeia (EDSAE), veio propôr linhas directrizes no sentido da prática de aquicultura responsável (CCE, 2002). Os objectivos desta estratégia visam, entre outros aspectos, assegurar o desenvolvimento ambientalmente equilibrado da actividade. Entre as acções propostas pela EDSAE constam acções que visam reduzir o impacte dos resíduos, gerir a procura de peixes de populações selvagens para cultura, conceber instrumentos de atenuação do impacte das fugas das espécies não indígenas e dos OGM, estender o regime da PCIP à aquacultura, definir critérios e orientações específicas para a realização de Estudos de Impacte Ambiental (EIA) em aquaculturas, reconhecer e reforçar o impacte positivo da aquacultura extensiva e de repovoamento e encontrar soluções para a predação por espécies selvagens protegidas. Também os bons princípios de gestão integrada da zona costeira recomendam que sejam tidos em conta os processos naturais e respeitadas a capacidade de carga e a dinâmica dos ecossistemas.

Dado o relativo desconhecimento existente sobre o desempenho ambiental dos estabelecimentos piscícolas da Ria de Aveiro, realizou-se, no ano 2005, um projecto de caracterização e análise do sector, daí resultando um primeiro diagnóstico.

ENQUADRAMENTO LEGAL DA ACTIVIDADE

No quadro normativo nacional, os requisitos e condições para o exercício da actividade aquícola encontram-se estipulados no Decreto-Lei n.º 278/87, de 7 de Julho, na redacção dada pelo Decreto-Lei n.º 383/98, de 27 de Novembro e no Decreto Regulamentar n.º 14/2000, de 21 de Setembro. O Decreto-Lei n.º 383/98, de 27 de Novembro regulamenta o exercício da actividade, estabelecendo como obrigatoriedade a autorização da instalação e exploração dos estabelecimentos, a conceder pela Direcção-Geral das Pescas e Aquicultura (DGPA) (art.º 11.º a 12.º-A). O Decreto Regulamentar n.º 14/2000, de 21 de Setembro, estabelece os requisitos e condições relativos à instalação dos estabelecimentos de culturas marinhas e conexos, bem como condições de transmissão e cessação das autorizações e das licenças.

No que respeita aos requisitos ambientais, a actividade encontra-se abrangida por um vasto conjunto de legislação que abarca diversos aspectos. Encontra-se abrangida pelo regime jurídico de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA), no caso das pisciculturas intensivas a que se refere o Anexo II do Decreto-Lei n.º 69/2000, de 3 de Maio, na redacção dada pelo Decreto-Lei n.º 197/2005, de 8 de Novembro (unidades com uma produtividade superior a 10 t/ha/ano). A obrigatoriedade de sujeição a AIA verifica-se sempre que o projecto se desenvolve em área sensível (áreas protegidas, classificadas ao abrigo do Decreto-Lei n.º 19/93, de 23 de Janeiro, com as alterações introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 227/98, de 17 de Julho, sítios da Rede Natura 2000, zonas especiais de conservação e zonas de protecção especial, classificadas nos termos do Decreto-Lei n.º 140/99, de 24 de Abril, e áreas de protecção dos monumentos nacionais e dos imóveis de interesse público definidas nos termos da Lei n.º 13/85, de 6 de Julho), correspondendo esta à situação mais comum. É ainda exigido, no caso geral, nas seguintes condições definidas para pisciculturas em sistemas estuarinos ou similares ou sistemas lagunares, pisciculturas marinhas e pisciculturas de águas doces: a) Piscicultura em sistemas estuarinos ou similares ou sistemas lagunares: i) Em tanques: área ≥ 5 ha ou produção ≥ 200 t/ano, ou área ≥ 2 ha ou produção ≥ 80 t/ano se, em conjunto com unidades similares pré-existentes, distando entre si menos de 1 km, der origem a área ≥ 5 ha ou produção ≥ 200 t/ano; ii) Em estruturas flutuantes: produção ≥ 200 t/ano, ou produção ≥ 80 t/ano se, em conjunto com unidades similares pré-existentes, distando entre si menos de 1 km, der origem a produção ≥ 200 t/ano; b) Piscicultura marinha: produção ≥ 1000 t/ano.

O regime de AIA existente anteriormente à entrada em vigor do Decreto-Lei n.º 69/2000, de 3 de Maio, sujeitava a procedimento de AIA apenas as "pisciculturas de salmonídeos que se desenvolvessem por uma extensão superior a 2 km ou com uma capacidade de produção superior a 2000 t/ano". Dado que a generalidade dos estabelecimentos piscícolas contemplados no presente trabalho encontrava-se já em funcionamento na data de entrada em vigor daquele diploma, tendo resultado na maior parte dos casos da reconversão de salinas, não foram sujeitos a procedimento de AIA.

A actividade encontra-se abrangida pelo regime relativo à REN, designadamente o regime legal em vigor à data do trabalho de campo, então estipulado pelo Decreto-Lei n.º 93/90 de 19 de Março, com as alterações introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 316/90, de 13 de Outubro, pelo Decreto-Lei n.º 213/92, de 12 de Outubro, pelo Decreto-Lei n.º 79/95, de 20 de Abril e pelo Decreto-Lei n.º 203/2002, de 1 de Outubro, devendo o seu licenciamento ser objecto de parecer prévio neste domínio.

Os aspectos relativos às normas, critérios e objectivos de qualidade da água encontram-se previstos nos artigos 63.º a 72.º e Anexo XVIII, relativos à protecção das águas contra a poluição causada por descargas de águas residuais, do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto.

Esta actividade encontra-se igualmente sujeita ao regime de utilização do domínio público hídrico (à data do trabalho de campo estipulado pelo Decreto-Lei n.º 468/71, de 5 de Novembro, com as alterações introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 53/74, de 15 de Fevereiro e pelo Decreto-Lei n.º 89/87, de 26 de Fevereiro) e pelo regime de licenciamento das utilizações do domínio hídrico (culturas biogenéticas, captação de água e rejeição de águas residuais), à data do trabalho de campo estipulado pelo Decreto-Lei n.º 46/94, de 22 de Fevereiro, aos regimes especiais de ordenamento do território (áreas protegidas, áreas de Reserva Ecológica Nacional, áreas da Rede Natura 2000, áreas especiais de POOC e áreas de jurisdição portuária) e ao regime geral relativo à gestão de resíduos.

METODOLOGIA

O trabalho de campo junto dos estabelecimentos piscícolas foi desenvolvido entre Maio e Dezembro de 2005, tendo sido efectuadas 12 visitas técnicas, sendo esta a amostra. Foram visitadas 8 pisciculturas no concelho de Aveiro, 3 no concelho de Ílhavo e 1 no concelho da Murtosa. Os estabelecimentos piscícolas considerados foram seleccionados tendo por base o respectivo regime de exploração, tendo sido seleccionados preferencialmente estabelecimentos em regime intensivo ou semi-intensivo.

Previamente à deslocação ao local foram efectuados contactos com os serviços regionais da DGPA e da Comissão de Coordenação do Desenvolvimento Regional (CCDR) (à data não tinham sido ainda constituídas as Administrações de Região Hidrográfica (ARH)), de forma a serem obtidos os contactos dos proprietários das explorações, bem como outros aspectos ambientalmente relevantes. Foram efectuados contactos prévios com os proprietários dos estabelecimentos. Nas visitas às

Figura 1: Piscicultura de dourada e robalo em tanques de terra.

Figura 2: É possível compatibilizar pisciculturas, marinhas de sal e conservação dos habitats naturais com interesse ornitológico num contexto de Gestão Integrada das Zonas Costeiras.

pisciculturas foi utilizado um guião, por forma a cobrir todas as questões ambientalmente relevantes.

CARACTERIZAÇÃO GERAL DOS ESTABELECIMENTOS PISCÍCOLAS

A maior parte dos estabelecimentos piscícolas visitados na Ria de Aveiro consistiam em antigas salinas convertidas em pisciculturas, sendo o **início da nova actividade** geralmente anterior ao ano 2000, sendo notório ter existido um período de fluorescimento da actividade na segunda metade da década de 80 e na primeira metade da década de 90 do século passado, o que resultou da disponibilidade de fundos comunitários direccionados para o sector no âmbito dos Quadros Comunitários de Apoio, seguido de um certo abrandamento.

Constatou-se que o **número de trabalhadores por estabelecimento piscícola** nos estabelecimentos visitados não era superior a 2 em 42% dos estabelecimentos, estava compreendido entre 3 e 5 em 50% dos estabelecimentos, e era superior a 5 apenas em 8% dos estabelecimentos. Para além de um número de trabalhadores baixo, na maioria dos estabelecimentos piscícolas, há ainda a referir que o seu nível de qualificações é muitas vezes bastante reduzido, sendo notório que apresentam grandes dificuldades em operar com processos documentais e administrativos.

Quanto ao **regime de exploração dos estabelecimentos piscícolas** visitados predomina o regime semi-intensivo (67% dos estabelecimentos), tendo-se registado 3 estabelecimentos em regime extensivo (25% dos estabelecimentos) e apenas 1 em regime intensivo (8% dos estabelecimentos). Muitas vezes as fronteiras entre o regime semi-intensivo e intensivo são ténues no que respeita ao fornecimento de alimento artificial. Se no regime intensivo a alimentação é exclusivamente artificial, à base de rações, no regime semi-intensivo a alimentação natural é igualmente importante. Acontece que no regime semi-intensivo podem ser utilizadas quantidades de alimento artificial (ração) que, na realidade, aproximam as explorações do regime intensivo, sendo essa prática difícil de controlar, embora possa induzir impactes ambientais negativos. De facto, o licenciamento de uma exploração para regime semi-intensivo pressupõe que o meio natural não terá uma dinâmica capaz de absorver as cargas orgânicas resultantes de uma exploração em regime intensivo. A ração (nos regimes intensivo e semi-intensivo), é fornecida através de distribuidores automáticos de alimento aos tanques, podendo também fazer-se de modo manual. São utilizados alimentos compostos, que integram, entre outros produtos, óleo e farinha de peixe e soja, podendo integrar medicamentos (sobretudo antibióticos). Os juvenis são adquiridos em algumas maternidades em Portugal e Espanha.

O **tipo de exploração dos estabelecimentos piscícolas** visitados, consiste predominantemente em tanques ou lagoas com taludes em terra (92% dos estabelecimentos) (Figura 1), com cerca de 1,5 m de profundidade, resultantes da adaptação de antigas salinas (Figura 2), tendo-se registado apenas 1 caso em que a pré-engorda e a engorda decorre em tanques de alvenaria e edifícios cobertos (8% das explorações). Nas lagoas costeiras em terra o fornecimento de água faz uso do regime de marés, através da manipulação de comportas.

Geralmente recorre-se a **arejamento artificial** (67% dos estabelecimentos), com sistemas de pás ou injecção de oxigénio, ainda que seja mais frequente a utilização do sistema de pás (Figura 3). É frequente, os sistemas de arejamento disporem de sistemas de controlo automático e de dispositivos de alerta. Refira-se ainda que, quer a renovação natural das águas, quer o processo fotossintético, constituem também importantes fontes de oxigénio para os meios de cultivo.

Quanto à **tipologia das culturas** praticadas nos estabelecimentos piscícolas visitados predominam as policulturas (75% dos estabelecimentos), predominantemente de dourada e robalo, estando a monocultura presente apenas em 25% dos estabelecimentos.

Relativamente às **espécies exploradas** nos estabelecimentos piscícolas visitados predomina a dourada (*Sparus aurata*) (83%

Figura 3: Sistema de arejamento em piscicultura em tanques de terra.

dos estabelecimentos) e o robalo (*Dicentrarchus labrax*) (75% dos estabelecimentos), muitas vezes associados, seguidos de longe pela enguia (*Anguilla anguilla*) (25% dos estabelecimentos) e pelo pregado ou rodovalho (*Psetta máxima* ou *Scophthalmus maximus*) (8% dos estabelecimentos), este último apenas em regime intensivo (Figura 4). A enguia, embora presente, surge geralmente em baixas quantidades, entrando naturalmente nos tanques, ou sendo capturada no meio natural e aí colocada para engorda, não havendo lugar à compra de juvenis.

A **área de produção** dos estabelecimentos piscícolas visitados, apresenta alguma relação com os regimes de exploração. Assim, o regime intensivo apresenta as menores áreas por estabelecimento (0,36 ha), o regime extensivo apresenta áreas de produção por estabelecimento compreendidas entre 7,0 e 10,5 ha, sendo a média de 8,28 ha e o regime semi-intensivo apresenta áreas de produção bastante variáveis, compreendidas entre os 2,56 e os 72 ha, sendo a média de 15,65 ha.

Refira-se que os regimes de exploração extensivos e semi-intensivos ao exigirem áreas de exploração muito maiores, quando comparados com o regime intensivo, poderão implicar a destruição de áreas importantes de zonas húmidas naturais com interesse conservacionista. Nesta óptica, e dado que estas são relevantes na perspectiva da gestão dos recursos pesqueiros, dado serem zonas de desova e maternidade, bem como na óptica da conservação de habitats de interesse ornitológico, pois constituem zonas de nidificação, quanto maior a área do estabelecimento piscícola maior o seu impacte ambiental.

Quanto ao **número de espécimes por estabelecimento piscícola** visitado identificou-se igualmente alguma relação com os regimes de exploração. Nos estabelecimentos em regime de exploração extensivo não se conhece o número de espécimes presentes, sendo comuns os casos em que não há lugar à compra de alevins, sendo o povoamento dos estabelecimentos feito de modo natural ou com espécimes colhidos no meio natural. Nos casos de regime semi-intensivo este valor variou entre os 110.000 e os 190.000 espécimes por estabelecimento e no regime intensivo este valor foi de 140.000 espécimes.

A **produção anual** dos estabelecimentos piscícolas visitados, relativa a 2004, apresentou igualmente relação com os regimes de exploração. Assim, nos estabelecimentos em regime extensivo desconhece-se a produção ou esta é inferior a 0,20 t/ano. Nos estabelecimentos em regime semi-intensivo registaram-se produções anuais compreendidas entre 10 e 148,70 t/ano. No estabelecimento em regime intensivo registou-se uma produção de 27,24 t/ano. Encontramo-nos aqui perante alguns estabelecimentos que, caso tivessem iniciado actividade após a entrada em vigor de Decreto-Lei n.º 69/2000, de 3 de Maio, teriam que ser sujeitos a procedimento de AIA.

No que respeita à existência de **licença de exploração** dos estabelecimentos piscícolas, 83% dos estabelecimentos visitados possuíam este instrumento de licenciamento válido, enquanto tal não ocorria em 17% das situações. No que respeita à obrigatoriedade de **envio do mapa anual de produção à DGPA** até 28 de Fevereiro do ano seguinte ao que diz respeito, concluiu-se que tal foi cumprido em 58% dos estabelecimentos visitados, não o tendo sido em 42% dos estabelecimentos.

DESEMPENHO AMBIENTAL DAS EXPLORAÇÕES

Cargas

O tipo e a escala das alterações ecológicas associadas ao desenvolvimento da piscicultura costeira dependem dos métodos de cultivo, dos regimes de exploração e das características biológicas, físicas e químicas da zona costeira, sendo de grande importância, entre outros, a diversidade biológica, a hidrodinâmica, a espessura da camada fótica, a abundância de fitoplâncton e a dinâmica dos nutrientes, em particular do azoto e do fósforo.

Figura 4: Tanques de cultivo de pregado em circuito fechado com arejamento artificial por injecção de ar.

O desenvolvimento desta actividade requer que a coluna de água apresente um elevado nível de qualidade, dadas as suas exigências sob o ponto de vista da salubridade e colocação dos produtos no mercado para consumo humano. A qualidade da água constitui factor determinante no desenvolvimento da actividade piscícola, sendo por vezes o factor mais sujeito a perturbação motivada pelo desenvolvimento desta actividade, particularmente em sistemas de exploração intensivos ou semi-intensivos. De facto, é neste meio que se desenvolvem as cadeias tróficas, sendo simultaneamente veículo de alimento para os espécimes em crescimento e receptáculo de resíduos orgânicos. Estes últimos consistem, no essencial, em alimento não ingerido pelos peixes (o que se poderá ficar a dever a diversas razões), alimento ingerido mas não digerido e expelido sob a forma de pseudo-fezes, compostos indigestíveis presentes na alimentação e expelidos sob a forma de fezes e outras excreções (DOSDAT, 2001).

Se a capacidade de reciclagem não for respeitada poderão surgir diversos problemas ecológicos, os quais, em casos extremos, poderão colocar em risco a viabilidade das próprias explorações, razão pela qual é do interesse dos próprios piscicultores manter a produção em níveis ecologicamente sustentáveis. Esses riscos, resultantes do excesso de matéria orgânica, traduzem-se pela possibilidade de desenvolvimento de fenómenos de eutrofização e eventual desenvolvimento de "*blooms*" de algas produtoras de fitotoxinas (potencialmente tóxicas para as próprias espécies em cultivo e para o homem), redução das concentrações de oxigénio no meio, perturbação do equilíbrio bentónico, com criação de condições de anóxia a nível sedimentar e alterações da estrutura da comunidade de macrofauna bentónica. Relativamente a este ultimo aspecto, tal poderá traduzir-se quer por uma redução da diversidade, quer pelo desenvolvimento de espécies oportunísticas, tolerantes a condições de poluição ou até mesmo pela ausência completa de macrofauna (GESAMP, 1991). Para estabelecimento da capacidade de carga e da capacidade de reciclagem, em cada local, mostra-se necessário efectuar um estudo da sua hidrodinâmica, da sua dinâmica ecológica e das interacções existentes, sendo necessário elaborar balanços de massa. Têm sido desenvolvidos diversos modelos físicos e matemáticos para previsão da capacidade de carga de uma zona costeira, sendo os seus princípios gerais idênticos, e sendo a sua

utilização numa óptica operacional da maior utilidade. Entre estes são de destacar os modelos ecológicos e dinâmicos pelas potencialidades de que se revestem (GESAMP, 2001).

Neste trabalho procurou-se recolher alguma informação relativa à capacidade de carga, da qual fosse possível retirar algumas conclusões acerca da sustentabilidade da actividade, a qual se sintetiza na Tabela 1. No entanto, sendo escassa a informação relativa a indicadores neste domínio, e tendo em consideração que os dados obtidos deverão ser considerados como dados preliminares, as conclusões que se possam tirar constituem apenas uma primeira aproximação ao problema.

Tabela 1: Carga registada nos estabelecimentos piscícolas visitados na Ria de Aveiro.

Regime	Carga (kg/m^2)			Carga ($espécimes/m^2$)		
	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.
Intensivo			7,57			38,9
Semi-intens.	0,4	5,09	2,34	1,3	9,1	5,8
Extensivo			0,003			

Quer se considere a carga em massa por área (kg/m^2), quer se considere a carga em número de espécimes por área ($espécimes/m^2$), resulta óbvio que a carga é tanto maior quanto mais intensivo é o regime de exploração, registando-se valores muito baixos no regime extensivo. Assim, enquanto no regime extensivo obtiveram-se cargas de 0,003 kg/m^2, no regime semi-intensivo as cargas variaram entre os 0,4 e os 5,09 kg/m^2, com uma média de 2,34 kg/m^2, e no regime intensivo obtiveram-se cargas de 7,57 kg/m^2. De acordo com POUSÃO *et al*. (1995), com base em trabalhos desenvolvidos na região do Algarve, serão de esperar no regime semi-intensivo cargas da ordem das 10 t/ha (1 kg/m^2), da ordem de 20 a 30 kg/m^2 no regime intensivo e da ordem de 0,02 a 0,04 kg/m^2 no regime extensivo, valores que não diferem muito significativamente daqueles agora obtidos.

Se atendermos ao valor proposto por PILLAY (1992), de acordo com o qual será um bom critério considerar como limite geral de produção o valor de 110 t/km^2 (0,11 kg/m^2), face ao desconhecimento de valores específicos para os sistemas naturais em causa, então haverá que concluir que teremos casos de explorações em regime intensivo e semi-intensivo em que a capacidade de carga é excedida.

Quanto aos sistemas em regime intensivo referenciados constituem geralmente sistemas relativamente fechados ou com sistemas próprios de tratamento de efluentes. Nos sistemas em lagoas de terra é frequente a existência de lagoas de sedimentação previamente à descarga, o que se traduz por uma diminuição da carga orgânica rejeitada no meio natural, ainda que os sedimentos dessa lagoa se possam encontrar, no limite, em situação de anóxia.

Para que o equilíbrio ecológico das explorações existentes seja mantido, e para que o equilíbrio ecológico das explorações previstas seja acautelado importa que esta matéria seja tida em consideração, a par de outras igualmente importantes sob o ponto de vista ecológico, devendo ser avaliada a capacidade de carga e de reciclagem de cada meio natural em que a actividade piscícola se desenvolve ou pretende desenvolver, por forma a determinar o nível óptimo das explorações, matéria relevante como requisito a considerar no licenciamento da actividade.

Quanto a outros critérios a considerar para a selecção de locais para implantação de estabelecimentos piscícolas, sugere-se que seja seguida a metodologia proposta por VILLALBA (2001). Relativamente à metodologia a seguir para a avaliação de impacte ambiental da actividade piscícola sugere-se que seja tida em consideração a metodologia de SOLAUN *et al*. (2003).

Em GESAMP (2001) é ainda proposto o conceito de "*environmental capacity*" (capacidade ambiental), por vezes também referido por "*absorptive capacity*" ou "*assimilative capacity*", como a capacidade do ambiente para acomodar uma dada actividade ou uma dada taxa dessa actividade, sem que ocorram impactes inaceitáveis. Os diferentes mecanismos de impacte são assim determinados individualmente, sendo estimada a capacidade do meio para absorvê-los. Trata-se de uma medida da resiliência do ambiente natural face aos impactes da actividade humana. A sua compreensão e quantificação permitem fixar o nível em que uma actividade deve ser desenvolvida, sem que os padrões ambientais corram o risco de ser violados.

Quando aplicado à piscicultura, a capacidade ambiental de uma dada área pode ser entendida como a taxa na qual pode haver lugar à adição de nutrientes, sem que ocorra eutrofização do meio, a taxa de fluxo orgânico para o bentos sem que ocorra disrupção dos processos bentónicos naturais ou ainda a taxa de depleção do oxigénio dissolvido que pode ocorrer sem causar mortalidade das comunidades bióticas indígenas (GESAMP, 1996). Em GESAMP (2001) são ainda propostos métodos para estimar a capacidade ambiental em estabelecimentos piscícolas.

Licenciamento da Utilização do Domínio Hídrico

Relativamente ao licenciamento da utilização do domínio hídrico, cujo regime legal à data do presente trabalho estava estipulado no Decreto-Lei n.º 46/94 de 22 de Fevereiro, foi verificada a existência de licenciamento de utilização do domínio hídrico válido para os seguintes tipos de utilização: a) Culturas biogenéticas (art.º 68.º); b) Captação de Água (art.º 19.º e seguintes); e c) Rejeição de águas residuais (art.º 36.º e seguintes). Foi ainda verificado se foi dado cumprimento às condições estipuladas nas respectivas licenças de utilização do domínio hídrico. As normas de qualidade a respeitar nas descargas de águas residuais constam do art.º 64.º e Anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, tendo estas disposições servido de base à emissão das licenças de descarga.

No que respeita à existência de licença de utilização do domínio hídrico para culturas biogenéticas, apenas em 8% dos estabelecimentos existia este instrumento de licenciamento. Relativamente ao licenciamento da utilização do domínio hídrico para captação de águas, apenas em 17% dos estabelecimentos piscícolas existia este instrumento de licenciamento. O facto de em muitos casos o fornecimento de água aos tanques de crescimento e engorda se efectuar por acção das marés tem suportado a opinião de que se tratam de situações que não carecem de licenciamento da captação de águas. Acontece que, em muitos desses casos existem igualmente sistemas de bombagem de água, o que não pode deixar de configurar uma situação clara de captação. Relativamente ao licenciamento da utilização do domínio hídrico para rejeição de águas residuais, apenas em 33% dos estabelecimentos piscícolas existia este instrumento de licenciamento. Nestes casos eram cumpridas as condições de rejeição estipuladas na licença. Na maior parte dos casos a descarga é controlada por acção humana, através de um sistema de comportas, fazendo-se inicialmente para uma lagoa de sedimentação (onde se dá a sedimentação de alimento em excesso, de fezes e de outros sólidos em suspensão) e apenas depois para o ambiente natural.

Gestão de Resíduos

Relativamente à gestão de resíduos sólidos nos estabelecimentos piscícolas foi verificado o cumprimento do regime geral de gestão de resíduos em vigor à data em que foi efectuado o trabalho (Decreto-Lei n.º 239/97, de 9 de Setembro e

Portaria n.º 335/97, de 16 de Maio), designadamente quanto às operações de transporte e destino final. Os resíduos gerados nos estabelecimentos piscícolas consistem essencialmente em sacos de plástico resultantes das embalagens de ração, peixe morto, óleos usados resultantes dos equipamentos electromecânicos existentes nas instalações (arejadores e geradores) e embalagens danificadas de esferovite utilizadas para a embalagem do peixe. Dadas as tipologias das explorações visitadas, a quantidade anual de resíduos é, na generalidade, bastante reduzida, razão pela qual estes eram geridos como se de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) se tratassem.

Considerou-se que em 83% dos estabelecimentos piscícolas era dado um **destino adequado** aos resíduos. Quanto à obrigação de realizar as operações de transporte de resíduos com **guias de acompanhamento de resíduos**, esta disposição foi cumprida apenas por 17% dos estabelecimentos piscícolas. Registaram-se 3 casos (25%) em que era praticada a queima de resíduos a céu aberto, designadamente de sacos de ração e de peixe morto. Por último, deverá concluir-se que as práticas de gestão adequada de resíduos não faziam ainda parte do quotidiano desta actividade, o que certamente estaria relacionado com o carácter artesanal de muitas explorações e com a baixa qualificação de muitos operadores, devendo o crescimento do sector ser acompanhado por melhorias neste domínio.

Aplicação dos Regimes Legais de AIA e da REN

Não foi identificado nenhum estabelecimento que devesse ter sido submetido ao **procedimento de AIA** e não o tivesse realizado. Atendendo a que a maioria dos estabelecimentos piscícolas visitados iniciou actividade na vigência do regime legal anterior ao estabelecido pelo Decreto-Lei n.º 69/2000, de 3 de Maio, ou ainda anteriormente a esse regime legal, e que esse regime legal sujeitava a procedimento de AIA apenas as "pisciculturas de salmonídeos que se desenvolvessem por uma extensão superior a 2 km ou com uma capacidade de produção superior a 2000 t/ano", facilmente se explica que não se tenham realizado procedimentos de AIA.

Relativamente ao **regime da Reserva Ecológica Nacional (REN)** então em vigor (Decreto-Lei n.º 93/90, de 19 de Março e alterações), foi verificado se no âmbito da instalação das explorações foram realizadas obras hidráulicas, vias de comunicação, aterros, escavações e destruição do coberto vegetal e se essas operações tiveram parecer favorável da CCDR. Apenas em 8% dos estabelecimentos piscícolas foi obtido parecer favorável neste âmbito.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Tendo em consideração a análise efectuada, na certeza de que nesta primeira abordagem diversos foram os aspectos relativos ao impacte ambiental da piscicultura que não foram abordados (o impacte nos stocks selvagens e nas comunidades de angiospérmicas marinhas, o impacte da utilização de composto bioactivos, incluindo pesticidas, antibióticos, fungicidas, desinfectantes, "*antifoulings*" e outros químicos, degradação de habitats naturais, entre outros), importa salientar alguns aspectos relativamente à situação actual e, em particular, ao desempenho ambiental da piscicultura na Ria de Aveiro, considerando a amostra de estabelecimentos visitados.

Encontramo-nos perante um sector de actividade com potencial de crescimento e com uma importância económica considerável, com tendência para crescimento, tendo em consideração que o mercado português é grande consumidor de produtos piscícolas e que o estado dos "*stocks*" pesqueiros tem imposto níveis de exploração mais restritivos, só compensáveis pelo desenvolvimento da aquacultura. Trata-se de uma actividade produtora de alimento (pescado) e de mais-valias económicas, contribuindo para o bem-estar socio-económico da região de Aveiro.

Por outro lado, trata-se de uma actividade compatível com outras actividades com as quais pode partilhar o espaço da zona costeira, carecendo naturalmente de estratégias de ordenamento, dado que, embora compatível é também concorrente, sendo certo que da ausência de ordenamento das zonas costeiras poderão resultar conflitos pela sua tão cobiçada utilização. Neste contexto, é da maior relevância que sejam definidos planos de zonamento, a desenvolver pela administração, de forma a facilitar a definição de espaços vocacionados para o desenvolvimento desta actividade, por reunirem as condições mais adequadas e por sobre eles não recaírem impedimentos legais ou incompatibilidades de uso. É determinante que a actividade seja equacionada num contexto de Gestão Integrada das Zonas Costeiras (GIZC) e que seja objecto de planos de desenvolvimento e gestão.

O facto do mercado apresentar saturação de produção de dourada e robalo, os produtos mais representativos da produção das explorações piscícolas nacionais, com a agravante de países como a Grécia ou a Espanha invadirem o mercado nacional com produtos a preços altamente competitivos, reduzindo grandemente o rendimento das explorações nacionais, poderá ser compensado com a exploração de novas espécies de alto valor económico como, por exemplo, o pregado, o linguado, o sargo, o goraz ou o pargo. Também o facto de possuirmos um regime de exploração predominantemente de tipo semi-intensivo poderá ser optimizado no sentido da valorização da certificação da produção biológica, dado que desta resulta um produto com melhor qualidade (sabor, conformação e firmeza), dado utilizar menos ração e mais alimentação natural.

Nos moldes em que a actividade vem sendo desenvolvida entre nós, será seguro afirmar que se trata de uma actividade ambientalmente sustentável. De facto, trata-se de uma actividade exigente sob o ponto de vista das condições ambientais que exige para o seu desenvolvimento e que não tem exercido uma forte pressão sobre os locais em que se tem vindo a instalar. Mas há também casos de efectiva destruição de habitats naturais com elevado interesse conservacionista.

Existem alguns aspectos que deverão ser devidamente equacionados e que importa aqui relembrar. Antes de mais, importa que a instalação de estabelecimentos piscícolas tenha em consideração a "*environmental capacity*" dos locais nos quais se instala, de forma a optimizar o benefício económico das culturas, maximizando as produções, e a minimizar o seu impacte ambiental, com particular destaque para as cargas orgânicas rejeitadas. Para tal, a instalação de novas culturas deverá basear-se num conhecimento aprofundado das dinâmicas envolvidas, o qual deverá necessariamente ser abordado num contexto de avaliação de impacte ambiental, quer este seja ou não legalmente exigido.

De qualquer modo, entende-se que o regime legal de AIA deve reequacionar os limites de aplicação a esta actividade, tornando-os mais restritivos. Dado que, em muitos casos, estes estabelecimentos se situam em zonas sensíveis e que mesmo quando tal não acontece a autoridade de AIA pode decidir pela exigência da sua realização, julga-se que a norma deva passar a ser no sentido da realização de AIA, exigência que se enquadra numa abordagem de aplicação do princípio da precaução.

A evolução que tem ocorrido ao nível da produção de alimentos artificiais tem resultado numa melhoria da sua eficiência, com maiores taxas de retenção de nutrientes pelos animais em crescimento e consequentemente com menores impactes ambientais. A utilização deste tipo de rações deverá ser privilegiada.

Relativamente à prática que vem sendo seguida nos estabelecimentos piscícolas em matéria de gestão de resíduos, importa que se dê a sua inversão, pois nem a dimensão do problema, nem a ausência de soluções, que não existe, justificam as práticas actuais. A gestão de resíduos deverá seguir critérios de gestão ambiental responsável, seguir a hierarquia de melhores práticas de gestão de resíduos e respeitar as exigências legais.

Deverá ser encontrada uma solução que passe pela emissão de uma licença de utilização do domínio hídrico única e na qual sejam estabelecidas exigências de monitorização que permitam compreender o impacte ambiental associado ao desenvolvimento da actividade. A falta de exigência de planos de monitorização ambiental não favorece a compreensão do impacte ambiental gerado por esta actividade. Prever, avaliar e monitorizar constituem a base de uma gestão responsável, capaz de permitir corrigir situações em que se desencadeiem processos de degradação ambiental.

O desenvolvimento e utilização de códigos de boas práticas em aquacultura, os quais tem vindo a ser desenvolvidos por diversas entidades reguladoras, mas também por iniciativas privadas, constitui igualmente um contributo decisivo para que a actividade piscícola se desenvolva no caminho da sustentabilidade. Competirá às entidades competentes desenvolver esforços no sentido da elaboração dessas directrizes e aos operadores a sua utilização.

LITERATURA CITADA

CCE, 2002. Estratégia de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura Europeia, COM(2002) 511 final, Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu, 2002.09.19. Bruxelas, 28 pp..

DOSDAT, A., 2001. Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: nutritional and feeding aspects, in Uriarte A. (ed.), Basurco B. (ed.), Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms, Zaragoza, CIHEAM-IAMZ, 2001, Cahiers Options Méditerranéennes, TECAM Seminar on Environmental Impact Assessment of Mediterranean Aquaculture Farms, Zaragoza (Spain). (55): pp. 23-36.

GESAMP, 1991. Reducing Environmental Impacts of Coastal Aquaculture. IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution, Rep. Stud. GESAMP, (47): 35 pp..

GESAMP, 1996. Monitoring the ecological effects of coastal aquaculture wastes, IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, Rep. Stud. GESAMP, (57): 38 pp..

GESAMP, 2001. Planning and management for sustainable coastal aquaculture development, IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, Rep. Stud. GESAMP, (68): 90 pp..

PILLAY, T. V. R., 1992. Aquaculture and the Environment. Fishing News Books, Blackwell Sci. Pub. Ltd, 189 pp..

POUSÃO, P., Machado, M. e Cancela da Fonseca, L., 1995. Marine pond culture in Southern Portugal: present status and future perspectives. in Marine aquaculture finfish species diversification, Zaragoza, CIHEAM-IAMZ, 1995, Cahiers Options Méditerranéennes, Seminar of the CIHEAM Network on Technology of Aquaculture in the Mediterranean (TECAM), Nicosia (Cyprus). (16): pp. 21-30.

SOLAUN, O., Bald, J. e Borja, A., 2003. Protocolo para la realización de los estúdios de impacto ambiental en el médio marino. AZTI, Instituto Tecnológico Pesquero y Alimentario, Sukarrieta (Kizkaia) (Spain), 79 pp..

VILLALBA, A. U., 2001. Environmental considerations for site selection of marine fish farms. in Uriarte A. (ed.), Basurco B. (ed.), Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms, Zaragoza, CIHEAM-IAMZ, 2001, Cahiers Options Méditerranéennes, TECAM Seminar on Environmental Impact Assessment of Mediterranean Aquaculture Farms, Zaragoza (Spain). (55): pp. 67-74.

Diopatra neapolitana, Importância Sócio-económica e Sustentabilidade das Capturas, no Canal de Mira, Ria de Aveiro

F. Freitas [a], T. Cunha [b], A. Hall [c] e H. Queiroga [d]
[a] CIIMAR , Centro de Investigação Marinha e Ambiental,
Instituição, 4050-123 Porto
fabiana@ua.pt
[b] European Maritime Safety Agency (EMSA),
Instituição, Lisboa
1249-206, Lisboa
teresa.Cunha@emsa.europa.eu
[c] Departamento de Matemática, Universidade, Aveiro
3810-193 Aveiro
andreia@mat.ua.pt
[d] CESAM, Departamento de Biologia, Universidade, Aveiro
3810-193 Aveiro
henrique.queiroga@ua.pt

SUMÁRIO

O poliqueta *Diopatra neapolitana* é intensivamente explorado para utilização como isco para a pesca desportiva/recreativa. Neste trabalho reportamos as estimativas da produção da mariscagem de *D. neapolitana* capturada no Canal de Mira, em dois anos distintos (2001/2002 e 2007/2008), estabelecendo uma correspondência entre o volume das capturas, as condições socioeconómicas e as medidas de fiscalização. O valor comercial anual das capturas foi determinando através do produto do esforço da apanha pelas capturas por unidade de esforço. O esforço foi estimado utilizando uma adaptação do método de contagem progressiva de Hoening, com observações efectuadas ao longo de uma rota. As capturas por unidades de esforço foram calculadas através das quantidades capturadas, estimadas a partir de inquéritos. Os valores de capturas foram sempre mais elevados nas marés vivas e seguiram o mesmo padrão nos dois anos analisados no que respeita às estações do ano, com valores de capturas mais elevados no Verão. Registámos uma redução de cerca 15000 kg nos valores anuais das capturas totais, de 45000 kg em 2001/2002, para 29000 kg em 2007/2008. Esta diferença reflecte uma grande variação no valor comercial da primeira venda do produto, de 350000 € no primeiro ano amostrado, para 224000 € no ano posterior, reflectindo o baixo incremento do valor comercial deste item. Actualmente, esta actividade não está sujeita a qualquer regulamentação, com impactos que não estão devidamente conhecidos sobre a sustentabilidade da exploração deste recurso, sendo também desconhecida a sua influência sobre a diversidade e produtividade dos bancos de maré da Ria de Aveiro.

PALAVRAS CHAVE: *Diopatra neapolitana, mariscagem, sócio-económico*

INTRODUÇÃO

Os bancos de maré da Ria de Aveiro suportam uma importante biodiversidade de invertebrados e peixes marinhos, cuja exploração constitui uma apreciável fonte de rendimento para as populações locais (CUNHA *et al.*, 2005, QUEIROGA *et al.*, 2006, POMBO *et al.*, 2007).

Na Ria de Aveiro, a mariscagem do anelídeo poliqueta *Diopatra neapolitana* (Delle Chiaje, 1841), vulgarmente conhecido por casulo, constitui um meio de rendimento familiar, onde por vezes mais do que um elemento está envolvido. A técnica de captura de *D. neapolitana* consiste no corte da parte anterior do animal, apenas 10 cm dos 50 cm do seu comprimento total. Utilizado principalmente como isco na pesca recreativa e profissional, o casulo é capturado pela escavação do solo com auxílio de uma pá ou enxada. Nos bancos de maré da ria este poliqueta habita sedimentos vazosos, compreendidos entre os 0 e 4 m de profundidade (CUNHA *et al.*, 2005).

A captura de anelídeos para uso de iscos é uma actividade de valor comercial considerável em vários países. Na Europa, em 1999, foi estimado um valor comercial de cerca de 200 milhões de euros. Contudo, devido a lacunas existentes na fiscalização e regulamentação desta actividade, esta estimativa pode estar muito aquém do valor real (OLIVE, 1999, OLIVE, 1993). O potencial comercial do isco para a pesca é de tal forma importante que várias tentativas foram levadas a cabo para a cultura intensiva de poliquetas, como é o caso da *D. neapolitana* (CONTI e MASSA, 1998) ou a *Nereis nereis* (OLIVE, 1999).

A exploração por mariscagem entra em conflito com interesses de conservação da biodiversidade. Os impactos negativos reflectem-se essencialmente na densidade populacional do item explorado (OLIVE, 1993, CRYER *et al.*, 1987), na estratificação e composição dos sedimentos (ANDERSON e MEYER, 1986), nas consequências na fauna associada ao ecossistema estuarino, como seja o zoobentos e aves (AMBROSE *et al.*, 1998, LUÍS *et al.*, 2002, BROWN e HERBERT WILSON, 1997), bem como no aumento da biodisponibilidade de metais tóxicos (HOWELL, 1985).

Em Portugal, *D. neapolitana* é explorada em vários estuários, como o Estuário do Sado, a Ria Formosa e a Ria de Aveiro. Em 2001/2002, foi quantificada pela primeira vez a produção de casulo capturado por mariscagem, na Ria de Aveiro. Segundo este estudo, a captura deste poliqueta é uma actividade intensiva, onde os bancos de maré são explorados todos os dias, no período de baixa-mar. A estimativa da captura anual deste item atingiu valores totais elevados, cerca de 45 toneladas, com um valor comercial estimado em cerca de 350000 euros.

Com este trabalho pretendemos estimar a produção anual de *D. neapolitana* por um período de um ano, em 2007/2008, seguindo a mesma metodologia descrita em CUNHA *et al.* (2005). Permitindo comparar os dois anos amostrados, em contextos sociais e económicos diferentes, em conjugação com a crescente fiscalização das actividades de mariscagem na Ria de Aveiro.

MATERIAIS E MÉTODOS

Local de Amostragem

A Ria de Aveiro é um complexo sistema estuarino situado na zona noroeste da costa portuguesa, que compreende um sistema de baías e canais, com uma área de superfície de cerca de 47 km^2. O Canal de Mira é o segundo maior canal em extensão, com cerca de 25 km, disposto paralelamente à linha de costa, com uma orientação de sul-sudoeste. Apresenta um gradiente salino com valores mais elevados na zona proximal à restringa, até atingir valores nulos na sua porção mais distal, devido ao desaguar de um sistema de lagoas e rios (MOREIRA *et al.*, 1993, DIAS e LOPES, 2006, DIAS, 2001).

Em Abril de 2001, uma análise preliminar permitiu delimitar uma área de amostragem no Canal de Mira, com cerca 1510 km^2, onde a concentração de mariscadores de *D. neapolitana* era mais elevada nos períodos de baixa-mar. Neste local, foram delineadas áreas distintas, demarcadas pelas linhas de água existentes nos bancos intertidais em baixa-mar, identificadas com as letras de A a G (Figura 1).

Estratégia de Amostragem

A captura total de *D. neapolitana* foi estimada pelo produto do Esforço de Captura pelas Capturas por Unidades de Esforço. Portanto, foi necessário utilizar dois métodos para recolha de dados: um engloba a contagem de apanhadores, ou seja, a determinação do número de mariscadores por minuto (Esforço de Captura); outro, a posterior pesagem do total capturado num determinado tempo, para determinar total capturado por minuto (Capturas por Unidade de Esforço).

No programa de amostragem, dois períodos distintos (Maio 2001 – Abril 2002 e Dezembro 2007 – Novembro 2008) foram amostrados durante 12 meses, com saídas durante a baixa-mar. Foram distribuídas aleatoriamente quarto a cinco amostragens por mês, compreendendo marés vivas e mortas. As saídas compreenderam dias de semana, feriados e fins-de-semana, com amostragens diurnas efectuadas durante a baixa-mar (entre as 7 e as 19h). Segundo CUNHA *et al.* (2005), a actividade registada em marés nocturnas é negligenciável.

A necessidade de amostrar um ano completo prende-se com as fluctuações na produção biológica devido às variações sazonais em zonas temperadas. As Unidades de Esforço e Capturas por Unidade de Esforço tendem a variar com as estações sazonais, sendo perceptível uma maior afluência de mariscadores durante os meses de Verão. A amplitude da maré tem implicações na área disponível para a exploração, pois nas marés vivas as zonas inacessíveis durante as marés mortas ficam expostas durante mais tempo.

Métodos Estatísticos

A influência das estações do ano e da amplitude de maré nas Unidades de Esforço (UE) e nas Capturas por Unidade de Esforço (CPUE) foi testada utilizando uma Análise de Variância (ANOVA) ortogonal de duas vias. O teste de Cochran (SOKAL e ROHLF, 1981) atestou a homogeneidade das variâncias em ambos os casos analisados nos dois anos. Portanto, não foi necessário transformar as variáveis. A distinção entre águas vivas e águas mortas foi definida pelo valor de 2 m de amplitude.

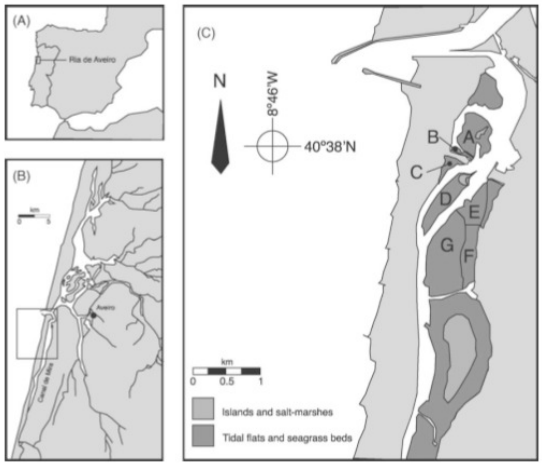


Figura 1: Localização das áreas amostradas, de A a G, no Canal de Mira, Ria de Aveiro

O total capturado foi calculado pelo produto de duas variáveis. Assim, foi calculado o valor médio para ambas as variáveis para cada combinação entre estação sazonal e amplitude de maré. Os valores médios foram posteriormente utilizados para o cálculo do total anual capturado.

O número de poliquetas capturado num período de um ano foi estimado pela divisão do total anual capturado pelo valor do peso médio individual de cada casulo. De modo a estimar o valor do peso médio do casulo capturado, foram obtidos 90 casulos seleccionados aleatoriamente dos mariscadores, os iscos foram pesados individualmente no laboratório.

Unidades de Esforço

De modo a estimar as Unidades de Esforço foi adaptado o método descrito por HOENIG *et al.* (1993). Este método implica observações ao longo de uma rota, com a total visualização da área em estudo e contabilização dos pescadores presentes, durante todo o dia. O uso correcto deste método implica três requisitos: o local de início da rota é escolhido aleatoriamente; a direcção da rota é escolhida aleatoriamente; e o tempo de percurso da rota tem de ser menor do que o tempo de trabalho dos apanhadores.

Para este estudo, foi traçado um percurso com 7 locais de observação, que permitiram a visualização de toda a área. De modo a identificar apenas os mariscadores de *D. neapolitana* foram utilizados binóculos que permitiam a detecção da arte de captura, utensílios e do rastro deixado após a captura, esta arte é particularmente diferenciável de outros estilos de captura para outras espécies. A área estudada era explorada todos os dias.

A actividade da mariscagem está restringida a condições de baixa-mar, quando os bancos de maré estão expostos e a captura de isco é possível durante um período de aproximadamente 3,5 h. As rotas foram coincidentes com a baixa-mar e demoraram cerca de 45 min cada; dependendo da amplitude de maré as rotas foram repetidas três ou quatro vezes. Cada amostragem iniciou-se imediatamente antes dos mariscadores entrarem nos bancos e terminou imediatamente após o abandono do local pelos trabalhadores. Em cada local de observação, foi registada a hora e o número de apanhadores que estavam a trabalhar nesse momento.

Para o cálculo as Unidades de Esforço (UE) foram elaborados gráficos correspondentes às observações para cada banco, com o número de mariscadores relativamente ao tempo despendido (Figura 2). Sendo assim, as Unidades de Esforço de cada banco de maré correspondem à área abaixo da linha do gráfico, calculada no Microsoft Excel®.

As Unidades de Esforço diárias ($UE_{diário}$) de toda a área amostrada corresponde à soma das Unidades de Esforço de cada banco estudado, ou seja, de A a G:

$$UE_{diário} = \sum_{A}^{G} UE \tag{1.1}$$

O cálculo da média das Unidades de Esforço para cada combinação Estação-Maré ($\overline{UE}_{E\text{-}M}$), corresponde ao somatório das Unidades de Esforço diárias, dividindo pelo total de dias amostrados, numa combinação Estação-Maré, ($d_{E\text{-}M}$):

$$\overline{UE}_{E-M} = \left(\sum UE_{diário} \right) / d_{E-M} \tag{1.2}$$

O Erro-Padrão foi calculado por:

$$S_{\overline{UE}_{E-M}} = S_{UE_{E-M}} / \sqrt{d_{E-M}} \tag{1.3}$$

onde S_{UEE-M} é o Desvio-Padrão de $UE_{diário}$.

Capturas Por Unidade De Esforço

As Capturas por Unidade de Esforço foram estimadas adaptando o método de POLLOCK *et al*. (1997). Os mariscadores foram abordados quando abandonavam os bancos onde capturavam *D. neapolitana*, sendo registado o peso total recolhido do tubo mais animal (kg) e o tempo dispendido (em minutos) na sua captura; sempre que possível procedeu-se à contagem do total dos indivíduos capturados.

A estimativa das Capturas por Unidade de Esforço diárias ($\overline{CPUE}_{pordia}$), é calculada dividindo as Capturas Diárias Totais (P) pelo Esforço Diário Total:

$$CPUE_{pordia} = \sum P / \sum UE_i \tag{1.4}$$

A Média das Capturas por Unidade de Esforço, na combinação Estação-Maré ($\overline{CPUE}_{E-M}$) foi calculada dividindo as Capturas por Unidade de Esforço diárias pelos dias amostrados em cada combinação Estação-Maré:

$$\overline{CPUE}_{E-M} = \left(\sum CPUE_{pordia} \right) / d_{E-M} \tag{1.5}$$

O respectivo, Erro Padrão (Equação 1.6), foi calculado por:

$$S_{\overline{CPUE}_{E-M}} = S_{CPUE_{E-M}} / \sqrt{d_{E-M}} \tag{1.6}$$

onde $S_{CPUE_{E-M}}$ é o Desvio Padrão de $CPUE_{por\ dia}$.

Total Capturado

A média das Capturas Diárias numa combinação Estação-Maré ($\overline{CD}_{E-M}$) foi obtida pela multiplicação do valor das Unidades de esforço pelas Capturas por Unidades de Esforço, na combinação Estação-Maré:

$$\overline{CD}_{E-M} = \overline{UE}_{E-M} \times \overline{CPUE}_{E-M} \tag{1.7}$$

o Erro-Padrão referente á média das Capturas Diárias, foi calculado tendo em consideração a independência entre as Unidades de Esforço e as Capturas por Unidade de Esforço:

$$S_{\overline{CD}_{E-M}} = \sqrt{\left(S^2_{\overline{UE}_{E-M}} + \overline{UE}^2_{E-M} \right)\left(S^2_{\overline{CPUE}_{E-M}} + \overline{CPUE}^2_{E-M} \right) - \overline{UE}^2_{E-M}\, \overline{CPUE}^2_{E-M}} \tag{1.8}$$

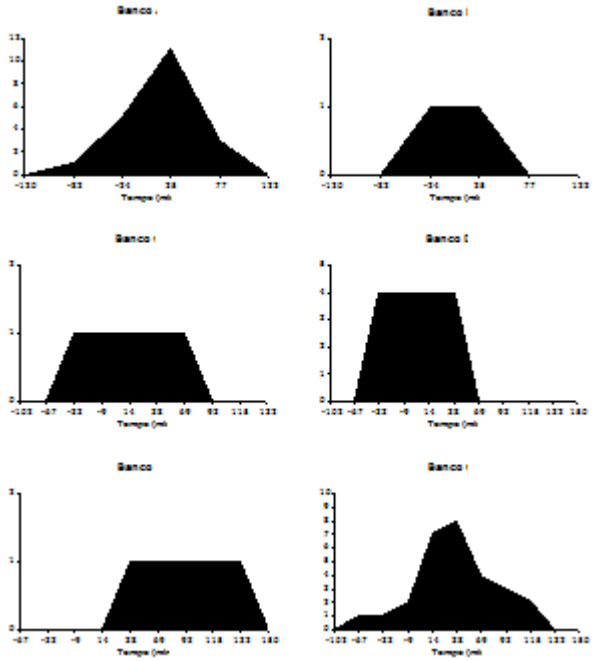


Figura 2: Variação do número de mariscadores ao longo do período de permanência em cada banco de maré, no dia 8 de Fevereiro de 2008. O banco F não foi explorado neste dia. Registou-se um total diário de unidades de esforço diário para todos os bancos de 2493,5 mariscadores x min d^{-1}

As Capturas Totais numa combinação Estação-Maré ($C_{E\text{-}M}$) foram estimadas por:

$$C_{E-M} = \overline{CD}_{E-M} \times D_{E-M} \tag{1.9}$$

onde D_{E-M} são os dias correspondentes à combinação Estação-Maré amostrados e não amostrados (45 dias).

O Erro-Padrão foi calculado por:

$$S_{C_{E-M}} = S_{\overline{CD}_{E-M}} \times D_{E-M} \tag{1.10}$$

O Total Capturado (C_{totais}), foi calculado somando os valores do Total Capturado das combinações da Estação-Marés, por:

$$C_{totais} = \sum C_{E-M} \tag{1.11}$$

e o Erro-Padrão foi obtido por:

$$S_{C_{totais}} = \sqrt{\sum S^2_{C_{E-M}}} \tag{1.12}$$

Os Intervalos de Confiança a 95% foram calculados utilizando o Erro-Padrão calculado pelo método Bootstrap (EFRON *et al.*, 1993).

Número Total de Indivíduos

A Média do Peso do Isco, $\overline{P}$, de *D. neapolitana* foi calculada pela divisão do peso total de cada amostra de poliquetas (P_{total}) pelo número de indivíduos (n):

$$\overline{P} = P_{total} / n \tag{1.13}$$

O Erro-Padrão foi calculado por:

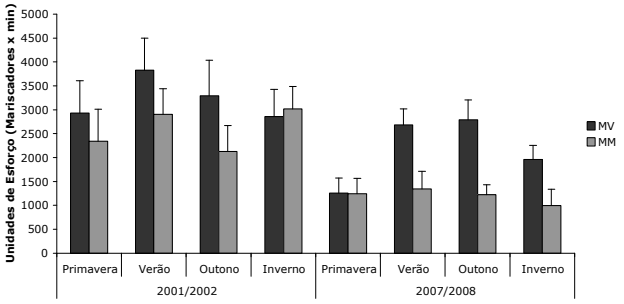


Figura 3: Valores médios diários das Unidades de Esforço, numa combinação de estação sazonal e amplitude de maré. As linhas mostram o erro padrão. MV-Maré Viva; MM-Maré Morta

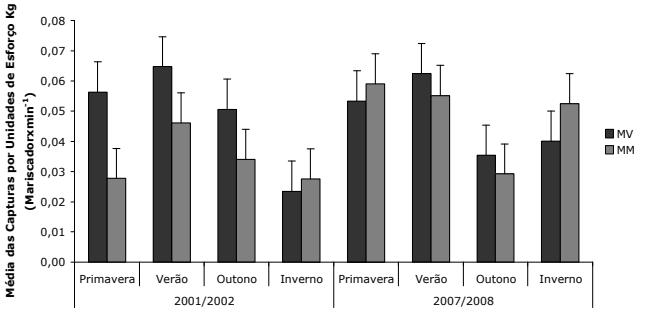


Figura 4: Valores médios diários das Capturas por Unidades de Esforço, numa combinação de estação sazonal e amplitude de maré. As linhas mostram o erro padrão. MV-Maré Viva; MM-Maré Morta

$$S_{\overline{P}} = S_P / \sqrt{n} \tag{1.14}$$

O Número Total de Poliquetas capturados (N_{total}) foi calculado dividindo o Total Capturado pela Média do Peso do Isco:

$$N_{total} = C_{totais} / \overline{P} \tag{1.15}$$

O Erro-Padrão foi calculado pelo método Bootstrap (EFRON *et al.*, 1993), para podermos estimar os Intervalos de Confiança a 95%.

RESULTADOS

No ano de 2001/2002, as unidades de esforço não foram afectadas por nenhuma das variáveis (estações sazonais, amplitude de maré ou a interacção das duas variáveis) (Figura 3 e Tabela 1); quanto às capturas por unidade de esforço, estas foram afectadas significativamente pela estação sazonal e pela amplitude de maré, mas a interacção de ambas as variáveis não teve um efeito significativo (Figura 4 e Tabela 2).

Um teste post-hoc LSD de Fisher revelou valores mais baixos das capturas por unidade de esforço no Inverno independentemente da maré e valores mais elevados durante as marés vivas.

Analisando o ano 2007/2008, as unidades de esforço foram influenciadas significativamente pela amplitude de maré e pela interacção das duas variáveis (Figura 3 e Tabela 1). Relativamente às capturas por unidade de esforço, foram detectadas influências significativas de todas as variáveis analisadas, a amplitude de maré, estação sazonal e a interacção das variáveis (Figura 4 e Tabela 2).

Aplicando testes post-hoc, verificou-se que os valores médios de unidades de esforço foram mais elevados para o Outono e Verão, ao passo que as estações de Verão e Primavera apresentaram valores médios consideravelmente diferentes entre si. Nas capturas por unidade de esforço, considerando apenas a amplitude de maré, a média dos valores foi mais elevada para as marés mortas. Relativamente à influência das estações do ano, estas apresentaram valores mais elevados na Primavera e Verão, com o Outono a registar um valor comparativamente mais baixo.

As diferenças no valor das médias diárias de capturas dependem dos valores médios das unidades de esforço e das capturas por unidade de esforço (Figura 5). Os resultados de 2001/2002 mostram valores mais elevados em marés vivas, à excepção do Inverno. O Verão é a estação com os valores mais elevados de captura diária (250 a 120 kg d^{-1}, para marés vivas e mortas, respectivamente). Primavera e Outono apresentam valores intermédios de valores diários de captura (180-70 kg d^{-1}). Os valores mais baixos foram registados no Inverno (70 kg d^{-1} registado nas duas amplitudes de maré). O total anual capturado foi de 45174 kg (com um erro-padrão de 4955 e intervalo de confiança de 36578 a 55229 kg) ou de $2{,}992^{-05}$kg m^{-2}. Sendo o valor médio de cada poliqueta de 0,010 kg, independente da estação e da amplitude de maré. Portanto, o total de poliquetas capturados foi de 4 364 620 (com um intervalo de confiança de 3413878 a 5369160 indivíduos), o equivalente a 0,0029 ind m^{-2}.

Para o ano de 2007/2008, os valores de capturas médias foram sempre mais elevados para as marés vivas, com excepção da Primavera (Figura 5). Para este ano, o valor de mais elevado de capturas médias registou-se em marés vivas no Verão, com 167 kg d^{-1}. Na Primavera, obtiveram-se valores mais baixos na maré viva do que na maré morta, respectivamente 67 e 73 kg d^{-1}. No Outono, foram registados os valores mais baixos das marés mortas (35 kg d^{-1}). No Inverno, os valores registados foram intermédios (78 em maré viva e de 52 kg d^{-1}em maré morta). O total anual capturado foi de 29 038 kg (com um erro-padrão de 5 135, com intervalos de

Tabela 1: Resultados da ANOVA de duas vias para o efeito da Estação sazonal e amplitude de maré nas unidades de esforço

2001/2002	gL	MS	F	p
Maré	1	5151180	2,08	>0,10
Estação sazonal	3	1430122	0,58	>0,50
Maré x Estação sazonal	3	1108744	0,45	>0,50
Erro	45	2473847		

2007/2008	gL	MS	F	p
Maré	1	6500284	2,49	<0,05
Estação sazonal	3	1011798	16,01	>0,001
Maré x Estação sazonal	3	833567	2,05	<0,10
Erro	22	406028		

confiança de 18 793 e de 38 778) ou $1{,}923^{-05}$ kg m^{-2}. Considerando o valor médio de cada poliqueta registado para o ano em análise de 0,0120 kg, o total de indivíduos capturados foi de 2419865 (com um erro-padrão de 865410 e intervalos de confiança de 544717 e de 3937126) o equivalente a 0,0016 ind m^{-2}.

DISCUSSÃO

No primeiro ano amostrado, os valores médios obtidos nas unidades de esforço não foram influenciados por qualquer variável. No entanto, no ano analisado posteriormente, as diferentes amplitudes de maré e a interacção amplitude de maré - estação sazonal, exerceram uma influência significativa. Contudo, nos dois anos analisados, manteve-se a mesma tendência de valores mais elevados em marés vivas do que em marés mortas, facto associado à maior área exposta e durante mais tempo. Em concordância nos dois anos, estão os valores mais elevados no Verão. Nesta estação encontramos mais mariscadores nos bancos de maré, dos quais amadores e turistas, que aos fins-de-semana, praticam esta actividade, com o consequente aumento das unidades de esforço.

Os valores médios das capturas por unidade de esforço, para o primeiro ano, foram influenciados significativamente pela estação sazonal e amplitude de maré, com valores elevados para as marés vivas. Estes resultados são consistentes com a maior biomassa individual de zonas menos exploradas, apenas disponíveis em marés de grande amplitude, reflectindo melhores condições para o crescimento individual (*e.g.* menor perturbação). Assim, o valor mais baixo foi registado no Inverno, que por inferência estará relacionado com menos biomassa individual, devido a condições ambientais menos favoráveis ao crescimento dos indivíduos. No entanto, ao analisarmos o segundo ano amostrado foi observado um aumento considerável das capturas por unidade de esforço relativamente ao mesmo período do ano anterior, nas duas condições de amplitude de maré. Apesar do aumento registado nas marés vivas, o mais interessante revela-se no aumento das capturas por unidade de esforço durante as marés mortas, com valores consideravelmente mais elevados no Verão e Primavera. De modo a esclarecer a origem destas diferenças, foram efectuadas entrevistas a vários mariscadores. Podemos constatar que o valor de primeira venda do casulo em marés mortas é mais elevado. O preço de venda aumenta por se tratar de um produto perecível, ou seja, com curto período de utilização após a sua captura, cerca quatro dias; e em períodos de marés mortas não existirem grandes volumes capturados. Portanto, esta actividade torna-se mais rentável durante as marés mortas, impondo um ritmo de trabalho superior, tendo em conta o menor tempo de exposição dos bancos de maré. Foi igualmente apurado que durante a Primavera e o Verão existe uma maior procura de mercado por este item.

Todo este panorama reflecte-se nos valores de capturas médias diárias. No ano de 2001/2002, registamos valores mais elevados em marés vivas e no Verão, à excepção de valores mais elevados durante as marés mortas no Inverno. Apesar de os valores de capturas por unidade de esforço serem mais elevados em 2007/2008, o valor médio das capturas diárias é comparativamente mais baixo neste ano, devido ao baixo valor das médias diárias das unidades de esforço.

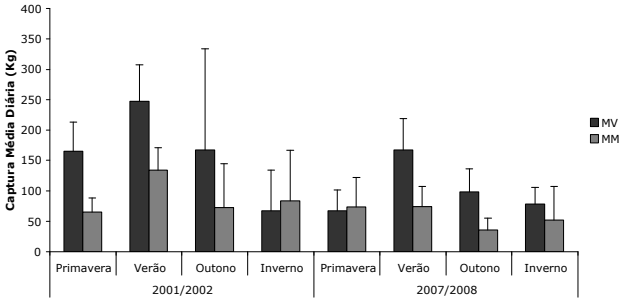


Figura 5: Valores médios diários das Capturas Diárias, numa combinação de estação sazonal e amplitude de maré. As linhas mostram o erro padrão. MV-Maré Viva; MM-Maré Morta

Os bancos do Canal de Mira suportam uma elevada produção biológica, com um total de capturas anuais de *D. neapolitana* registadas de 45 e de 29 ton ano^{-1}. Apesar de não existirem referências oficiais do valor económico desta espécie, podemos estimar o valor comercial na primeira venda. No ano de 2001/2002, o valor da primeira venda foi de cerca de 327000 € ano^{-1}, enquanto que em 2007/2008, este foi consideravelmente mais baixo, cerca de 224000 € ano^{-1}. A diferença no valor económico nos dois anos analisados deveu-se essencialmente à diferença no total anual capturado, o que reflecte um baixo incremento do valor comercial deste item, com valores registados, do primeiro para o segundo ano, de 0,075 e de 0,0925 € por indivíduo, respectivamente. No entanto, a falta de legislação e regulamentação tornam difícil estimar o valor comercial total da venda deste poliqueta, ou seja, desde o real valor da primeira venda até ao consumidor final. Por entrevistas aos mariscadores e consumidores, sabemos da existência de diversos intermediários fazem escalar o preço a valores de 2,5 € por 20 indivíduos (0,125 € ind^{-1}), nas imediações da Ria de Aveiro, ou, em zonas como o sul de Portugal ou Espanha, a 5 € por 10 indivíduos (0,50 € ind^{-1}).

Podemos afirmar que o Canal de Mira foi menos produtivo no segundo ano analisado, devido essencialmente à redução nas unidades de esforço (Figura 3). Nas várias entrevistas no campo constatámos que alguns mariscadores, nas marés vivas, preferiam outros locais de exploração a norte do Canal de Mira (*e.g.* Torreira ou a Murtosa); outra razão apontada prende-se com o facto de vários mariscadores de casulo terem abandonado a actividade devido a melhores políticas sociais (*e.g.* rendimento mínimo garantido).

No Canal de Mira, existem três tipos de mariscadores: os profissionais, que fazem desta actividade a única fonte de

Tabela 2: Resultados da ANOVA de duas vias para o efeito da Estação sazonal e amplitude de maré nas capturas por unidades de esforço, para os dois anos analisados

2001/2002	gL	MS	F	p
Maré	1	0,001403	5,19	<0,05
Estação sazonal	3	0,000995	3,68	<0,05
Maré x Estação sazonal	3	0,000290	1,07	>0,30
Erro	21	0,000271		

2007/2008	gL	MS	F	p
Maré	1	0,000007	2,36	<0,10
Estação sazonal	3	0,000803	0,02	<0,05
Maré x Estação sazonal	3	0,000127	0,37	<0,50
Erro	16	0,000340		

rendimento; os semi-profisionais que trabalham nesta actividade a par com outra profissão; e os ocasionais que capturam isco para uso próprio (*e.g.* para pesca recreativa) (CUNHA *et al.*, 2005).

De acordo com a legislação existente em Portugal a exploração de isco é permitida a pessoas autorizadas por uma licença, que descrimina a actividade e os items que podem ser capturados. Contudo, em anos anteriores a 2005 não existe registo da emissão de licenças para a mariscagem de quaisquer items, nas três capitanias com legislam a exploração na Ria de Aveiro (Aveiro, Porto e Figueira da Foz). Considerando apenas as licenças para apanha de poliquetas diversos, na capitania do Porto não foi emitida nenhuma licença até 2008; na Figueira da Foz foi emitida apenas uma licença no ano de 2006 e em 2007. A capitania de Aveiro regista o maior número de emissão de licenças, com nove licenças para 2007, e 39 para o ano de 2008 (dados fornecidos pela Direção Geral das Pescas da Região Centro). Estes dados permitem-nos inferir uma crescente fiscalização e uma consequente diminuição de pessoas a praticarem esta actividade de forma ilegal.

No âmbito da regulamentação e investigação científica continuam a existir lacunas, quer para a protecção desta espécie, como no conhecimento dos impactos da técnica de captura. A exploração intensa e contínua dos bancos de maré aliada à inexistência de uma época de defeso e/ou a quantidades máximas de captura, pode, juntamente com a crescente pressão antropogénica, comprometer a produtividade, o valor económico e a sustentabilidade desta actividade na Ria de Aveiro.

CONCLUSÃO

Na Ria de Aveiro a sustentabilidade da mariscagem de *D. neapolitana* e a biodiversidade existente nos bancos de maré podem estar comprometidos.

Um programa de exploração sustentada bem sucedido só poderá ser implementado através da interligação do conhecimento dos ciclos de vida das espécies capturadas nos bancos da ria, da implementação de programas de monitorização que permitam conhecer e quantificar os totais explorados, e pelo conhecimento dos impactos negativos das diversas actividades de captura. Contudo, considerando as inúmeras famílias que dependem ou já dependeram das actividades de mariscagem, todos os estes parâmetros têm de ser analisados em consonância com o impacto desta actividade na economia das populações locais. Subjacente à comercialização da *D. neapolitana*, que além de providenciar sustento económico para os mariscadores, estão também os intermediários inerentes à comercialização (*e.g.* casas de venda e de comercialização de isco vivo) (CUNHA *et al.*, 2005).

Com este trabalho facilmente estimámos a produtividade de um item explorado na Ria de Aveiro. A metodologia descrita é passível de ser aplicada a várias espécies exploradas por mariscagem. Assim, a aplicação desta metodologia às várias espécies exploradas possibilitaria uma estimativa do valor comercial da mariscagem, fornecendo dados para a futura implementação de planos de exploração sustentada na Ria de Aveiro.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a toda a comunidade de mariscadores que tanto contribuíram para enriquecer este trabalho, não só no fornecimento de informações e dados, mas por todas as conversas em que ficamos a conhecer as suas vidas e preocupações para o futuro. Em especial, quero agradecer ao Sr. Campanhã, mariscador profissional de casulo, o seu empenho e ajuda nas amostragens.

Ao Sr. Manuel Soares, Presidente da APARA, que me concedeu várias entrevistas que nos ajudaram a compreender a realidade da exploração comercial dos recursos naturais da Ria de Aveiro.

LITERATURA CITADA

AMBROSE, W.G., DAWSON, M., GAILEY, C., LEDKOVSKY, P., O'LEARY, S., TASSINARI, B., VOGEL, H. e WILSON, C., 1998. Effects of baitworm digging on the soft-shelled clam, *Mya arenaria*, in Maine: Shell damage and exposure on the sediment surface. *Journal Of Shellfish Research,* 17**,** 1043-1049.

ANDERSON, F.E. e MEYER, L.M., 1986. The interaction of tidal currents on a disturbed intertidal bottom with a resulting change in particulate matter quantity, texture and food quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 22**,** 19-29.

BROWN, B. e HERBERT WILSON, W., 1997. The role of commercial digging of mudflats as an agent for change of infaunal intertidal populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 218**,** 49-61.

CONTI, G. e MASSA, F., 1998. Esperienze di allevamento del polichete *Diopatra neapolitana (*Delle Chiaje 1841), nella laguna di S. Gilla (Sardenha Meridional). *Biol Mar Medit,* 5**,** 1473-1480.

CRYER, M., WHITTLE, G.N. e WILLIAMS, R., 1987. The impact of bait collection by anglers on marine intertidal invertebrates. *Biological Conservation,* 42**,** 83-93.

CUNHA, T., HALL, A. e QUEIROGA, H., 2005. Estimation of the *Diopatra neapolitana* annual harvest resulting from digging activity in Canal de Mira, Ria de Aveiro. *Fisheries Research,* 76**,** 56-66.

DIAS, J. 2001. *Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics.* 288.

DIAS, J.M. e LOPES, J.F., 2006. Calibration and validation of hydrodynamics, salt and heat transport models for the Ria de Aveiro lagoon (Portugal). *Journal of Coastal Research,* SI 39**,** 1680-1684.

EFRON, B., TIBSHIRANI, R. e TIBSHIRANI, R.J., 1993. *An introduction to the bootstrap*, Chapman & Hall/CRC.

HOENIG, J.M., ROBSON, D.S., JONES, C.M. e POLLOCK, K.H., 1993. Scheduling Counts in the Instantaneous and Progressive Count Methods for Estimating Sportfishing Effort. *North American Journal of Fisheries Management,* 13**,** 723-736.

HOWELL, R., 1985. The effect of bait-digging on the bioavailability of heavy metals from surficial intertidal marine sediments. *Marine Pollution Bulletin,* 16**,** 292-295.

LUÍS, A., GOSS-CUSTARD, J.D. e MOREIRA, M.H., 2002. The feeding strategy of the dunlin (*Calidris alpina* L.) in artificial and non-artificial habitats at Ria de Aveiro, Portugal. *Hydrobiologia,* 475-476**,** 335-343.

MOREIRA, M.H., QUEIROGA, H., MACHADO, M.M. e CUNHA, M.R., 1993. Enviromental gradients in Southern Europe estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal. Implications for softh bottom macrofauna colonization. *Neth. J. Aqua. Ecol.,* 27**,** 465-482.

OLIVE, P.J.W., 1993. Management of the exploitation of the lugworm *Arenicola marina* and the ragworm *Nereis virens* (Polychaeta) in conservation areas. *Aquatic Conservation-Marine And Freshwater Ecosystems,* 3**,** 1-24.

OLIVE, P.J.W., 1999. Polychaete aquaculture and polychaete science: a mutual synergism. *Hydrobiologia,* 402**,** 175-183.

POLLOCK, K.H., HOENIG, J.M., JONES, C.M., ROBSON, D.S. e GREENE, C.J., 1997. Catch Rate Estimation for Roving and Access Point Surveys. *North American Journal of Fisheries Management,* 17**,** 11-19.

POMBO, L., REBELO, J. e ELLIOTT, M., 2007. The structure, diversity and somatic production of the fish community in an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Hydrobiologia,* 587**,** 253-268.

QUEIROGA, H., CUNHA, M., CUNHA, A., MOREIRA, M., QUINTINO, V., RODRIGUES, A., SERÔDIO, J. e WARWICK, R. Year. Marine biodiversity: patterns and processes, assessment, threats, management and conservation. *In:* 38th European Marine Biology Symposium, 8-12 September 2003 2006 Aveiro, Portugal

SOKAL, R. e ROHLF, F.J., 1981. *Biometry: The Principles and Pactice of Statistics in Biological Resarch*, W. H. Freeman and Company, New York.

Estudo da Evolução do Valor Económico dos Ecossistemas Aplicado à Ria de Aveiro

J.V. Silva [a], Z. S. Mustricu [b], L. Sousa [a], F. L. Alves [a]
[a] CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar
Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193 Aveiro
{joao.vasco, lisa, malves}@ua.pt
[b] Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193 Aveiro
Email: z.mustricu@ua.pt

SUMÁRIO

Os estuários são locais de elevado valor ecológico, social e também económico. Nos últimos vinte anos o património natural e cultural da Ria de Aveiro têm vindo a sofrer um crescente aumento de pressão por parte das diversas actividades humanas que nela se desenvolvem. No entanto, também nos últimos anos, na zona estuarina da Ria têm-se vindo a intensificar as acções/ intervenções no sentido da mitigação destas pressões promovendo a preservação, requalificação e valorização de algumas das áreas mais sensíveis do ponto de vista económico, social e ambiental. O presente estudo constitui uma primeira abordagem nesta temática e analisa as transformações do uso do solo que decorreram desde 1990 até 2006. Apresenta-se ainda os resultados obtidos num exercício prospectivo com base num cenário de alterações climáticas e subida do nível médio do mar que iria modificar radicalmente os usos do solo nas áreas adjacentes do sistema estuarino. Este estudo foi elaborado no sentido de averiguar quais as perdas efectivas nos ecossistemas naturais da uma área da Ria de Aveiro e a sua possível tradução em termos económicos, considerando o potencial que os valores dos serviços prestados pelos ecossistemas podem ter no sentido de informar a decisão política destacando os benefícios de uma gestão sustentável destes. O estudo da alteração dos usos do solo foi realizado com base na cartografia digital dos levantamentos do projecto *CORINE Land Cover*, em ambiente SIG/ArcGIS. A atribuição de valores económicos aos ecossistemas foi elaborada com base em metodologias desenvolvidas e amplamente validadas, em sistemas estuarinos internacionais. Os resultados desta investigação mostram que as transformações ocorridas na área de estudo têm aumentado o seu valor económico.

PALAVRAS CHAVE: *Estuário do Vouga; valoração económica; serviços e funções; perdas de ecossistemas*

INTRODUÇÃO

A valoração económica dos bens e serviços prestados pelos ecossistemas foi, e ainda é, rodeado de um elevado grau de discussão e incerteza no que diz respeito ao modo como se faz afectação de um determinado valor, económico a um bem e/ou serviço do ecossistema. Esta circunstância, assume particular significado, quando utilizada num exercício prospectivo (médio e longo prazo) e, tendo em conta o valor económico que lhes pode ser atribuído pelas gerações futuras, caso estes continuem apresentar significativos graus de delapidação, por razões naturais ou antropogénicas.

Esta preocupação encontra-se, claramente, reflectida nas diversas interpretações publicadas sobre o conceito global de Desenvolvimento Sustentável (WCED, 1987). Em 1991, o conceito de desenvolvimento sustentável foi interpretado pelo *World Wide Fund for Nature (WWF),* pelo *United Nations Environment Programme (UNEP)* e pela *International Union for Conservation of Nature (IUCN)*, como sendo a capacidade de melhorar a qualidade de vida humana dentro da capacidade de carga dos ecossistemas que a suportam (WWF, 1991; IUCN, 1991; UNEP 1991).

O conceito de serviço prestado pelo ecossistema ainda é relativamente recente e o desafio prende-se com a mudança da sua noção no sentido de lhe dar uma perspectiva mais antropogénica e de o tornar mais conhecido dotando-o de ferramentas de valoração para esses serviços. A noção de "serviços ecológicos" ou "serviços de ecossistemas" tem vindo a ser abordada desde o início da década de oitenta (EHRLICH and EHRLICH, 1981).

A contribuição dos serviços ecológicos dos ecossistemas e o *stock* de capital natural, respectivo, constituem factores críticos para o correcto funcionamento do planeta, de uma forma directa e indirecta, uma vez que estes representam uma parte significativa do valor económico do planeta (MCCAULEY, 2006). Segundo CHEE (2004), os serviços prestados pelos ecossistemas podem ser considerados como equivalentes ao "capital natural", conceito este largamente utilizado nas teorias económicas e, em particular, na economia ambiental. Reconhece-se ainda que os serviços prestados pelos ecossistemas tendem a ser considerados como 'públicos', sem direitos jurídicos de propriedade, sendo raramente internalizados nas análises económicas (CHEE, 2004). Por outro lado, e de acordo com diversos autores (CHEE, 2004; GROOT, 2005; MCCAULEY, 2006), os bens e serviços prestados pelos ecossistemas são considerados como tendo um valor menor, devido à sua difícil comparação económica com os serviços com valor no mercado, e por isso passível de ser desprezado, na definição de estratégias de planeamento, ordenamento e gestão territorial.

De facto, quando analisando com detalhe o seu real 'valor', enquanto contributo para o bem-estar da Humanidade, constata-se que os serviços prestado pelos ecossistemas são fundamentais pois são eles a base de toda a actividade humana. Vários estudos foram elaborados nas últimas décadas no sentido de estimar o valor dos ecossistemas, tendo por base os benefícios que eles prestam à sociedade e ao ambiente, em geral.

Estas tipologias de estudos baseiam-se, essencialmente, em cinco aspectos: tornar os valores potenciais dos serviços dos

ecossistemas mais visíveis; estabelecer, no mínimo, uma primeira abordagem relativamente à magnitude dos serviços globais prestados pelos ecossistemas; constituir uma metodologia para análises futuras; identificar as áreas onde é necessário haver mais investigação; estimular o debate e a pesquisa sobre a temática em causa (COSTANZA, 1997).

Relativamente às consequências na vida humana decorrentes das alterações feitas nos ecossistemas o documento '*The Millennium Ecosystem Assessment'* (MEA), apresenta um dos primeiros estudos efectuados e estabelece uma classificação dos serviços dos ecossistemas (MEA, 2005). Contudo, a classificação organizada por serviços de suporte, de regulação, de produção; e culturais, não abrangem todos os propósitos. É então necessário determinar uma definição funcional que permita estabelecer comparações entre vários estudos, politicas, contextos em diferentes dimensões de tempo e espaço (BOYD, 2007; BARBIER, 2007). A definição proveniente do MEA classifica os serviços dos ecossistemas como os benefícios que a população pode obter através deles, incluindo itens fora do âmbito ecológico como os valores culturais, recreativos e espirituais. Autores como BOYD (2007) e BANZHAF (2007), destacam ainda o papel da comunidade científica na transmissão da informação para a comunidade civil. Apesar do grande interesse em redor do conceito de valoração económica dos ecossistemas nas últimas décadas o seu desenvolvimento e a sua aplicação ficam aquém do esperado uma vez que ainda não se encontram desenvolvidas sistemas operacionais de apoio à decisão com base na valoração dos ecossistemas. O '*Ecosystem Services Framework'* (ESF), destaca a importância a longo prazo do serviço de Produção dos ecossistemas no que diz respeito ao bem-estar humano e no combate à pobreza. É necessária uma gestão correcta e adequada de um ecossistema para garantir as suas funções vitais, como: a de regulação climática; o fornecimento de água potável; a produção de alimentos; a protecção em caso de catástrofes naturais; e o recreio, entre outros (HOLDREN and EHRILCH 1974; WESTMAN 1977; DAILY 1997; BALMFORD *et al*. 2002; TURNER *et al*. 2003; MEA, 2005).

O valor do serviço de um ecossistema é um conceito que tem vindo a ser frequentemente usado nas novas tendências para medição do bem-estar humano. O termo "valor" introduzido por COSTANZA (2000) refere-se à contribuição de uma acção ou objecto para um objectivo ou meta específica. Os valores económicos podem ser quantificados através da valoração económica dos ecossistemas que, quando devidamente aplicado, devem ser usados para complementar os métodos convencionais (HOWARTH *et al*., 2002). Para os bens e serviços prestados pelos ecossistemas que são alvo de trocas de mercado, e cujos preços não se encontram distorcidos, os preços pelo qual são trocados podem ser usados como indicadores económicos do seu valor. Contudo, a maioria dos bens e serviços prestados pelos ecossistemas não tem um preço de mercado estabelecido e o seu preço tem de ser determinado através do valor marginal dos seus serviços (CHEE, 2004). As teorias económicas distinguem vários métodos de determinação de valores marginais, entre eles: a Valoração Contingente (VC), que retrata a disponibilidade dos consumidores para pagar por uma alteração na sua qualidade ambiental, tendo por base um mercado hipotético.

Através da exclusão de dados referentes à sustentabilidade ecológica e à distribuição equitativa, os estudos de valoração económica dos ecossistemas apresentam-se como factores importantes ao nível da micro e da macro-economia (HOWARTH *et al*., 2000). A informação fornecida para os dois níveis é usada no sentido de enriquecer os processos institucionais bem como ajudar na construção de sistemas de indicadores para avaliar o bem-estar humano e a sua sustentabilidade.

De acordo com o relatório do MEA (2005), a valoração económica apresenta dois grandes benefícios. Em primeiro lugar constitui um factor importante no reconhecimento da importância das diferentes actividades económicas que dependem das funções dos ecossistemas auxiliando no desenvolvimento de planos de gestão. Em segundo lugar, apresenta-se como uma ferramenta válida no auxílio à conservação dos ecossistemas. O acto de valorar economicamente um ecossistema faz com que este seja melhor percepcionado pela população, em geral, realçando a sua contribuição para a sua preservação. Em ambos os casos a valoração monetária apresenta-se como um elemento complementar de elevada importância na avaliação de outros parâmetros qualitativos de funções dos ecossistemas que nem sempre têm um valor monetário (TEEB, 2008).

Contudo, o processo de valoração económica dos ecossistemas, dos seus serviços e funções, está envolto em alguma controvérsia. Existem autores que defendem que valores sociais implicados nos sistemas ambientais não deveriam ser reduzidos a valores monetários (SAGOFF, 1988), e que as quantificações elaboradas deveriam ser extremamente claras e perceptíveis (PEARCE, 1993). COSTANZA *et al* (1997) argumentava que os serviços prestados pelos ecossistemas podiam ser avaliados em trinta e três triliões de dólares americanos/ano, o que excedia o rendimento mundial, na época. Tal facto evidenciava uma sobrevalorização da disponibilidade de pagamento por um determinado serviço. Este autor referia ainda que o cálculo do valor económico dos ecossistemas incluía, tanto os valores referentes aos serviços directos dos ecossistemas, como aos benefícios indirectos reflectidos na produção de bens de mercado.

METODOLOGIA

Relativamente às metodologias a adoptar num estudo de valoração económica dos ecossistemas existe um significativo consenso entre vários autores sobre as principais fases a seguir, no sentido de se encontrar uma estimativa de valor ecossistemas, que seja suficientemente robusta e eficaz (CHEE, 2004; TEEB, 2008)

Existem, pelo menos três tipos de abordagens que se podem equacionar. É assim necessário escolher uma metodologia de avaliação apropriada, seja esta de análise de impacto, de valoração parcial dos ecossistemas ou, da sua valoração total. O método de análise por avaliação de impacto adequa-se a um estudo que tenha por objectivo o estudo dos efeitos de um factor externo específico, sobre um ecossistema. No caso de testar identificado um ecossistemas específico o método a adoptar deve consistir numa valoração parcial. Na situação em que o estudo abrange uma área, onde existem vários ecossistemas, e que tenha como objectivo primordial a definição de uma estratégia de desenvolvimento ou de conservação, a abordagem a fazer deve ser do tipo da valoração total.

Após a escolha do método de valoração a utilizar deve-se passar para uma segunda fase composta por vários passos: i) definição da área, as suas fronteiras e suas áreas envolventes; ii) identificação e hierarquização dos componentes, funções e atributos dos ecossistemas presentes; iii) identificação dos usos dos ecossistemas de forma obter a informação necessária para a sua valoração monetária.

O processo é então concluído com uma valoração do potencial económico e a implementação do método de estimação mais apropriado (BARBIER *et al*., 1997).

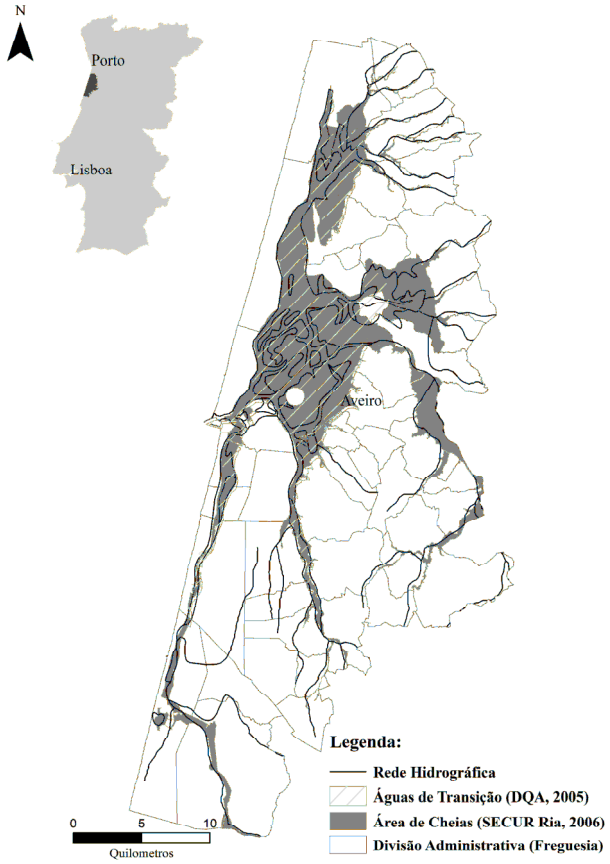


Figura 1: Área de estudo (Base cartográfica: ARH Centro, CAOP e Estudo SECURia)

No presente caso e considerando que o estudo pretende ser uma primeira abordagem a esta temática e a sua integração num cenário futuro em que a probabilidade de ocorrência de eventos de cheia poderão vir a ocorrer com maior frequência, optou-se por utilizar o método de valoração total dos ecossistemas presentes na área de estudo – Ria de Aveiro e áreas adjacentes. O trabalho iniciou-se com a delimitação territorial da Área de Estudo (AE) (Figura 1).

Para tal foi sobreposta a área definida pela Directiva Quadro da Água (DQA), como águas de transição para a zona da Ria de Aveiro, a informação proveniente do estudo efectuado no âmbito do SECUR-Ria, da Associação de Municípios da Ria (DAO/UA, 2006) referente à área de máxima cheia entre 1857 e 2005, e a informação proveniente da Carta Administrativa Oficial de Portugal 2010 (CAOP 2010). Este processo deu origem a um território de análise que abrange uma área de 184,5km^2, contendo porções de áreas de 47 freguesias pertencentes a 9 municípios diferentes.

Os mapas de uso e ocupação do solo utilizada são originários da base de dados cartográficos do *CORINE Land Cover* (CLC), implementado com o objectivo de desenvolvimento de um sistema de informação sobre o estado do ambiente, a nível europeu (CAETANO *et al.,* 2005). Esta inclui informação precisa e detalhada sobre a ocupação/ usos do solo nos anos de 1990, 2000 e 2006, para o território nacional. Relativamente às especificações técnicas, importa referir que estes conjuntos de dados geográficos encontram-se à escala 1:100000, respeitando a unidade mínima cartográfica (UMC) de 25ha, e um espaçamento entre linhas de 100 m. Importa ainda salientar que em face da unidade mínima cartográfica utilizada, impõem-se algumas reservas técnicas na análise dos resultados, pois não foram cartografadas as alterações de zonas isoladas com áreas inferiores à UMC (PAÍNHO E CAETANO, 2006). Esta circunstância poderá ser particularmente relevante na área de estudo (Ria de Aveiro).

A nomenclatura utilizada, explicada por BOSSARD *et al.* (2000), foi pensada para ser útil em planeamento e ordenamento do território dividindo-se em 3 níveis hierárquicos de detalhe. Adoptando o método utilizado por Pinto (2008) no estudo de definição de um sistema de apoio à gestão das zonas costeira, no trecho Ovar –Mira em que explica, através de CAETANO *et al*. (2001), que a passagem do nível mais detalhado para um menos detalhado se consegue através da generalização por categorização, que promove a eliminação do detalhe pela agregação de categorias mais genéricas. O nível 1 apresenta o menos detalhe, descrevendo cinco mega-classes de ocupação/ uso do solo, seguindo-se o nível 2, de detalhe intermédio que assume quinze classes e, por último, o nível 3 que sugere 44 tipologias de ocupação do solo. Para o presente estudo não foi utilizado o nível 3.

O sistema de coordenadas utilizado na definição do padrão de tipologias de uso do solo difere no período analisado. Assim, têm-se o sistema Lisboa Hayford Gauss IGEOE para os anos de 1990, 2000 e o sistema de coordenadas *European Terrestrial Reference System* 1989 Portugal Tranverse Mercator 2006 (ETRS 1989 Portugal TM06). Esta diferença no sistema de coordenadas implicou a necessidade de se proceder à transformação dos sistemas de coordenadas de forma a obter-se uma uniformização.

Seguidamente procedeu-se à comparação entre os três períodos temporais recorrendo aos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), de forma a identificar as alterações do uso do solo, no sentido de reconhecer que tipologia de ocupação sucedeu à anterior.

Além das alterações reais ocorridas ao uso de solo, foi ainda considerado um cenário futuro decorrente de eventuais alterações climáticas onde se prospectiva uma forte alteração da área de estudo, em particular das áreas adjacentes ao plano de água da Ria. No que respeita às transformações de uso de solo, assumiu-se que a área anteriormente referida como águas de transição passaria a plano de água permanente e a diferença de área entre esse polígono e o polígono de cheias anteriormente referido passaria a ser uma área sujeita.

Posteriormente foi feita uma pesquisa bibliográfica com o incidência em estudos sobre a temática dos ecossistemas naturais, as suas funções e o seu valor económico de forma a estabelecer correspondências entre as tipologias de uso de solo e as tipologias de ecossistemas presentes na área possibilitando assim identificar a alteração dos ecossistemas e o seu valor inerente ao longo de período do estudo.

ÁREA DE ESTUDO

A Ria de Aveiro é uma lagoa costeira situada na costa Norte de Portugal. Apresenta uma forma irregular com uma largura máxima de 10 km e um comprimento máximo de 45km (DIAS 2001).

A morfologia da Ria de Aveiro é fortemente influenciada pelas marés que faz com que a sua área varie entre um mínimo de 66 km^2 até um máximo de 85 km^2 (DIAS, 2001).

A Ria apresenta-se como um elemento fundamental de desenvolvimento da região em termos económicos, sociais e culturais. Integra, no seu território marinho e terrestre um conjunto diversificado de actividades de elevada importância económica como a actividade portuária, a pesca comercial, a aquicultura, a agricultura e, ainda, a produção de sal. Este território oferece ainda condições naturais para a prática de várias actividades ligadas ao turismo e ao lazer, sector este que tem vindo a ser, nos

últimos anos, alvo de um acentuado crescimento no que respeita aos desportos náuticos e ao turismo da natureza.

Do ponto de vista da conservação da natureza e biodiversidade a Ria de Aveiro apresenta um valor excepcional a nível local, regional e nacional. A fauna e flora existente são vastas e diversificadas tendo esta circunstância estado na base da sua classificação como Zona de Protecção Especial no âmbito da Directiva 'Aves' (Directiva 79/409/CEE).

Em síntese, a área objecto do presente estudo é caracterizada pela dinâmica morfológica e pela sua condição favorável ao desenvolvimento simultâneo de processos naturais e antropogénicos (ALVES *et al.*, 2000).

A AE inclui áreas de 47 freguesias (Angeja, Aradas, Avanca, Beduído, Bunheiro, Cacia, Canelas, Eirol, Eixo, Esgueira, Fermelã, Fonte de Angeão, Gafanha da Boa Hora, Gafanha da Encarnação, Gafanha da Nazaré, Gafanha do Carmo, Glória, Ílhavo, Mira, Murtosa, Nariz, N. Sª de Fátima, Oiã, Oliveirinha, Ouca, Ovar, Palhaça, Pardilhó, Ponte de Vagos, Praia de Mira, Requeixo, Salreu, Santo André de Vagos, Santo António de Vagos, S. Jacinto, S. João, Sosa, Torreira, Vagos, Válega, Veiros e Vera Cruz), pertencentes a 9 municípios, a saber: Albergaria-a-Velha, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Mira, Murtosa, Oliveira do Bairro, Ovar e Vagos. Corresponde a uma área aproximada de 184,5km^2 que representa cerca de 10% da NUT III Baixo Vouga Lagunar.

Análise aos Padrões do Uso do Solo

Na Figura 2 podemos observar a percentagem de território ocupado pelos diferentes usos do solo segundo o primeiro nível hierárquico do CLC, para os anos de 1990, 2000 e 2006, respectivamente.

A análise dos dados revela um crescimento contínuo dos territórios artificializados, dos planos de água e das zonas húmidas. Por outro lado existe uma diminuição das áreas de florestas e áreas naturais e semi-naturais e, nas áreas agrícolas e agro florestais.

Uma vez identificadas as tendências de alteração do uso do solo pelo nível hierárquico superior do CLC importa agora identificar quais foram as transferências dos usos, ou seja, que tipologia sucedeu à anterior, quantificá-las e espacializá-las.

Transferências do Uso do Solo

Na figura 3 podem ser observadas as transferências do uso do solo desagregado ao segundo nível hierárquico do CLC: Tecido Urbano (TU); Indústria, Comércio e Transportes (ICT); Áreas de Extracção de Inertes, Áreas de Deposição de Resíduos e Estaleiros de Construção (AEI); Culturas Temporárias (CT); Pastagens Permanentes (PP), Áreas Agrícolas Heterogéneas (AAH), Florestas (F); Florestas Abertas, Vegetação Arbustiva e Herbácea (FVH); Zonas Descobertas e com Pouca Vegetação (ZDPV); Zonas Húmidas Interiores (ZHI); Zonas Húmidas Litorais (ZHL); Águas Interiores (AI) e Águas Marinhas e Costeiras (AMC).

Recorrendo a software de SIG representaram-se os usos de solo dos três períodos em análise e as suas alterações de 1990 para 2000 e de 2000 para 2006. Tendo em conta os reduzidos valores anteriormente verificados, relativamente à percentagem de território alterado ao longo dos três períodos, apenas se mostra um zoom de uma área exemplificativa onde essa alteração tenha ocorrido. Na figura 4 pode-se observar a alteração ocorrida na envolvente da área do Porto de Aveiro, os mapas apresentados retratam o uso do solo em 1990, as alterações decorridas de 1990 a 2000 e as alterações de 2000 para 2006.

Analisando as áreas e as modificações no uso do solo, e comparando os dois períodos, pode-se verificar que o número de permutas entre tipologias de uso do solo no período de 1990 a 2000 foi maior do que no período de 2000 a 2006. No entanto, a área total das alterações ocorridas no período entre 1990 e 2000 corresponde a 1,2% dos 18450ha da AE. As alterações sucedidas de 2000 para 2006, são superiores às observadas no período entre 1990 e 2000, em quase o dobro, situando-se nos 2.1%. É de salientar ainda a alteração ocorrida de Florestas Abertas, Vegetação Arbustiva e Herbácea para Pastagens Permanente, no período de 2000 a 2006, uma vez que a percentagem desta alteração é superior à soma de todas as alterações constatadas no período de 1990 a 2000 (Tabela 1 e 2).

Ecossistemas, Serviços e Funções

Como foi referido anteriormente os ecossistemas apresentam um conjunto de serviços que, por sua vez, apresentam uma serie de funções. De acordo com *o Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) os ecossistemas exercem diversas funções dos podem ser alocadas aos principais serviços por eles prestados. Assim, poder-se-á ter: i) serviços de regulação (qualidade do ar; clima; erosão; tratamento de água; doenças; polinização; catástrofes naturais, armazenamento de água; e gás); ii) serviços de produção (alimentos; recursos genéticos; medicina natural; bioquímicos; farmacêutica; ornamentais; habitação; navegação; e energia); iii) serviços de suporte (fotossíntese; produção primária; ciclo de nutrientes; ciclo da água) e ainda, iv) serviços de cultura (diversidade, valores espirituais e religiosos, sistemas de conhecimento, valores educativos, inspiração, estéticos, sociais, herança cultural, recreio e ecoturismo).

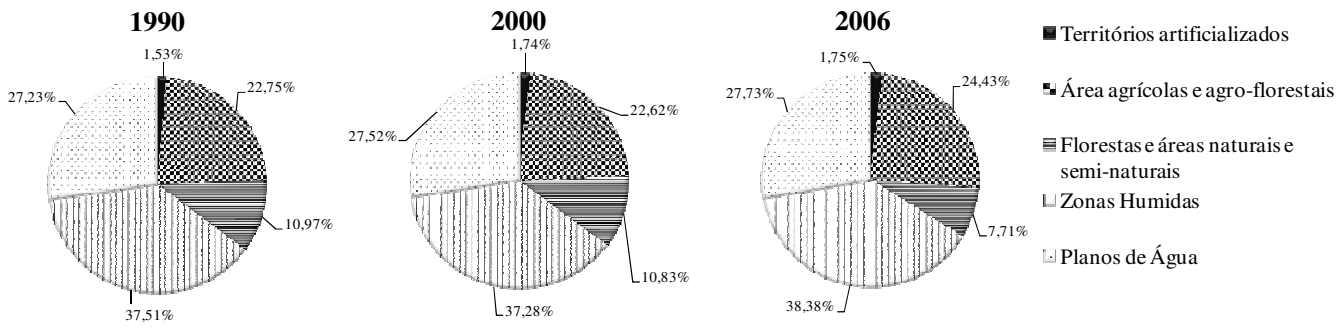


Figura 2: Distribuição de classes dos usos do solo para os anos de 1990, 2000 e 2006

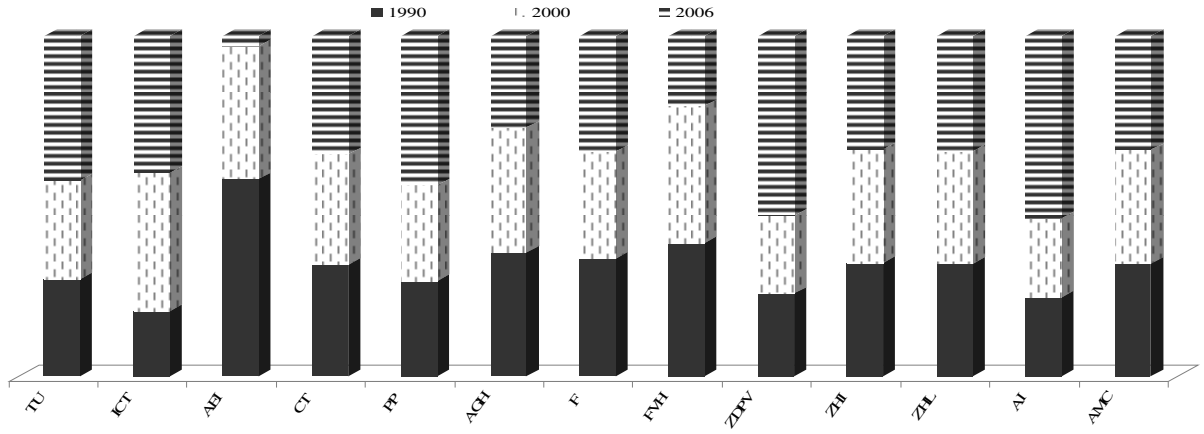


Figura 3: Transferências ocorridas nos usos do solo, desagregado ao Nível 2 do CLC

A Ria de Aveiro apresenta-se como uma Zona Húmida e, para efeitos de comparação com a bibliografia pesquisada, foram identificados treze ecossistemas diferentes, anteriormente mencionados, baseados no segundo nível hierárquico do CLC.

Valor Económico

Vários autores como Costanza (1997), KRIEGER (2001), GROOT (2002), e RAHEEM (2009) têm tentado estimar valores monetários para os bens e serviços dos ecossistemas através de diversos métodos. Contudo, e devido à falta de dados, o estabelecimento de valores para todas as categorias definidas no *Millennium Ecosystem Assessment*, tem-se mostrado tarefa difícil. Os primeiros resultados relevantes na estimação de valores para ecossistemas foram elaborados por COSTANZA *et al*. (1997) cuja classificação e valores têm sido amplamente utilizados. Os estudos que se sucederam na procura de resultados mais exactos têm-se debruçado sobre preços para diferentes conjuntos de serviços que medem a disponibilidade de aceitação, por parte da sociedade, de uma compensação em caso de perda desse mesmo serviço, ou sobre a disponibilidade em se pagar a continuidade ou o aumento do serviço prestado pelo ecossistema, em causa. O método denominado *Contingent Valuation* (CV) é outra das técnicas utilizadas. Este método baseia-se em sondagem (inquéritos), onde a população é inquirida sobre a sua disponibilidade em pagar por um serviço prestado por um ecossistema, num determinado cenário, através de uma descrição do serviço e funções que o ecossistema presta. O resultado obtido através dos inquéritos é utilizado para estimar o valor dos serviços dos ecossistemas.

No presente estudo foram usados os valores definidos por COSTANZA *et al*. (1997) para calcular o valor dos ecossistemas presentes na AE (estuário). A escolha da utilização dos valores de 1997 prende-se, sobretudo, por este apresentar um conjunto de valores mais completos, relativamente à AE.

Tabela 1: Alteração de tipologia entre 1990 e 2000

Classes de Uso do Solo		Área(ha)	% da área total
AEI	ICT	40,7	0,220
	AMC	5,5	0,030
CT	ICT	2,4	0,013
	AAH	12,7	0,069
	ZHL	20,3	0,110
AAH	TU	1,5	0,008
	ICT	2,6	0,014
F	TU	≈0	≈0
	ICT	1,4	0,007
	AEI	13,6	0,074
	CT	2,7	0,014
	FVH	45,5	0,246
FVH	ICT	9,3	0,050
ZDPV	FHV	2,2	0,012
ZHL	AEI	1,7	0,009
	AMC	41,8	0,226
AMC	ICT	11,8	0,064
Totais		215,7	1,2

Tabela 2: Alteração de tipologia entre 2000 e 2006

Classes de Uso do Solo		Área(ha)	% da área total
AEI	FVH	13,552	0,073
	ICT	1,080	0,006
	MC	1,047	0,006
AAH	ICT	4,653	0,025
F	AEI	0,008	0,000
	FVH	27,730	0,150
	ZDP	0,775	0,004
FVH	TU	0,379	0,002
	PP	335,439	1,813
	F	3,498	0,019
AMC	ICT	1,990	0,011
Totais		390,152	2,109

Figura 4: Representação do uso do solo em 1990 na envolvente da área do Porto de Aveiro e alterações ocorridas para os períodos de 1990 a 2000 e 2000 a 2006

Os valores foram mantidos sem qualquer actualização uma vez que aquando da tentativa de actualização verificou-se que autores como KRIEGER (2001), MARTÍNEZ *et al* (2007), RAHEEM *et al.* (2009) e BRENNER *et al*. (2010) continuam a usar os valores calculados por COSTANZA *et al.* (1997).

De salientar ainda que, segundo a valoração efectuada por COSTANZA *et al*. (1997), os ecossistemas urbanos, TU, ICT e AEI são considerados como tendo valor económico nulo.

Tabela 3: Correspondência entre tipo de ecossistemas e preço por ha/ano.

Tipo de Ecossistema segundo COSTANZA *et al.* (1997)	Tipo de Ecossistema CLC	Preço por ha/ano (€)
Urban	TU	0
Urban	ICT	0
Urban	AEI	0
Cropland	CT	65
Grass/ Rangelands	PP	165
Cropland	AAH	65
Forest temperate/ Boreal	F	215
Gras / Rangelands	FVH	165
Floodplains/ Swamps	ZDPV	13933
Floodplains / Swamps	ZHI	13933
Tidal marsh / Mangroves	ZHL	7109
Lakes / Rivers	AI	6047
Estuaries	AMC	16247

Na tabela 3 podem ser observadas as correspondências efectuadas entre as designações de COSTANZA *et al*. (1997) e as designações do CLC tendo por base o trabalho desenvolvido por ALVES *et al* (2009), bem como o seu valor em euros por hectare/ano. A taxa de câmbio utilizada considera que 1 euro corresponde a 1,4053 dólares americanos.

Na tabela 4 podem ser analisadas as áreas existentes para os diversos ecossistemas presentes na AE. Considerando os valores apresentados anteriormente (Tabela 1, 2 e 3) obteve-se os valores finais para a totalidade da AE em cada período temporal analisado.

Assim, os resultados auferidos mostram que no ano de 1990 a AE apresentava um valor monetário, para os ecossistemas presentes, de cerca de 132,9 milhões de euros. Em 2000, estimou-se para a mesma área (AE) um valor de cerca de 133,4 milhões de euros, sendo que em 2006 a AE valeria cerca de 135,6 milhões de euros. Finalmente, considerando o cenário proposto, em que as áreas temporariamente inundadas, poderiam passar a áreas permanentemente cobertas por água, a Ria de Aveiro e áreas adjacentes, valeriam cerca de 161,9 milhões de euros.

Em face dos resultados obtidos, e numa primeira análise, pode-se afirmar que aplicação directa dos valores de Costanza *et al*. (1997), ao longo do período de análise para a AE tem vindo a aumentar, no que se refere ao seu valor económico (ecossistemas) embora a um ritmo lento. De 1990 para 2000 houve um crescimento de valor económico de apenas 0,4%, de 2000 para 2006 o crescimento observado foi de 1,6%. No caso da hipótese

teorizada se concretizar, o crescimento estima-se em cerca de 16,2%.

Tabela 4: Áreas por ecossistemas

Ecossistema	Área (ha) 1990	Área (ha) 2000	Área (ha) 2006	Área (ha) Cenário
TU	127,2	128,7	188,2	0
ICT	62,2	130,3	129,2	0
AEI	93,6	62,8	5,1	0
CT	2590,3	2557,5	2740,9	0
PP	706,6	706,6	1100,8	0
AAH	903,0	911,6	668,2	0
F	670,2	606,5	657,2	0
FVH	1323,2	1362,1	696,9	0
ZDPV	32,2	30,0	69,7	6378,5
ZHI	172,6	172,6	172,9	0
ZHL	6750,9	6709,3	6910,6	0
AI	29,3	29,3	67,7	12079,1
AMC	4996,3	5050,3	5050,1	0

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As zonas costeiras e estuarinas são, em todo o mundo, vistas como sendo alvo de uma pressão decorrente do desenvolvimento das sociedades. As trocas entre serviços de ecossistemas têm aumentado a produção de bens para os mercados em detrimento da perda de alguns serviços. Um dos actuais desafios centra-se na quantificação económica destas trocas de forma a melhorar a gestão das zonas costeiras e estuarinas. Tendo em conta que os valores dos ecossistemas e dos seus serviços não são constantes, no tempo, importa estabelecer uma abordagem que considere uma estimação de valores monetários dos mesmos, deve ser considerada.

Os sistemas ecológicos e sociais são complexos, dinâmicos e interligados, e nem sempre a acção humana internaliza, as consequências a curto e longo prazo, das suas acções nos processos de gestão. É necessário contabilizar as incertezas e as variações bem como as mudanças das tendências de mercado para estabelecer uma ordem de distribuição de custos e benefícios adequada. Os valores culturais, espirituais e estéticos são de grande importância bem como o estabelecimento de uma relação eficaz entre equidade e justiça. As instituições com competência na gestão das zonas costeiras deveriam adoptar também uma posição aberta na inclusão de novos tipos de informação nos seus processos de tomada de decisão.

O crescente conhecimento sobre a temática em causa pode tornar-se fundamental para melhorar a preservação de ecossistemas fundamentais e melhorar as tomadas de decisão no que respeita ao ordenamento do território.

Quando comparado o valor económico da AE para 2006, e tendo em conta que os valores se apresentam em função dos serviços prestado por ha/ ano, conclui-se que os 135,6 milhões de euros se configuram como um valor significativamente superior aos investimentos perspectivados, por exemplo, na valorização e preservação da Ria de Aveiro. O programa Polis Litoral para a Ria de Aveiro (PARQUEXPO, 2008) apresenta um orçamento para totalidade da área da Ria de Aveiro de 96 milhões de euros.

Tendo em conta os montantes disponíveis, na maioria das vezes limitados, para acções de protecção e valorização importa hierarquizar e priorizar as acções a serem tomadas. Os estudos de valoração económica dos ecossistemas deverão ser parte integrante dos processos de tomada de decisão de forma a optimizar os recursos económicos existentes preservando e valorizando os ecossistemas de maior valor.

Martínez *et al*. (2007) elabora uma análise mundial do valor das zonas costeiras. O valor por ele calculado para a costa Portuguesa é de 695,03 milhões de dólares. Neste estudo, com uma análise mais detalhada, os valores apresentados para uma área muito reduzida situam-se acima de uma centena de milhões de euros. Isto evidencia a necessidade de análises detalhadas e pormenorizadas, uma vez que a análise feita em larga escala pode levar a erros de valoração.

Outro factor importante a salientar relaciona-se com os valores identificados por COSTANZA *et al* (1997). Estes valores são meramente indicativos e seria necessário explorá-los, corrigi-los e actualiza-los, no sentido de se obter um valor económico real dos serviços e bens prestados pelos ecossistemas, na AE.

Considera-se assim que a aplicação de um estudo desta natureza a uma área do território nacional, deverá ser suportada por sondagens (inquéritos) que traduzam a realidade local, regional e nacional. Foram também identificadas alguns erros na cartografia usada, pelo que urge efectuar uma actualização dos usos e funções do solo (ex: mapeamento de habitats numa grelha menos que 25ha). Torna-se também necessária uma maior desagregação nas categorias de uso do solo e de ecossistemas de modo a aproximar as conclusões obtidas neste estudo à realidade da Ria de Aveiro e de outros locais similares.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi parcialmente financiado pela FCT e União Europeia (COMPETE, QREN, FEDER) no âmbito do projecto ADAPTARia – Climate Change Modelling on Ria de Aveiro Littoral - Adaptation Strategy for Coastal and Fluvial Flooding (PTDC/AAC-CLI/100953/2008)

LITERATURA CITADA

ALVES, F., ROEBELING, P., PINTO, P. and BATISTA, P., 2009. Valuing ecosystem service losses from coastal erosion using a benefits transfer approach: a case study for the central Portuguese coast. *In*: Pereira da Silva, C. (ed.*), Journal of Coastal Research*, Special Issue No 56, 1169-1173.

ALVES, F; MARTINS, F; FERREIRA, I; CUNHA, L; HERMOSO, J. and COELHO, C, 2000. European Life Project: a global strategy for the responsible use of a coastal lagoon. A case study from Portugal, Portugal, *Periodicum Biologorum*, Volume: 102. 385-390.

BALMFORD, A., BRUNER, A., COOPER, P., COSTANZA, R., FARBER, S., GREEN, R.E., JENKINS, M., JEFFERISS, P., JESSAMY, V., MADDEN, J., MUNRO, K., MYERS, N., NAEEM, S., PAAVOLA, J., RAYMENT, M., ROSENDO, S., ROUGHGARDEN, J., TRUMPER, K., TURNER, R.K. , 2002. Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* Vol. 297 no. 5583, 950-953.

BARBIER, E.B., 2007. Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy* 49, 178-229.

BARBIER E. B., ACREMAN M. and KNOWLER D., 1997. *Economic valuation of wetlands. A guide for policy makers and planners*. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland 143p.

BOYD, J., 2007. Nonmarket benefits of nature: what should be counted in green GDP. *Ecological Economics* 61 (4), 716-723.

BOYD J. and BANZHAF S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics*, 63, 616-612.

BRENNER J., JIMÉNEZ J. A., SARDÁ R. and GAROLA A., 2010. An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain, *Ocean & Coastal Management* 53, 27–38.

CHEE Y. E., 2004, An ecological perspective on the valuation of ecosystem services, *Biological Conservation*, 120, 549-565.

COSTANZA, R., 2000. Social goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3, 4-10.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R.S., FARBERK, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P. and BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387, 253-260.

DAILY, G. C. (Ed.), 1997. *Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC. 392 pp.

GROOT R. S., WILSON M. A. and BOUMANS R. M. J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, Ecological Economics, Special Issue No. 41, pp. 393-408.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. and DEKEYSER, I., 2001. Lagrangian transport of particles in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of the Earth* (B) 26, 721-727.

DAO/UA, 2006. Definição das condições de riscos de cheia para a área de intervenção da Associação dos Municípios da Ria (AMRIA). Universidade de Aveiro. Relatório Final, Aveiro, Portugal

EHRLICH, P.R., EHRLICH, A.H., 1981. Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. Random House, Inc., New York.

HOLDREN, J., EHRLICH, P.R., 1974. Human population and the global environment. *American Scientist* 62, 282-292.

HOWARTH, R.B., FARBER, S., 2002. Accounting for the value of ecosystem services. *Ecological Economics*, 41, 421-429.

KRIEGER D. J., 2001. *The economic value of forest ecosystem services: a review*. The Wilderness Society, Washington, D.C., 40p.

MCCAULEY, D.J.; 2006. Selling Out on Nature. *NATURE* 443, 27-28.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment.Washington, DC, Island Press, 245p.

PARQUEXPO, 2008. Ria de Aveiro intervenção de requalificação e valorização – Relatório final. Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Aveiro: Portugal. 199p.

PEARCE, D. W., 1993. *Economic Values and the Natural World*. The MIT Press, Cambridge, MA. 129 p.

RAHEEM N., TALBERTH J., COLT S., FLEISHMAN E., SWEDEEN P., BOYLE K. J., RUDD M., LOPEZ R. D., O'HIGGIN T., WILLER C., and BOUMANS R. M., 2009. *The economic value of coastal ecosystems in California*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/F-09/046, 43p.

SAGOFF, M., 1998. Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: a look beyond contingent valuation. *Ecological Economics*, 24, 213-230.

The World Conservation Union – IUCN, 1991. *Caring for the Earth: A Strategy for Sustainable Living*. Gland, Switzerland.

TURNER, R.K., PAAVOLA, J., COOPER, P., FARBER S., JESSANY, V., GEORGIOU, S., 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 46, 493-510.

WESTMAN, W., 1977. How much are nature's services worth?. *Science*, 197, 960-964.

WCED, 1987.Our Common Future,

Nunca mais voltas ao Cais? Percepções Sociais e Políticas sobre os Cais da Ria de Aveiro

F. Martins [a]; E. Figueiredo [b], H. Albuquerque [a] e M. Robaina[c]
[a] CESAM, Dep. Ambiente e Ordenamento
Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro
{filomena; helena.albuquerque}@ua.pt
[b] GOVCOPP, S.A. Ciências Sociais, Jurídicas e Políticas
Universidade de Aveiro, 3810 – 193 Aveiro
elisa@ua.pt
[c] GOVCOPP, Dep. Engenharia e Gestão Industrial
Universidade de Aveiro, 3810 – 193 Aveiro
mrobaina@ua.pt

SUMÁRIO

As comunidades existentes em torno da Ria de Aveiro sempre mantiveram com esta uma forte afinidade. Este ecossistema foi sempre utilizado como fonte de recursos, sendo que as populações mais ribeirinhas viviam em função do que a "Ria" lhes concedia – o sal, o moliço, a pesca, o transporte lagunar e mesmo a agricultura. Por esta razão, foram construídos vários cais de acostagem que serviam de suporte às diversas actividades que aí se desenvolviam. Com o desaparecimento/desvalorização de determinadas actividades, muitos destes cais foram perdendo a sua vitalidade, encontrando-se de momento em forte estado de degradação e contribuindo para o continuado abandono destas áreas que, por sua vez, tem implicações quer na estrutura socioeconómica das comunidades locais quer no próprio ecossistema. No sentido de recuperar e revalorizar os cais de acostagem, o programa *Polis Litoral Ria de Aveiro*, promoveu o *Estudo de Caracterização para o Reordenamento e Valorização dos Núcleos Piscatórios Lagunares,* focalizado sobre 22 cais dos municípios de Ovar, Estarreja, Murtosa, Aveiro, Ílhavo e Mira. Neste contexto foram analisados, a área de influência de cada cais, as actividades económicas e sociais presentes, bem como as potencialidades de desenvolvimento das actividades existentes.

PALAVRAS CHAVE: *Percepções sociais, Cais; Actividade piscatória, Potencialidades dos cais, Ria de Aveiro*

INTRODUÇÃO

A Ria de Aveiro é uma extensa e vasta área lagunar que se estende por um conjunto de dez municípios, desde Ovar, a Norte, até Mira, a Sul e para interior, Águeda, Albergaria-a-Velha e Oliveira do Bairro. É considerada *"(…) uma das maiores, mais expressivas e biologicamente mais significativas zonas húmidas litorais de Portugal*" (DGOTDU, 2004), tendo sido criada como Zona de Protecção Especial (código PTZPE0004), pelo Decreto-Lei n.º 384-B/99 de 23 de Setembro de 1999. As razões que levaram a esta classificação prendem-se com o facto da Ria de Aveiro ser a zona húmida de maior importância do norte de Portugal, nomeadamente para a conservação da avifauna aquática, funcionando como área de reprodução e alimentação para um largo número de espécies de aves (ICN, 2006a).

Para além das características naturais, a Ria de Aveiro desde sempre possibilitou a existência e desenvolvimento de diversas actividades económicas, designadamente a pesca, a apanha do moliço, o sal, o transporte lagunar e mesmo a agricultura. As condições favoráveis de navegabilidade e as actividades mencionadas implicaram a construção de vários cais de acostagem, que possuem actualmente, além da sua componente económica, um significado histórico e cultural para muitos núcleos populacionais ribeirinhos (Alves et. al, 2001). Com o desaparecimento e consequente desvalorização de determinadas actividades, muitos destes cais foram perdendo a sua vitalidade, encontrando-se actualmente, na sua maioria, em forte estado de degradação, situação que por sua vez, tem contribuído para o abandono destas áreas. Paralelamente, estas circunstâncias têm importantes implicações, quer na estrutura social e económica das comunidades locais, quer no próprio ecossistema.

Neste trabalho são analisados vinte e dois cais de acostagem/núcleos piscatórios, que integram seis dos munícipios que envolvem a Ria de Aveiro – Ovar, Estarreja, Murtosa, Aveiro, Ílhavo e Mira (figura 1). Esta análise foi efectuada no âmbito do 'Estudo de Caracterização para o Reordenamento e Valorização dos Núcleos Piscatórios Lagunares', do Programa Polis Litoral Ria de Aveiro (Alves et. al. 2010). O referido estudo foi desenvolvido no sentido de promover a recuperação e a revalorização dos cais de acostagem mencionados.

Neste sentido, procurou-se neste trabalho analisar, do ponto de vista socioeconómico, a área de influência de cada cais bem como averiguar as potencialidades de desenvolvimento das actividades neles ainda existentes. Para a análise são fundamentais os dados recolhidos (apesar da sua natureza exploratória), através de entrevistas às entidades políticas e de inquéritos por questionário a uma amostra dos utilizadores dos cais, com o objectivo de conhecer as suas percepções relativamente ao estado de conservação, à importância socioeconómica e cultural de cada cais, bem como de averiguar as suas principais necessidades e potencialidades de desenvolvimento. A integração, na análise e planeamento destas infraestruturas, de informação sobre as percepções sociais reveste-se de grande importância, num contexto, como o português, em que as opiniões, visões e necessidades das populações/utentes locais são muitas vezes negligenciadas. Por outro lado, estes actores sociais são aqueles que possuem um conhecimento prático e quotidiano daquelas infraestruturas e do seu estado de conservação, sendo por isso

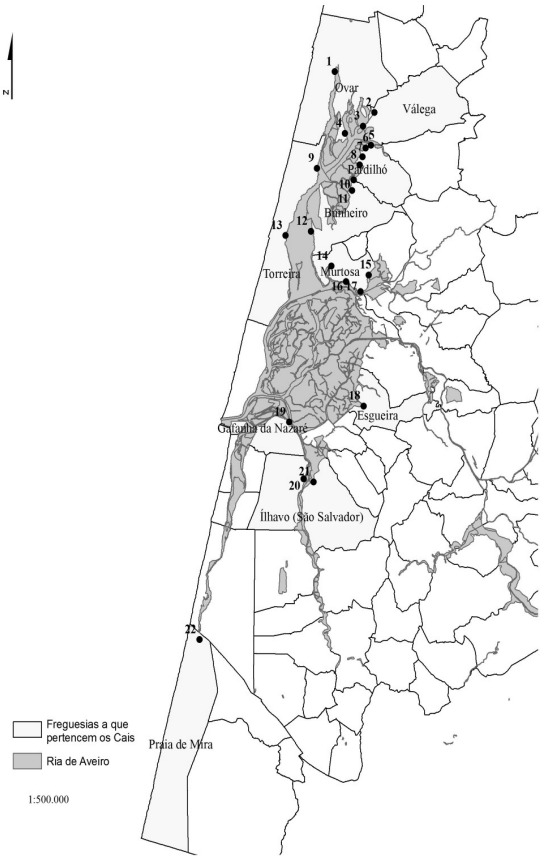


Figura 1: Localização dos Cais (**Legenda:** 1 – Cais da Pedra; 2- Cais do Puchadouro; 3 – Cais do Torrão; 4 – Cais da Tijosa; 5 – Cais do Nacinho; 6 – Cais da Tabuada; 7 – Cais das Bulhas; 8 – Cais da Ribeira da Aldeia; 9 – Cais dos Moliceiros das Quintas do norte; 10 – Cais das Teixugueiras; 11 – Cais da Boca da Marinha; 12 – Cais da Bestida; 13 – Porto de Abrigo da Torreira; 14 – Cais da Ribeira de Pardelhas; 15 – Cais da Cambeia; 16 – Cais do Bico; 17 – Cais do Chegado; 18 – Cais da Ribeira de Esgueira; 19 – Cais da Gafanha da Nazaré; 20 – Cais da Gafanha d'Áquem; 21 – Cais da Malhada; 22 – Cais do Areão) Fonte: Adaptado de: IGP (2009), UNAVE (2008), Alves et. al. (2010)

relevante ter acesso a esse conhecimento e integrá-lo adequadamente no planeamento.

Este trabalho inicia-se com uma breve nota histórica sobre os cais de acostagem que foram objecto de análise, assim como das principais actividades aí desenvolvidas. Seguidamente caracterizam-se os cais e a sua área envolvente, recorrendo às fontes estatísticas e bibliográficas disponíveis. Finalmente, analisam-se as percepções dos utilizadores dos cais e das entidades políticas. Com base nos dados recolhidos é possível concluir que a maior parte dos cais possui elevado potencial a nível económico, turístico e desportivo, mesmo se na actualidade possuam pouca ou nenhuma dinâmica.

BREVE HISTÓRIA DOS CAIS DA RIA DE AVEIRO E ACTIVIDADES

Durante séculos a economia da região lagunar da Ria de Aveiro esteve exclusivamente baseada na exploração dos seus recursos locais (Sarmento, 2005, p.207). As populações dos concelhos que rodeiam a Ria de Aveiro sempre mantiveram uma forte afinidade com este ecossistema, vivendo em função do que a Ria lhes concedia – a pesca, a recolha do moliço, bivalves e crustáceos, o sal, o tráfego lagunar e a agricultura. Ao longo dos séculos estas populações desenvolveram actividades agro-marinhas, em que a conjugação entre a pesca marítima e a lagunar associada à agricultura assegurava a base da economia doméstica. Segundo Sarmento (2005, p.208) "*nos séculos XII e XIII, a pesca marítima e a pesca fluvial estavam claramente diferenciadas (…)*"sendo no entanto exercidas em simultâneo com o trabalho agrícola. Segundo o mesmo autor, a evolução da morfologia costeira, sobretudo a partir do século XVI, provocou a decadência da pesca lagunar, levando a que muitos pescadores se dedicassem a esta faina no mar. Já no século XIX, após a abertura e fixação da barra (1808), as actividades lagunares registam um forte incremento, suscitando a necessidade de medidas de protecção dos recursos, como a instituição de um período de defeso (1868) e a regulação dos usos.

Ao longo dos séculos e até meados do século XX a Ria de Aveiro, funcionou como o mais importante eixo de comunicação entre as populações ribeirinhas, na ausência de grandes eixos rodoviários (a estrada que liga Ovar a São Jacinto foi construída em 1952, EN327). O vento e " *(…) os canais lagunares foram aproveitados para o transporte e deslocação entre as margens (…)*" (Sarmento, 2005, p.219) sendo rotineiras as travessias e comuns a associação entre habitações e bateiras nas margens da Ria. Este contexto dá lugar à criação de uma grande diversidade de embarcações e de cais e locais de acostagem.

No Regulamento da Ria, 1915 é referido que apenas "*os habitantes da Murtosa são verdadeiramente pescadores, tendo este modo de vida e conhecendo a arte – tanto os aparelhos como os hábitos, frequência, modos de captura de cada espécie, etc.*" (Nobre, et. al., 1915, pág. 98). Todos os outros habitantes ribeirinhos têm outras actividades, explorando "*(…) a pesca da ria como um recursos de que lançam mão, quando lhes escasseia o trabalho das suas ocupações principais, o que para todos sucede no Inverno. Há os mercantéis, os marnotos, os que se empregam no serviço de terra ou do mar das companhas da costa, os lavradores, etc."* (Nobre, et. al., 1915, pag. 98). No entanto Moreirinhas (1998, pág. 27) distingue quatro grandes grupos de comunidades piscatórias localizadas em toda a extensão de Ria de Aveiro: a) os núcleos piscatórios da Torreira, S. Jacinto e Costa Nova, onde os pescadores se dedicam "em exclusividade" (Moreirinhas, 1998) à actividade piscatória, quer na laguna, quer na região costeira limítrofe; b) os núcleos piscatórios a sul da Costa Nova (Vagueira, Areão e Mira) e a norte da Torreira, onde "(…) existe a prática de uma pesca costeira tradicional." (Moreirinhas, 1998); c) os núcleos piscatórios a nascente, nomeadamente na Murtosa (Cais da Béstida), em que os pescadores também exercem essa actividade em exclusivo; d) os núcleos piscatórios, também a nascente, mas da Gafanha da Encarnação, que praticam a actividade piscatória em complementaridade com outras actividades, tais como a agricultura e o trabalho em fábricas.

As estas comunidades estão associadas portos, cais ou simples locais de acostagem. Estas mesmas infra-estruturas sustentam funções sociais, culturais e religiosas das comunidades ribeirinhas.

CARACTERIZAÇÃO DOS CAIS E ÁREAS ENVOLVENTES

Dados Socioeconómicos

A partir dos dados socioeconómicos disponíveis ao nível dos concelhos e freguesias onde se situam os cais em estudo, é possível perceber a existência de uma relação positiva entre a taxa de desemprego dos concelhos e freguesias e a importância da pesca no conjunto da actividade económica dos mesmos. Analogamente, essa relação aparenta ser negativa, se relacionarmos a população activa com a importância da pesca. Isto significa, aparentemente que as zonas em que a pesca é uma actividade mais importante em termos económicos, são zonas em que se verifica mais desemprego, e possivelmente zonas mais pobres ou carenciadas. Por outro lado, nesses concelhos ou freguesias, verifica-se existir uma percentagem de população activa menor, logo, existe uma população constituída sobretudo por idosos, crianças e jovens.

Se analisarmos os dados relativos à estrutura etária, verificamos que os concelhos e freguesias, onde a pesca assume maior importância, são tendencialmente zonas onde a população é mais envelhecida. Pelo parágrafo anterior pode-se concluir que a menor percentagem de população activa se deverá à existência de uma maior percentagem de idosos. Convém também referir que, na generalidade dos concelhos onde se situam os cais, se verifica uma maior percentagem de pessoas cujo principal meio de vida são "pensões/reforma" e "a cargo da família", o que corrobora o que vimos anteriormente. Esta condição dá origem a uma menor intensidade de utilização e a menor investimento de manutenção das infra-estruturas de acostagem o que associado à degradação das condições de navegabilidade da ria potencia o abandono ou menor utilização de alguns desses cais.

Área de Influência

Para a generalidade dos cais analisados, a área de influência é local, concentrando-se na respectiva freguesia. No entanto existem cais em que a área de influência se estende a outros concelhos, como é o caso do Cais do Puchadouro, devido sobretudo à presença da associação de canoagem (Clube de Canoagem de Ovar), que tem uma influência alargada em muitas freguesias distantes e no concelho vizinho (São João da Madeira). O Cais da Ribeira da Aldeia de Cima tem uma área de influência essencialmente local, no entanto, e devido à actividade turística e recreativa, a área de influência é estendida pontualmente além freguesia, isto é, a nível nacional ou mesmo internacional (para os casos do caravanismo).

Relativamente à estrutura etária, a população dos cais analisados encontra-se sobretudo nos escalões etários entre os 20 e os 50 anos, apresentando uma estrutura maioritariamente adulta, observando-se tendência para o envelhecimento da população. Os Cais do Torrão e do Porto de Abrigo da Torreira apresentam uma população ligeiramente mais jovem. O Cais do Areão não possui qualquer tipo de utilização e nem quaisquer utilizadores, portanto a sua área actual de influência não existe. No entanto, e de acordo com as entrevistas realizadas, caso seja reabilitado e sejam exploradas as suas potencialidades, a sua área de influência potencial poderá ter uma estrutura etária também tendencialmente mais jovem do que a da generalidade dos cais analisados.

Caracterização

De uma forma geral, os cais estão inseridos em zonas rurais, entre campos agrícolas e áreas florestais. Surgem, no entanto, algumas excepções que enunciaremos a seguir. O Cais do Porto de Abrigo da Torreira, localiza-se na frente urbana ribeirinha, sendo limitado pela EN 327 ao longo da qual se encontra o aglomerado urbano. O Cais da Gafanha da Nazaré situa-se no Cais de Pesca longínqua, limitado pela estrada envolvente, onde se encontram vários armazéns. A área do Cais da Gafanha de Aquém é limitada pela estrada EM590, ao longo da qual se situam diversas habitações. A área do Cais da Malhada é limitada pela Via da Malhada, ao longo da qual se encontram habitações, próximo do aglomerado urbano e do centro da cidade de Ílhavo.

Os cais possuem boas localizações e boas acessibilidades terrestres, no entanto, na sua envolvente, o pavimento encontra-se geralmente degradado e é frequentemente inundado pelas marés. Pelo contrário verificámos que as condições físicas dos cais se encontram completamente degradadas, estando estes muito assoreados e não existindo qualquer tipo de equipamento nos cais. Quando existem equipamentos, estes são rudimentares, insuficientes e degradados. Ocorrem algumas excepções, como o caso do Cais da Bestida, que possui um porto de abrigo, incluindo uma rampa, uma plataforma flutuante, iluminação e painéis informativos sobre a avifauna existente, sendo todos estes equipamentos considerados suficientes. O Cais da Ribeira de Pardelhas tem uma razoável conservação física, com estruturas e equipamentos considerados suficientes, incluindo-se, o muro de suporte, o guincho, a rampa, estacaria, escadas, amarrações e iluminação. O Cais do Bico possui um parque de estacionamento, um parque de merendas, ambos arborizados, instalações sanitárias e placares informativos.

Considera-se que a maioria dos cais é suficientemente dimensionado. Excluem-se o Cais da Bestida (ao nível da plataforma flutuante), o Cais do Porto de Abrigo da Torreira e o Cais da Gafanha de Aquém, que se podem considerar subdimensionados.

Os aspectos naturais/ambientais dos vários cais analisados estão bem conservados, manifestando-se vestígios de alguma falta ou inexistência de serviços de limpeza. O assoreamento dos canais na proximidade da área dos cais é um grave problema, impedindo a boa navegabilidade e acessibilidade dos mesmos.

Actividades Presentes

A actividade principal dos cais é a pesca artesanal (com excepção do Cais do Areão, em que não existe qualquer actividade), contudo, ao longo das últimas décadas tem-se assistido a uma evolução negativa nesta actividade. Paralelamente, em todos os cais existe a actividade de observação da Natureza (paisagem, fauna e flora).

Para além disso, no Cais da Pedra e no Cais do Torrão existe pesca desportiva. No Cais do Puchadouro verifica-se a prática de actividades desportivas, nomeadamente canoagem, recuperação de barcos e actividade museológica, elaboradas pela Associação CENÁRIO, actividades de lazer associadas ao agregado familiar dos atletas do Clube de Canoagem de Ovar e promovidas pela associação CENARIO (duas vezes por ano, no cais, faz exposição de barcos antigos recuperados, assumindo-se como uma atracção muito visitada por essas alturas, quer por escolas quer por pessoas da freguesia e do concelho) e passeios autónomos de embarcações, no âmbito do recreio náutico. No Cais do Nacinho, no Cais das Bulhas e no Cais da Bestida existem também actividades de restauro e construção de barcos em madeira e também passeios autónomos com embarcações, no âmbito do recreio náutico.

No Cais da Ribeira da Aldeia de Cima estão presentes a prática de canoagem e ginásio da Secção de Canoagem da Associação Cultural e Recreativa (A.C.R.) Saavedra Guedes, a recuperação de barcos de madeira, um Café Snack/bar (entretanto encerrado), actividades de merendas promovidas pelos familiares dos atletas e por instituições como lar de terceira idade da Quinta do Resende e o Rancho Etnográfico de Pardilhó (que organizam também alguns eventos recreativos no cais), caravanismo e passeios autónomos de embarcações no âmbito do recreio náutico.

No Cais da Bestida existem actividades náuticas desportivas, caravanismo, actividades de recreio/lazer em família, passeios de barco moliceiro (sobretudo no Verão) e passeio autónomo de embarcação, no âmbito do recreio náutico.

No Cais da Ribeira de Pardelhas existem actividades relacionadas com a Associação dos Amigos da Ria e do Barco Moliceiro, das quais se destaca a recuperação de barcos tradicionais de madeira e passeios turísticos em barco tradicional. Existe ainda um Café / snack-bar e actividades de lazer associadas ao usufruto do espaço de merendas aí existente, ao passeio de famílias, grupos e pessoas isoladas, e a passeios turísticos e de lazer da Associação dos Amigos da Ria e do Barco Moliceiro. Verificam-se ainda passeios autónomos de embarcações, no âmbito do recreio náutico e caravanismo.

No Cais do Bico existem actividades de restauração (Café Snack/bar "O Moliceiro", Restaurante "O Bico"), actividades náuticas desportivas (como a vela, canoagem esporádica), actividades de turismo associadas ao caravanismo e de recreio e lazer (passeios de barco moliceiro e passeio autónomo de embarcação, no âmbito do recreio náutico).

No Cais dos Moliceiros das Quintas do Norte: temos/são praticadas ainda actividades desportivas e culturais pontuais (Regatas de Moliceiros durante as festas da Torreira e passeio autónomo de embarcações, no âmbito do recreio náutico)

No Cais de Esgueira, uma vez por ano a ACREMA (Associação Cultural e Recreativa de Mataduços) organiza a um concurso de pesca, promovendo também alguma actividade de canoagem pontual. Podemos afirmar pelo que foi dito atrás que ao contrário de décadas anteriores não são apenas os recursos naturais (pesca, moliço, sal, marisqueio) mas também os serviços ecológicos e ambientais, os valores paisagísticos e as funções sociais e culturais daí decorrentes os principais motores de utilização actual dos cais

PERCEPÇÕES DOS UTILIZADORES E ENTIDADES POLÍTICAS

Nota metodológica e breve caracterização dos inquiridos

Como se referiu na introdução, a análise das percepções sociais acerca de determinadas infraestruturas e intervenções, tem-se assumido crescentemente como relevante, essencialmente quando se trata de integrar o conhecimento dos diversos actores num planeamento e gestão de equipamentos mais eficaz. Assim, neste trabalho considerámos relevante, para além da utilização de informação de tipo documental (estatística e institucional), a realização de entrevistas a diversos agentes políticos e administrativos e de inquéritos por questionário aos vários utilizadores dos cais. Esta informação foi recolhida e analisada, como mencionado anteriormente, para averiguar os usos dos cais nas suas mais diversas dimensões (sociais, económicas, culturais), assim como as visões sobre o estado de conservação (física e ambiental) e ainda acerca das potencialidades apresentadas por cada cais para o desenvolvimento de actividades já existentes e/ou a criar.

Foram realizadas dezassete entrevistas semi-estruturadas, das quais doze a presidentes das juntas de freguesia e a representantes e técnicos das Câmaras Municipais onde se encontram localizados os cais considerados e cinco a representantes de associações culturais, desportivas e recreativas que têm interesse ou são utilizadores dos cais. Estas entrevistas tinham como objectivo conhecer a opinião dos entrevistados relativamente à utilização, avaliação e importância de cada um dos cais.

Foram realizados 109 inquéritos por questionário aos diversos utilizadores dos cais (tabela 1). A amostra foi construída tendo em conta os vários usos dos mesmos – pesca, desporto e recreio/lazer – com base num trabalho prévio de reconhecimento e levantamento, quer das actividades, quer dos utilizadores presentes.

De salientar que a distribuição apresentada na tabela 1 não pode ser considerada representativa dos utilizadores dos cais, essencialmente devido à ausência de dados objectivos que permitissem um correcto conhecimento sobre as suas características. Deste modo, a análise apresentada reveste-se de um carácter exploratório. Em alguns cais (Pedra, Torrão, Areão, Tabuada, Boca da Marinha, Ribeira de Pardelhas, Cambeia, Moliceiros das Quintas do Norte e Ribeira de Esgueira) não foram realizados questionários, devido à inexistência ou a um muito reduzido número de utilizadores.

O tipo de utilizador mais frequente destes cais é o pescador artesanal, sendo que aparece referido pelos entrevistados em 19 dos 22 cais. Destes 20 cais, 9 apenas apresentam este tipo de utilizador, segundo os entrevistados, sendo eles: Cais da Pedra; Cais da Tijosa; Cais da Tabuada; Cais das Bulhas; Cais das Teixugueiras; Cais da Boca da Marinha; Cais do Porto de Abrigo da Torreira; Cais da Gafanha da Nazaré; e Cais da Gafanha de Aquém. Nos restantes, além dos pescadores artesanais surgem utilizadores de recreio e lazer, turistas, de desportos náuticos ou pesca como *hobby*/pesca desportiva.

Tabela 1: Distribuição dos Inquéritos, por cais e tipo de inquirido

Cais	Tipo de Inquirido			Total
	Pescador	Atleta	Recreio e Lazer	
Tijosa	0	0	1	1
Puchadouro	2	7	0	9
Nancinho	2	0	0	2
Bulhas	3	0	1	4
Ribeira da Aldeia de Cima	4	4	8	16
Teixugueiras	0	0	1	1
Bestida	12	0	1	13
Bico	13	0	0	13
Chegado	2	0	0	2
Porto de Abrigo da Torreira	30	0	0	30
Gafanha da Nazaré	5	0	0	5
Gafanha D'Aquém	8	0	1	9
Malhada	4	0	0	4
Total	85	11	13	109

A maioria dos indivíduos que responderam ao questionário possui entre 35 e 54 anos (40,4%), sendo que existem algumas variações por cais. Assim, no cais da Bestida encontramos predominantemente utilizadores com 65 ou mais anos, enquanto nos cais do Puchadouro e Porto de Abrigo da Torreira se verifica um predomínio dos inquiridos mais jovens. Esta divisão etária é coincidente com as actividades mais frequentemente praticadas

em cada cais. Em termos de escolaridade, a maior parte dos inquiridos possui o 2º ciclo do Ensino Básico (ou equivalente) (35,8%). Apenas no cais do Puchadouro, onde os atletas são predominantes, se verifica a existência de indivíduos com o Ensino Superior.

Dos inquiridos, 73,4% exerce uma actividade económica, 13,8% reformados e respectivamente 8,3% e 2,8% são estudantes e desempregados. Cruzando estes dados com a profissão principal dos inquiridos, observamos o claro predomínio dos *pescadores por conta própria* (54,1%), situação que é mais visível nos cais da Gafanha d'Aquém, Porto de Abrigo da Torreira, Bestida e Bico e que configura uma utilização dos cais como fundamental para a sobrevivência dos indivíduos e dos seus agregados familiares. 78% dos inquiridos declara rendimentos mensais do agregado familiar inferiores a 1000 €. No entanto, apenas para 15,3% o rendimento gerado pela actividade desenvolvida nos cais (a pesca) corresponde à totalidade dos rendimentos do agregado familiar. Para 40% dos indivíduos essa contribuição é inferior a 10%, revelando um proveito económico muitíssimo reduzido. Apesar disto, 62,4% atribui aos cais muita relevância precisamente devido à sua natureza de fonte parcial ou principal dos rendimentos familiares.

A maior parte dos indivíduos inquiridos (72,5%) utiliza como embarcação a bateira, seguida da lancha e da canoa (ambas com 12,8%). Obviamente que estes dados se relacionam estreitamente com o tipo de actividade desenvolvida nos cais, pelos inquiridos. Assim, como podemos ver na figura 2, a larga maioria dos inquiridos utiliza os cais para a pesca. No Cais da Gafanha d'Aquém e Porto de Abrigo da Torreira esta é aliás a única actividade presente. O recreio apresenta níveis ligeiramente superiores no cais da Gafanha da Nazaré e as actividades desportivas são predominantes no cais do Puchadouro. De salientar que uma escassa percentagem de utilizadores (menos de 2%) usa os cais para outras actividades para além da principal.

De acordo com as entidades entrevistadas, em 19 dos 22 cais é praticada a actividade de pesca artesanal (figura 3), o que revela a importância que estes cais possuem para as comunidades locais, quer em termos económicos, quer sociais. É também referido em 10 dos cais a existência de actividades ligadas ao lazer e recreio, nomeadamente a realização de merendas, observação de aves e a simples contemplação da paisagem. Destaca-se ainda a prática de desportos náuticos no Cais do Puchadouro e da Ribeira da Aldeia de Cima. Por fim, verifica-se que apenas um dos cais analisados (Areão) não apresenta qualquer tipo de utilização.

A utilização dos cais assume uma natureza muito prolongada

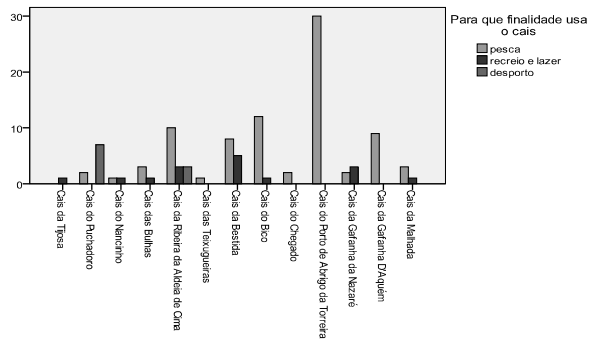


Figura 2: Tipo de utilização, por cais (n.º)

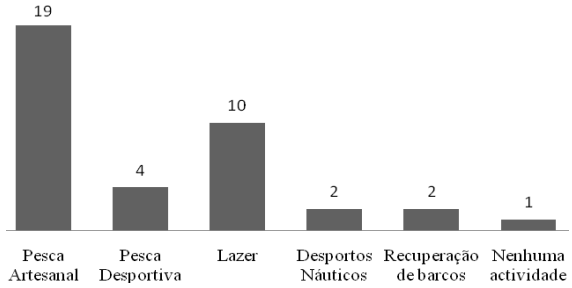


Figura 3: Principais actividades praticadas nos cais, segundo os entrevistados

para uma boa parte dos inquiridos. Efectivamente, 51,4% utiliza o cais há mais de 10 anos e 26,6% entre os 5 e os 10 anos. Paralelamente, 59,6% dos indivíduos faz uma utilização muito intensa dos cais (diariamente), situação que é mais evidente nos cais onde a actividade piscatória é mais relevante (Porto de Abrigo da Torreira, Bico e Bestida).

Avaliação da Localização e Estado de Conservação dos Cais

Nas entrevistas foi questionada qual a área de influência de cada um dos cais, sendo que a maioria dos entrevistados respondeu que esta se restringe à freguesia onde o cais se encontra. No entanto, no cais da Pedra, do Puchadouro, da Ribeira de Pardelhas, do Bico, do Chegado, da Cambeia, da Ribeira de Esgueira e da Gafanha da Nazaré, esta área de influência, segundo os entrevistados, estende-se para todo o concelho. Alguns dos inquiridos referem mesmo que a área de influência dos cais não é maior devido ao estado de degradação em que estes se encontram, pois se apresentassem melhores condições, seriam muito mais atractivos.

Em termos globais, também a maior parte dos inquiridos (93,6%) aponta a boa localização dos cais, por referência à proximidade com a sua residência e à acessibilidade, tanto em termos da facilidade como do estado de conservação dos acessos.

A mesma avaliação positiva não é feita quando nos referimos ao estado de conservação física (das infraestruturas e equipamentos

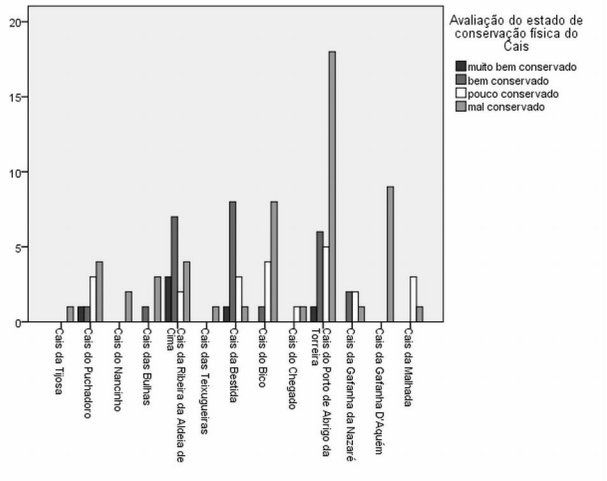


Figura 4: Avaliação do estado de conservação física dos cais (n.º)

existentes) dos cais. Assim, como se pode observar na figura 4, a maioria destaca a má ou insuficiente conservação física (70,6%).

São os utentes dos cais do Porto de Abrigo da Torreira, Gafanha d'Aquém, Bico, Puchadouro, Ribeira da Aldeia de Cima e Bestida que, com maior nitidez, aponta o mau ou insuficiente estado de conservação física destas infraestruturas, sendo as principais razões o *estado de degradação total* e o *assoreamento*. Consequentemente, não é surpreendente constatar que como intervenções a realizar, os indivíduos apontem a *dragagem* dos cais e também *a requalificação geral dos cais* e o *levantamento de muros*, como as mais necessárias.

Atendendo a esta má avaliação dos cais em termos de conservação física, é surpreendente constatar que, no que se refere ao seu estado de preservação ambiental e natural, a maior parte (68,8%) dos inquiridos faz uma avaliação muito positiva, sendo que apenas 28% a caracteriza como negativa ou inexistente. Esta situação parece poder relacionar-se com a percepção da pouca interferência que os aspectos ambientais e naturais têm no desempenho das actividades realizadas nos cais, nomeadamente a pesca e ainda com uma visão dos aspectos ambientais como independentes da acção e das actividades humanas. Entre aqueles que classificam o estado de conservação ambiental como mau e/ou inexistente, a *poluição das águas* surge destacadamente como principal motivo. Consequentemente, a *limpeza geral dos cais* e (uma vez mais) a *dragagem* emergem como as principais intervenções a realiza.

Já na opinião dos entrevistados, foi referido que os cais apresentam um mau estado de conservação, relativamente à sua envolvente. Em 16 dos 22 cais analisados, os entrevistados consideraram que a envolvente se encontra em muito mau estado, sendo que apenas 3 consideraram o estado razoável e outros 3 consideraram o estado de conservação bom. Destaca-se que são os cais que apresentam uma grande utilização por parte de pescadores os que se encontram, na opinião dos entrevistados em bom estado (Cais da Ribeira de Pardelhas, Cais do Bico e Cais do Porto de Abrigo da Torreira). Identificam esta área envolvente como sendo "áreas muito sensíveis em termos de elementos naturais" e com enorme potencial, com "fauna e flora extraordinária, com patos bravos, galinhas de água, galeirões, narceja, garças, flamengos, corujas, coelhos bravos e outros". No entanto, a maior parte dos entrevistados evidencia a necessidade de se proceder a uma requalificação urgente, quer em termos naturais, quer em termos paisagísticos, já que, segundo referem, estas áreas oferecem um forte potencial atractivo.

A dimensão dos cais é um aspecto que não reuniu o consenso dos inquiridos. Assim, 55,3% refere que os cais se encontram bem dimensionados relativamente ao número de embarcações e utilizadores e 44,7% considera que a dimensão deveria ser aumentada. É nos cais do Porto de Abrigo da Torreira, Gafanha d'Aquém e Puchadouro que se concentram estes últimos inquiridos. Também os entrevistados não reuniram consenso relativamente a este aspecto. Em 5 Cais foi considerada dimensão boa, em 12 consideraram que se encontram suficientemente dimensionados e em 5 consideram ter uma dimensão insuficiente, nomeadamente os Cais do Porto de Abrigo da Torreira, dos Moliceiros das Quintas do Norte, da Gafanha da Nazaré, da Gafanha d'Áquem e da Malhada.

Avaliação das Necessidades dos Cais

Um dos objectivos dos questionários foi identificar as necessidades sentidas pelos utilizadores dos cais, para o desenvolvimento das suas actividades. De forma global, como

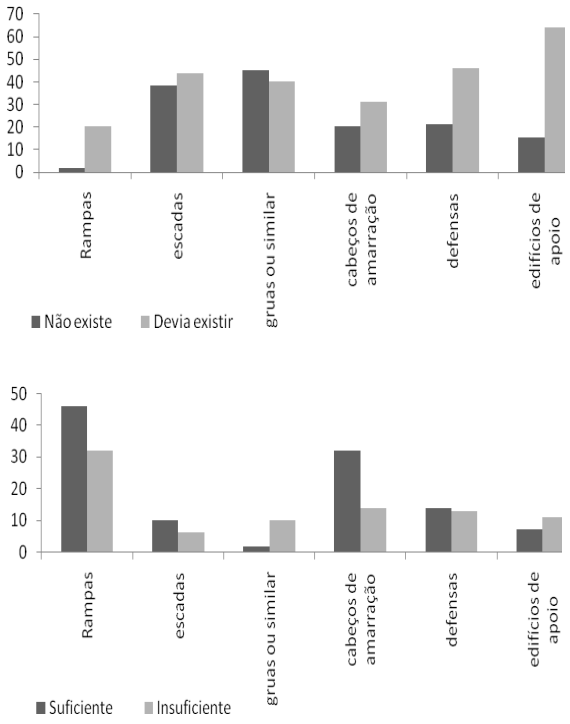


Figura 5: Existência e Suficiência de equipamentos nos cais (%)

mostra a figura 5 a maior parte refere que os cais não estão dotados de equipamentos suficientes.

Apenas nos cais do Bico, Bestida e Ribeira da Aldeia de Cima foram considerados suficientes os equipamentos existentes, como rampas, gruas e equipamentos de elevação similares. Também de um modo geral, nos restantes cais, para além dos equipamentos já mencionados foram referidos como insuficientes e necessários: edifícios de apoio, escadas, defensas e cabeços de amarração. Em percentagens muito modestas foram igualmente referidos os armazéns, balneários e iluminação.

A este respeito, foi referido pelos entrevistados que em 15 cais não existe qualquer tipo de equipamento/estrutura ou o que existe é muito rudimentar ou precário (Pedra, Tijosa, Torrão, Nacinho, Tabuada, Bulhas, Teixugueira, Boca da Marinha, Moliceiros das Quintas do Norte, Cambeia, Ribeira de Esgueira, Gafanha d'Aquém, Gafanha da Nazaré, Malhada e Areão). Nos restantes (Cais do Puchadouro, Ribeira da Aldeia, Bestida, Bico e Porto de Abrigo da Torreira), foram identificados alguns equipamentos/estruturas, tais como: plataformas flutuantes; muros de suporte; rampas; locais de amarração e, guincho. No entanto, os entrevistados apenas consideraram razoáveis os equipamentos/estruturas existentes no Cais da Ribeira da Aldeia e no Cais da Béstida. No Cais do Puchadouro, Bico e Porto de Abrigo da Torreira, foram considerados maus.

No que concerne a estruturas existentes e/ou necessárias nos cais, as maiores insuficiências relacionam-se com as estruturas flutuantes para acostagem e amarração das embarcações, as defensas e os muros (figura 6).

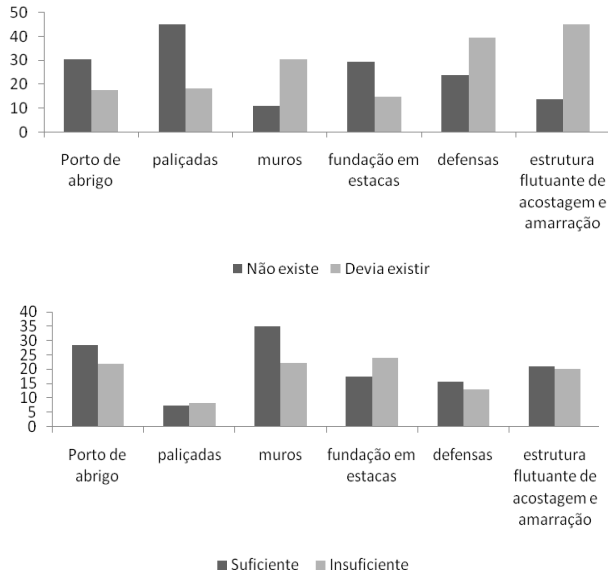


Figura 6: Existência e Suficiência de estruturas nos cais (%)

Uma vez mais, é essencialmente nos cais onde a actividade piscatória é mais frequente, intensa e relevante (Porto de Abrigo da Torreira, Bestida, Bico e Gafanha d'Aquém) que as necessidades em termos de equipamentos e estruturas são mais sentidas, quer em termos da sua insuficiência ou da sua inexistência.

Em relação às necessidades dos cais apontadas pelos entrevistados, é também visível a preocupação com a manutenção da actividade piscatória, nos cais onde essa actividade apresenta uma forte componente. Para tal, identificam como necessidades a criação de rampas, plataformas flutuantes, condições adequadas para a acostagem, requalificação das estruturas existentes, construção de armazéns de apresto e locais para selecção e lavagem de produtos da pesca. No entanto, também é notória a preocupação em criar condições para que estes locais se tornem mais atractivos para a prática de actividades turísticas e de lazer. Como exemplo, referem-se as necessidades apontadas para o Cais do Areão (único, como já foi referido, que não apresenta qualquer utilização): requalificação paisagística e das margens, criação de plataforma para observação de aves, e de um mini-museu ou apoio de pista ciclável.

Estes dados, em conjunto com os analisados na secção anterior, demonstram que se se pretender manter a pesca como uma actividade viva e relevante, tanto económica como social e culturalmente, na Ria de Aveiro, proporcionando assim a continuidade da tradição de ligação entre esta área lagunar e a vida das comunidades envolventes, dever-se-á proceder a intervenções nos cais de acordo com as necessidades e aspirações dos seus utilizadores. Essas intervenções devem ser, para os entrevistados, além das já referidas relativamente aos equipamentos/estruturas, executadas quer em termos de melhorias físicas (ex. requalificação dos muros de suporte, melhoria da navegabilidade, consolidação das margens e do canal), quer em termos naturais e ambientais (ex. desassoreamento, limpeza da envolvente, despoluição, arranjo paisagístico).

Avaliação da Relevância e Potencialidades dos Cais

Como temos vindo a referir, na maior parte dos 22 cais em análise, existe actividade piscatória que ainda assume importância económica para as comunidades envolventes, seja como actividade principal, seja como actividade complementar. Não é por isso surpreendente que 67,5% dos inquiridos apontem a pesca como uma das potencialidades a fomentar e a desenvolver. Também (embora com percentagens modestas) as actividades ligadas ao desporto e ao recreio são apontadas (figura 7).

É exactamente nos cais onde a pesca possui já actualmente maior importância, que os inquiridos reconhecem o seu potencial de desenvolvimento futuro, reforçando assim o desejo de manter uma actividade económica com longas tradições na área da Ria de Aveiro. Por outro lado, saliente-se que a *recolha de moliço*, outra actividade tradicional (e em acentuadíssimo declínio), é apontada somente por 6 (5,5%) inquiridos, todos eles do cais do Porto de Abrigo da Torreira.

Quando inquiridos, concretamente, acerca da relevância dos cais para actividades de natureza turística e recreativa, 62,4% dos indivíduos consideram que os cais apresentam potencialidades nestes domínios, particularmente no que se refere à pesca

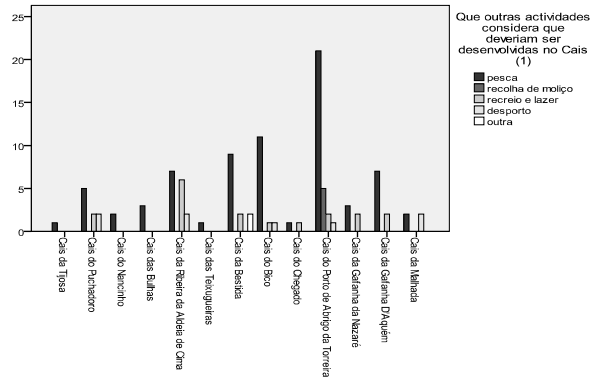


Figura 7: Potencialidades dos cais, por cais (n.º)

desportiva e aos passeios de barco, essencialmente se forem criadas condições para tal.

No mesmo sentido, os entrevistados referiram como grande potencialidade a desenvolver as actividades relacionadas com recreio/lazer e turismo. É também referido em 6 dos 22 cais que se deve desenvolver e potenciar as actividades desportivas, quer a canoagem, quer a pesca desportiva, quer outros desportos náuticos (nomeadamente, nos cais do Puchadouro, da Ribeira da Aldeia, dos Moliceiros das Quintas do Norte, da Ribeira de Esgueira e do Areão). No caso do Cais do Porto de Abrigo da Torreira é referido que apenas se deve potenciar e desenvolver a pesca artesanal, uma vez que este cais é e deve continuar a ser utilizado apenas pelos pescadores que aí exercem a sua actividade profissional.

Quanto às percepções sobre a relevância social e cultural dos cais, observa-se que a maior parte dos inquiridos não reconhece importância a estas infraestruturas neste domínio, designadamente no que se refere à sua utilização em eventos desportivos, festas e tradições das comunidades envolventes. Nos escassos casos em que essa relevância é reconhecida, salienta-se o uso dos cais para a realização de procissões e outras manifestações de carácter religioso e para as corridas de moliceiros e barcos de vela.

Em termos globais, a importância dos cais para as freguesias e localidades onde se inserem é inegável (96,3% dos inquiridos refere esta importância global). Mais uma vez, a função económica é apontada de forma clara e inequívoca como justificação (64,1%), aspecto a que se seguem (com percentagens bastante menos expressivas) a sua importância histórica e cultural e a sua potencial utilização para o desenvolvimento de actividades

turísticas. Da mesma forma, os entrevistados referiram que nos cais onde é praticada a pesca artesanal, é a importância económica associada a essa actividade, aquela que mais se destaca. Esta afirmação deve-se ao facto de muitas famílias destes locais viverem do rendimento que a pesca artesanal proporciona, pelo que necessitam da existência destas infra-estruturas para a sua sobrevivência, o que vem comprovar os dados obtidos nos inquéritos. No entanto, além da importância económica, é comummente referida pelos vários entrevistados, a importância social, cultural e histórica destes cais, apesar de estarem subaproveitados a este respeito.

Assim, parece evidente que os cais são percepcionados como importantes sobretudo pelo seu papel na actividade piscatória. É igualmente por referência a esta actividade e à sua relevância económica para as comunidades envolventes, que os inquiridos reconhecem potencialidades de desenvolvimento, sobretudo se as necessidades e problemas identificados forem alvo de intervenção, no sentido da sua solução e/ou minimização.

CONCLUSÕES

Verificou-se com este estudo que existem cais com diferentes dinâmicas associadas. No entanto na sua maioria os cais têm pouca ou nenhuma dinâmica, existindo alguns muito frequentados/utilizados pelos agentes, essencialmente locais. Entre estes podemos apontar o Cais da Ribeira da Aldeia de Cima, o Cais Porto de Abrigo da Torrreira, o Cais da Bestida ou o Cais da Gafanha de Aquém como alguns exemplos.

O potencial dos cais pode ser diferenciado entre (i) potencial para atractividade da região; (ii) potencial para protecção/valorização natural e ecológica; (iii) potencial para o desenvolvimento de recreio/lazer e turístico; (iv) potencial para o desenvolvimento de actividades desportivas; (v) potencial para o desenvolvimento sociocultural e (vi) potencial para o desenvolvimento económico. Constatou-se que a maioria dos cais tem elevado potencial aos diversos níveis, mesmo entre aqueles que no presente possuem pouca ou nenhuma dinâmica. Os potenciais mais evidentes entre os cais são o potencial para a protecção/valorização natural e ecológica e também o potencial para o desenvolvimento de recreio/lazer e turístico. Neste sentido evidencia-se por um lado a continuação da pesca como actividade predominante e cuja importância económica ao nível local leva a que os agentes pretendam a exclusividade de utilização nos cais de apoio. Por outro lado emergem novas potencialidades associadas à valorização das funções e serviços ecológicos da Ria e ao desenvolvimento / melhor aproveitamento dos valores naturais e paisagísticos da Ria, associados a novos estilos de vida em que o usufruto do tempo de lazer e recreio criam oportunidades de desenvolvimento de actividades quer sociais quer económicas que podem redimensionar a área de influência dos cais onde se desenvolvem.

AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem à entidade gestora do *Programa Polis Litoral Ria de Aveiro* a autorização para a utilização dos dados recolhidos no âmbito do *Estudo de Caracterização para o Reordenamento e Valorização dos Núcleos Piscatórios Lagunares.* Agradecem ainda aos alunos da Licenciatura em Ciências do Mar a colaboração na recolha de dados e ao Mestre Joaquim Reis a colaboração na recolha e análise de dados.

Agradecem ainda a todas as entidades que se disponibilizaram para a realização de entrevistas, bem como aos utilizadores dos cais que se disponibilizaram para responder aos inquéritos.

LITERATURA CITADA

ALVES, M. F., MARTINS, F., COELHO, C., FONSECA, H. 2001. Percursos a Integrar numa Rede de Corredores Verdes para a Ria de Aveiro – um Exercício de Planeamento, *Seminário Internacional sobre Corredores Verdes, CCRC, Coimbra, 18-19 Junho 2001*

ALVES, M. F., CABRAL, L., MARTINS, F. (coord.) 2010. *Estudos de Caracterização para o Reordenamento e Valorização dos Núcleos Piscatórios lagunares, no âmbito do Polis litoral Ria de Aveiro – Relatório Final,* Volume II, Estudo elaborado pela Universidade de Aveiro para a POLIS LITORAL Ria de Aveiro – Sociedade para a Requalificação e Valorização da Ria de Aveiro, S.A., 108p.

DGOTDU, 2004. *Contributos para a Identificação e Caracterização da Paisagem em Portugal Continental,* Volume 3, Lisboa, Portugal: Direcção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, pp. 139-146

ICN, 2006. *Plano Sectorial da Rede Natura 2000: Zonas de Protecção Especial – ZPE Ria de Aveiro*. Lisboa, Portugal: Instituto de Conservação da Natureza, 10p.

IGP. 2009. Carta Administrativa Oficial de Portugal (CAOP 2009.0), Instituto Geográfico de Portugal

LUCCI, L., 1918. *Estudos Geográficos – Alterações Litorais: a Ria de Aveiro*, Lisboa

MOREIRINHAS, M. L., 1998. *Solidariedade e Sobrevivência na Ria de Aveiro – Os pescadores do Chincorro da Torreira.* Câmara Municipal da Murtosa, Murtosa, Portugal

NOBRE, A., AFREIXO, J., MACEDO, J., 1915. *A Ria de Aveiro – Relatório oficial do Regulamento da Ria de 28 de Dezembro de 1912*, Lisboa

RANCHO FOLCLÓRICO DA CASA DO POVO DE ÍLHAVO, S/D. *Formação da Ria e Zona Ribeirinha*, edição do Museu de Ovar

SARMENTO, C., 2005. O espaço e a economia da Ria de Aveiro: pescas, agricultura e extracção do moliço, *Revista de Ciências Empresariais e Jurídicas*, n.º 5, IPP-ISCAP, 207-254

UNAVE. 2008. SIG "Salgado de Aveiro" - Relatório Final, *Relatório Final do Projecto SAL "Sal do Atlântico" – Revalorização das Salinas do Atlântico. Recuperação do potencial biológico, económico e cultural das zonas húmidas costeiras*, INTERREG III B (2004-2007), co-financiado pelo FEDER, 81p.

.

Perdas nos Valores dos Ecossistemas Devido à Erosão Costeira na Região da Ria de Aveiro: uma Avaliação Histórica

P.C. Roebeling [a], F.L. Alves [a], C.D. Coelho [b], M. Gonçalves [a] e J. Rocha [a]
[a] CESAM – Departamento de Ambiente e Ordenamento
Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193, Portugal
{peter.roebeling, malves, marinalg, joaocrocha}@ua.pt
[b] CESAM – Departamento de Engenharia Civil
Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193, Portugal
ccoelho@ua.pt

SUMÁRIO

A região centro de Portugal é uma das zonas Europeias que mais sofre da erosão costeira, devido à subida do nível do mar, ao aumento na frequência de tempestades, à redução na entrega de sedimentos à costa e às alterações de origem antropogénica. Embora os impactos da erosão costeira estejam confinados às zonas costeiras, estas áreas albergam grande parte da população, bem como uma ampla variedade de ecossistemas que proporcionam uma série de serviços ambientais. Estes ecossistemas, bem como os valores associados, podem ser perdidos devido à erosão costeira. Poucos estudos estimam perdas nos valores dos ecossistemas devido à erosão costeira – os estudos que abordam esse impacto económico-ambiental avaliam, invariavelmente, o impacto da erosão costeira futura. O presente estudo visa avaliar as perdas económico-ambientais da erosão costeira histórica – ocorridas no litoral da Ria de Aveiro entre 1975 e 2006. Aplica-se uma abordagem económico-ambiental, que combina os padrões de uso do solo históricos com técnicas de transferência de benefícios. Os resultados mostram que o litoral da Ria de Aveiro consubstancia valores dos ecossistemas elevados (~290 m€/ano em 1975) que vêm, no entanto, diminuindo nos anos (até 245 m€/ano em 2006) devido à transformação nos usos do solo e à erosão costeira. O território costeiro perdido, entre 1975 e 2006, é de aproximadamente 160 ha (principalmente praias e dunas), com um valor ambiental estimado em 3.6 m€/ano. Portanto, estima-se que quase 10% das perdas nos valores dos ecossistemas na zona da Ria de Aveiro seja devido à erosão costeira.

PALAVRAS CHAVE: *Erosão costeira, Valoração dos ecossistemas, Impacto económico-ambiental, Trecho Ovar-Mira*

INTRODUÇÃO

A região centro de Portugal é uma das zonas costeiras da Europa que mais sofre com os processos de erosão costeira (EU, 2006), devido à subida do nível do mar, ao aumento nas frequências de tempestades, à redução na entrega de sedimentos à costa e às alterações de origem antropogénica (DIAS, 1994; SANTOS e MIRANDA, 2006). Embora os impactos da erosão costeira estejam confinados às zonas costeiras, estas áreas albergam entre, aproximadamente, 15% (em 10km; EEA, 2006) e 40% (em 100km; UN, 2005) da população mundial, bem como uma ampla variedade de ecossistemas terrestres, aquáticos e costeiros que proporcionam uma série de serviços dos ecossistemas (MARTÍNEZ *et al.*, 2007). Estes ecossistemas, bem como os valores associados, podem ser perdidos devido à erosão costeira (VELOSO-GOMES *et al.*, 2004; ALVES *et al.*, 2009).

Ainda que vários estudos analisem a evolução histórica e/ou futura da linha de costa na região centro de Portugal (MA/INAG, 1998; COELHO, 2005; BARBOSA, 2007) e outros estudos determinem os valores dos ecossistemas costeiros (COSTANZA *et al.*, 1997; MARTINEZ *et al.*, 2007; BRENNER *et al.*, 2010), poucos são os que estimam as perdas nos valores dos ecossistemas devido à erosão costeira.

Os estudos que avaliam este impacto económico-ambiental da erosão costeira aplicam, principalmente, abordagens ao nível nacional ou internacional (FANKHAUSER, 1994; NICHOLLS e HOOZEMANS, 1996; DARWIN e TOL, 2001; BOSELLO *et al.*, 2006), mas apresentam a desvantagem de sacrificar detalhes espaciais económico-ambientais significativos para obter um conjunto de dados economicamente consistentes (KNOGGE *et al.*, 2004). Por outro lado, verifica-se que são poucos os estudos que aplicam

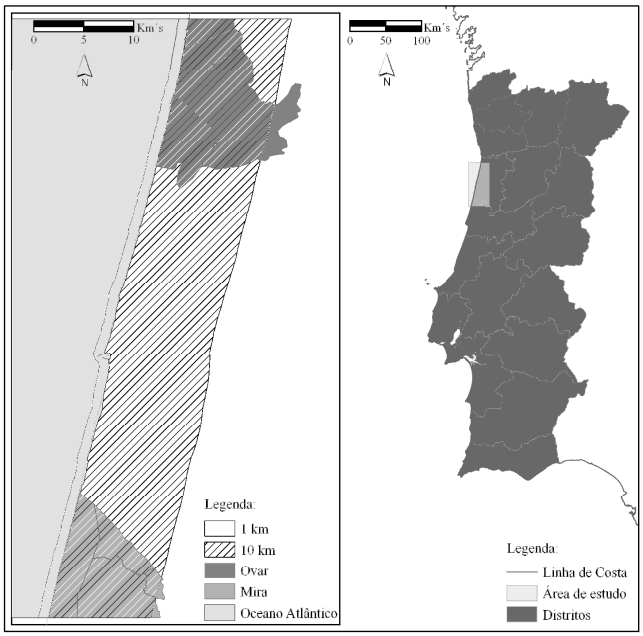


Figura 1: Litoral da região da Ria de Aveiro entre os municípios de Ovar e Mira, Portugal.

abordagens ao nível local e que, portanto, tomam em consideração estes detalhes espaciais económico-ambientais (ALVES *et al.*, 2009; ROEBELING *et al.*, 2011). No entanto, todos estes estudos avaliam, invariavelmente, o impacto económico-ambiental da erosão costeira futura.

No sentido de contribuir para os estudos referidos anteriormente, a presente investigação tem como objectivo avaliar as perdas económico-ambientais da erosão costeira histórica, ocorridas no litoral da Ria de Aveiro entre 1975 e 2006. Para tal é aplicada uma abordagem económico-ambiental, que combina os padrões de uso do solo históricos (para estimar as perdas nos usos do solo) com técnicas de transferência de benefícios (para a valoração dos ecossistemas). Os padrões da erosão costeira são derivados das cartas *Corine Land Cover* (CLC) do uso do solo (BOSSARD *et al.*, 2000) e verificados com base nos mapas militares (SCE, 1975, 2001), e as estimativas dos valores dos ecossistemas costeiros são baseados em COSTANZA *et al*. (1997) e MARTINEZ *et al.* (2007). O caso de estudo é apresentado para o litoral da região da Ria de Aveiro, entre o município de Ovar e o município de Mira, em Portugal (Figura 1).

Na secção seguinte expõe-se a abordagem desenvolvida e aplicada neste estudo, assim como os dados considerados. De seguida são apresentados os resultados relativamente à evolução do uso do solo, à erosão costeira e às perdas nos valores dos ecossistemas no litoral da Ria de Aveiro entre 1975 e 2006. Finalmente, é apresentada uma síntese de discussões, conclusões e observações críticas ao estudo.

METODOLOGIA

A fim de avaliar as perdas económico-ambientais históricas, ocorridas pela erosão costeira no litoral da Ria de Aveiro entre 1975 e 2006, é aplicada uma abordagem económico-ambiental que combina os padrões de uso do solo históricos (para estimar as perdas nos usos do solo devido à erosão costeira) com técnicas de transferência de benefícios (para a valoração dos serviços dos ecossistemas costeiros).

Uso do Solo

De forma a efectuar-se a identificação dos usos do solo no litoral da Ria de Aveiro, foi criada uma base de dados relativa ao uso do solo para os anos 1975, 1990 e 2006 provenientes do *Corine Land Cover* (CLC; BOSSARD *et al.*, 2000). O litoral é definido com base na linha de costa de 1975, e inclui a faixa de 10 km da linha de costa para terra e 1 km da linha de costa para o lado do mar (EEA, 2006). Ao intersectar esta zona litoral com os mapas CLC1975, CLC1990 e CLC2006 (EEA, 2002, 2009a, 2009b), obtêm-se o uso do solo na área de estudo para os anos 1975, 1990 e 2006, respectivamente (Figura 2). A nomenclatura CLC para os vários tipos de uso do solo presentes no litoral da Ria de Aveiro é apresentada na Tabela 1 (BOSSARD *et al.*, 2000).

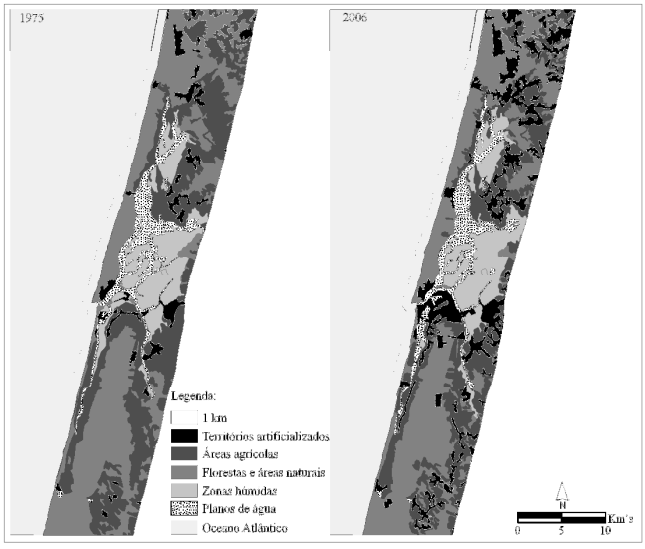


Figura 2: Uso do solo 1975 e 2006 no litoral da Ria de Aveiro entre os municípios de Ovar e Mira, Portugal.

Erosão Costeira

Os padrões da erosão costeira e as associadas perdas nos usos do solo no litoral da Ria de Aveiro, são obtidos pela intersecção do mapa de uso do solo para 1975 com os mapas de uso do solo para 1990 e 2006. Refere-se à erosão costeira quando qualquer um dos usos do solo é convertido na categoria 'Oceano'; refere-se à acreção costeira quando 'Oceano' é convertido em qualquer um dos outros tipos de usos. Para confirmar a evolução da linha de costa e a correspondente erosão/acreção costeira na área de estudo, foram digitalizados e intersectados os respectivos mapas militares para 1972/1973 e 1996/1999 (SCE, 1975, 2001).

Valoração dos Serviços dos Ecossistemas

A Transferência de Benefícios (TB) é uma ferramenta económica de valoração que aplica estimativas de outras áreas (*study sites*) a locais semelhantes (*policy sites*) (BROUWER, 2000). Para tal foram adaptadas e aplicadas estimativas existentes que melhor se acomodem ao novo contexto, usando um ou mais dos seguintes métodos TB (DOWNING e OZUNA, 1996; BERGSTROM e DE CIVITA, 1999; GROOTHUIS, 2003): i) a transferência das estimativas de benefício, que envolve a extrapolação das estimativas a partir de um local para outro (ou seja, os valores são directamente substituídos do *study site* para o *policy site*, sem alterações); ii) a transferência das funções de benefício, que envolve a transferência de funções económicas entre os *sites* (ou seja, coeficientes são usados para determinar os valores no *policy site*); iii) a meta-análise, que combina os resultados de todos os estudos relevantes para sintetizar o conjunto de estimativas dos benefícios; e iv) a calibração de preferência, que usa estimativas de benefício existentes através de diferentes metodologias e as combina no sentido de desenvolver uma estimativa teórica consistente para os benefícios no *policy site*.

Tabela 1: Valores dos ecossistemas costeiros, por tipo de uso do solo CLC (com base em COSTANZA *et al.*, 1997; BOSSARD *et al.*, 2000; MARTINEZ *et al.*, 2007).

Tipo de uso do solo				Valor
Nível 1	Nível 2	Nível 3	Código	(€/ha/ano)
Artificiais	Todas	Todas	111-142	0
Agrícolas	Temporárias	Todas	211-213	107
	Pastagens	Pastagens	231	269
	Heterogéneas	Todas	241-244	107
Florestas	Florestas	Todas	311-313	350
e áreas	Arbustivas	Todas	321-324	269
naturais	Descobertas	Praias/dunas	331	22,714
Zonas	Litorais	Sapais	421	11,588
húmidas		Salinas	422	11,588
Planos	Costeiros	Lagoas	521	24,265
de água		Estuários	522	24,265

Com base em ALVES *et al*. (2009), procede-se à aplicação do método de transferência das estimativas de benefício, usando valores estimados dos ecossistemas costeiros provenientes de COSTANZA *et al*. (1997) e MARTINEZ *et al.* (2007). Para tal efectua-se um ajustamento entre os diferentes biomas (COSTANZA *et al*., 1997; MARTINEZ *et al.*, 2007) e os tipos de uso do solo provenientes do *Corine Land Cover* (CLC; BOSSARD *et al.*, 2000) – os respectivos valores dos ecossistemas presentes no litoral da Ria de Aveiro são apresentados na Tabela 1 (em € de 2000).

RESULTADOS

O uso do solo no litoral da Ria de Aveiro era, em 1975, dominado pelo uso florestal/natural e agrícola com, respectivamente, ~40% e ~30% da área considerada (Tabela 2; Figura 2). As zonas húmidas e planos de águas costeiros, que constituem a Ria da Aveiro, abrangeram quase 20% da área considerada – o território artificializado ocupava menos de 5%. Ao longo dos anos observa-se um forte crescimento no território artificializado, ocupando até 13% da área em 2006, às expensas das áreas agrícolas (-21%) e florestais/naturais (-8%).

Tabela 2: Uso do solo histórico para 1975, 1990 e 2006 (com base em EEA, 2002, 2009a, 2009b).

Tipo de uso do solo		Uso do solo (ha)		
Nível 1	Código	1975	1990	2006
Artificiais	111-142	2,690	7,481	8,834
Agrícolas	211-213	17,386	12,005	11,906
	231	133	275	285
	241-244	2,972	4,019	4,034
Florestas	311-313	20,369	21,444	18,081
e áreas	321-324	3,115	3,002	5,281
naturais	331	3,106	1,255	1,157
Zonas	421	5,854	6,492	6,306
húmidas	422	1,392	907	975
Planos de	521-522	5,133	5,134	5,134
água	Oceano	6,290	6,426	6,447
Total		68,440	68,440	68,440

Os valores dos ecossistemas no litoral da Ria de Aveiro igualaram, em 1975, aproximadamente 290 milhões de Euros por ano (Tabela 3). As zonas húmidas e planos de águas costeiros, que constituem a Ria da Aveiro, proporcionaram mais de 70% do valor total dos ecossistemas na zona. As zonas florestais/naturais proporcionaram mais de 25% do valor total, com as áreas de praias/dunas determinando 90% do valor destes ecossistemas florestais/naturais. Entre 1975 e 2006, o valor dos ecossistemas no litoral da Ria de Aveiro baixou em 15% – até 245 m€/ano em 2006. Esta diminuição deve-se, sobretudo, à perda das zonas florestais/naturais (praias e dunas). Contudo, só parte destas perdas nos valores dos ecossistemas florestais/naturais são devidas à erosão costeira no litoral da Ria de Aveiro.

As perdas de território devido à erosão costeira entre 1975 e 2006 são, com base no CLC, estimadas em quase 160 ha (ver Tabela 4). Com base nos mapas militares, verificam-se perdas de território ligeiramente mais elevadas (~195 ha em 1996/1999) – a correspondente evolução da linha de costa está apresentada na Figura 3. Em ambos os casos destacam-se as perdas das áreas florestais/naturais – especificamente praias e dunas.

As perdas nos valores dos ecossistemas, associadas com a erosão das áreas florestais/naturais (praias e dunas) no litoral da Ria de Aveiro desde 1975, são estimadas em 3.6 m€/ano em 2006 (com base no CLC; ver Tabela 4). Com base nos mapas militares, as perdas são estimadas em 4.4 m€/ano em 1996/1999. Tendo em conta as perdas totais nos valores dos ecossistemas na zona da Ria de Aveiro entre 1975 e 2006 (~44.5 m€/ano; Tabela 3), quase 10% dessas perdas são devidas à erosão costeira.

Tabela 3: Valores dos ecossistemas para 1975, 1990 e 2006.

Tipo de uso do solo		Valor ecossistemas (m€/ano)		
Nível 1	Código	1975	1990	2006
Artificiais	111-142	0.00	0.00	0.00
Agrícolas	211-213	1.86	1.28	1.27
	231	0.04	0.07	0.08
	241-244	0.32	0.43	0.43
Florestas	311-313	7.13	7.51	6.33
e áreas	321-324	0.84	0.81	1.42
naturais	331	70.54	28.50	26.29
Zonas	421	67.84	75.24	73.07
húmidas	422	16.13	10.51	11.30
Planos de água	521-522	124.56	124.57	124.57
Total		289.25	248.92	244.76

Tabela 4: Perdas nos usos do solo (com base em EEA, 2002, 2009a, 2009b) e nos valores dos ecossistemas devido à erosão costeira desde 1975.

Tipo de uso do solo		Unidade	Perdas até	
Nível 1	Código		1990	2006
Áreas naturais	331	ha	137	158
		m€/ano	3.11	3.59

CONCLUSÕES E DISCUSSÃO

Baseado numa abordagem económica-ambiental que combina os padrões de uso do solo históricos (BOSSARD *et al.*, 2000) com técnicas de transferência de benefícios para a valoração dos ecossistemas (COSTANZA *et al*., 1997; MARTINEZ *et al.*, 2007),

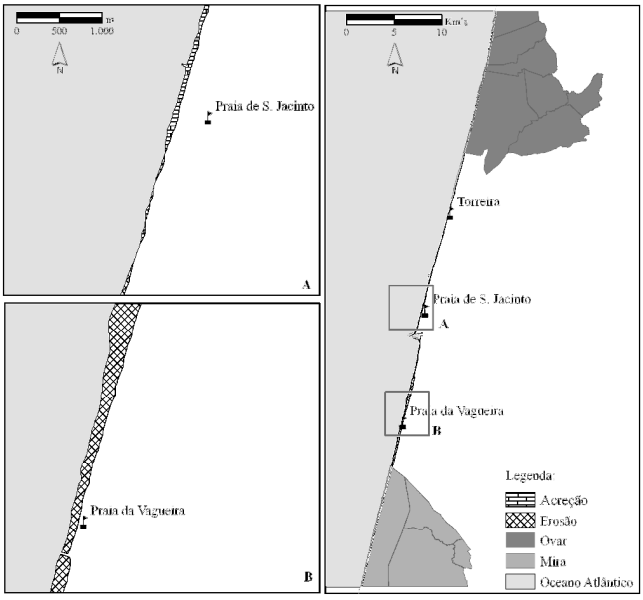


Figura 3: Erosão/acreção costeira no litoral da Ria de Aveiro, destacando os sectores das praias de São Jacinto e da Vagueira.

avaliaram-se as perdas económico-ambientais da erosão costeira histórica, ocorridas no litoral da Ria de Aveiro entre 1975 e 2006. Numa contribuição para os estudos que analisam o impacto económico-ambiental da erosão costeira e, invariavelmente, da erosão costeira futura (e.g. FANKHAUSER, 1994; DARWIN e TOL, 2001; BOSELLO *et al.*, 2006; ALVES *et al.*, 2009), este estudo visa avaliar as perdas económico-ambientais da erosão costeira histórica.

Os resultados mostram, em consonância com ALVES *et al.*, (2009), que o litoral da Ria de Aveiro consubstancia valores dos ecossistemas elevados (~290 m€/ano em 1975). Estes valores vêm, no entanto, diminuindo ao longo dos anos (até 245 m€/ano em 2006), devido à transformação nos usos do solo e à erosão costeira. O território costeiro perdido entre 1975 e 2006 é de aproximadamente 160 ha, em conformidade com BARBOSA (2005), e é constituído por praias e dunas cujo valor ambiental se estima em 3.6 m€/ano. Assim, estima-se que quase 10% das perdas nos valores dos ecossistemas no litoral da Ria de Aveiro sejam devidas à erosão costeira.

Permanecem algumas observações relativamente a este estudo. A primeira, a aplicação do método de transferência das estimativas de benefício baseada nos valores estimados dos ecossistemas costeiros provenientes de COSTANZA *et al*. (1997) e MARTINEZ *et al.* (2007), apenas se aproximam dos valores ambientais no litoral da Ria de Aveiro. Para melhor aproximar tais valores, deve aplicar-se um ou mais dos referidos métodos de transferência de benefícios (ver DOWNING e OZUNA, 1996; BERGSTROM e DE CIVITA, 1999; GROOTHUIS, 2003).

Por outro lado, é necessário haver precaução no uso dos mapas CLC na avaliação da evolução da linha de costa e associadas perdas nos usos do solo, já que a escala dos processos erosivos deve coincidir com a escala da cartografia usada. Demonstrou-se que o uso dos mapas CLC (1:100,000) resulta, para a zona litoral da Ria de Aveiro, numa subestimação da erosão costeira em ~25% caso se considerasse a mesma análise com base na cartografia militar (1:25,000).

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi parcialmente financiado pela FCT e União Europeia (COMPETE, QREN, FEDER), no âmbito do projecto ADAPTARia – *Climate Change Modelling on Ria de Aveiro Littoral: Adaptation Strategy for Coastal and Fluvial Flooding* (PTDC/AAC-CLI/100953/2008).

LITERATURA CITADA

ALVES, F., ROEBELING, P., PINTO, P. and BATISTA, P., 2009. Valuing ecosystem service losses from coastal erosion using a benefits transfer approach: a case study for the Central Portuguese coast. *Journal of Coastal Research*, 56, 1169-1173.

BARBOSA, J.L.P., 2005. *Aplicação dos Sistemas de Informação Geográfica na Zona Costeira*. Porto: Universidade do Porto, 192p.

BERGSTROM, J. and DE CIVITA, P., 1999. Status of benefit transfer in the United States and Canada: a review. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 47(1), 79-87.

BOSELLO, F., ROSON, R. and TOL, R.S.J., 2006. Economy-wide estimates of the implications of climate change: sea-level rise. *Environmental and Resource Economics*, 37, 549-571.

BOSSARD, M., FERANEC, J. and OTAHEL, J., 2000. *CORINE Land Cover Technical Guide – Addendum 2000*. Copenhagen: European Environment Agency (EEA), Technical Report No. 40/2000, 105p.

BRENNER, J., JIMÉNEZ, J, SARDÁ, R. and GAROLA, A., 2010. An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain. *Ocean & Coastal Management*, 53, 27-38.

BROUWER, R., 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics*, 32, 137-152.

COELHO, C., 2005. *Riscos de Exposição de Frentes Urbanas para Diferentes Intervenções de Defesa Costeira*. Aveiro: Universidade de Aveiro, 404p.

COSTANZA R., D'ARGE R., GROOT R., FARBERK S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R., PARUELO J., RASKIN R., SUTTON P. and BELT M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-259.

DARWIN, R.F. and TOL, R.S.J., 2001. Estimates of the economic effects of sea level rise. *Environmental and Resource Economics*, 19, 113-129.

DIAS J., FERREIRA O. and PEREIRA A., 1994. *Estudo Sintético de Diagnóstico da Geomorfologia e da Dinâmica Sedimentar dos Troços Costeiros entre Espinho e Nazaré*. Faro: Universidade do Algarve, Portugal, 250p.

DOWNING, M. and OZUNA, T., 1996. Testing the reliability of the benefit function transfer approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, 316-322.

EEA, 2002. Corine Land Cover 1990 (CLC1990) and Corine Land Cover Changes 1975-1990 in a 10 km Zone Around the Coast of Europe. Web-site: European Environment Agency (EEA), http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-1990-clc1990-and-corine-land-cover-changes-1975-1990-in-a-10-km-zone-around-the-coast-of-europe, Accessed 28 October 2010.

EEA, 2006. The Changing Faces of Europe's Coastal Areas. Copenhagen: European Environment Agency (EEA), Report No. 6/2006, 107p.

EEA, 2009a. Corine Land Cover (CLC1990) 100m – version 12/2009. Web-site: European Environment Agency (EEA), http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-clc1990-100-m-version-12-2009, Accessed 28 October 2010.

EEA, 2009b. Corine Land Cover (CLC2000) 100m – version 12/2009. Web-site: European Environment Agency (EEA), http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2000-clc2000-100-m-version-12-2009, Accessed 28 October 2010.

EU, 2006. Viver com a Erosão Costeira na Europa: Sedimentos e Espaço para a Sustentabilidade. Luxembourg: Program IHRH/POCOAST, European Union (EU), 21p.

FANKHAUSER, S., 1994. Protection vs. retreat – the economic costs of sea level rise. *Environment and Planning A*, 27, 299-319.

GROOTHUIS, P.A., 2003. Benefit transfer: a comparison of approaches. *Growth and Change*, 36(4), 551-564.

KNOGGE, T., SCHIRMER, M. and SCHUCHARDT, B., 2004. Landscape-scale socio-economics of sea-level rise. *Ibis*, 146, 11-17.

MA/INAG, 1998. POOC Ovar – Marinha Grande: Estudos de Dinâmica Costeira e Obras de Defesa. Lisbon, Portugal: Instituto Nacional da Água (INAG), Ministério do Ambiente (MA), Lisbon, Vol. II, Tomo 1, 62p.

MARTINEZ M., INTRALAWAN A.,VAZQUEZ G., PEREZ-MAQUEO O., SUTTON P. and LANDGRAVE R., 2007. The coasts of our world: ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63, 254-272.

NICHOLLS, R.J. and HOOZEMANS, F.M.J., 1996. The Mediterranean: vulnerability to coastal implications of climate change. *Ocean & Coastal Management*, 31(2–3), 105–132.

ROEBELING, P.C., COELHO, C.D. and REIS, E.M., 2011. Coastal erosion and coastal defense interventions: a cost-benefit analysis. *Journal of Coastal Research*, 64, *in print*.

SANTOS F. and MIRANDA P., 2006. *Alterações Climáticas em Portugal: Cenários, Impactes e Medidas de Adaptação*. Lisboa: Portugal, Project SIAM II. Gradiva, pp. 169-208.

SCE, 1975. *Carta militar de Portugal – Ovar-Mira*. Lisboa, Portugal: Serviço Cartográfico do Exército (SCE), scale 1:25,000, fieldwork 1972/1973, 7 sheets.

SCE, 2001. *Carta militar de Portugal – Ovar-Mira*. Lisboa, Portugal: Serviço Cartográfico do Exército (SCE), scale 1:25,000, fieldwork 1996/1999, 7 sheets.

UN, 2005. Human Development Report 2005 – International Cooperation at a Crossroads: Aid, Trade and Security in an Unequal World. New York: United Nations Development Programme (UNDP), 372 pp.

VELOSO-GOMES F., TAVEIRA-PINTO F., NEVES L., BARBOSA J., and COELHO C., 2004. Erosion risk levels at the NW Portuguese coast: the Douro mouth – cape Mondego stretch. *Journal of Coastal Conservation*, 10, 43-52.

Variabilidade Espacial e Temporal da Qualidade da Água e de Zooplâncton Numa Salina Artesanal

N. Vieira [a,b] **e A. Bio** [b]
[a] Departamento de Biologia
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto
4169-007, Portugal
mnvieira@fc.up.pt
[b] CIMAR/CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Porto
4050-123, Portugal
anabio@ciimar.up.pt

SUMÁRIO

As características limnológicas das salinas artesanais variam dependendo da sua estrutura física, de efeitos sazonais e dos dois períodos do ciclo de produção, com fase de inundação e fase de produção de sal, que ocorre apenas durante o Verão quando as condições atmosféricas são propícias. Estas salinas constituem habitats húmidos únicos, com comunidades bióticas particulares, mas na sua maioria pouco estudadas. Estudou-se a qualidade da água e a comunidade zooplanctónica de uma salina artesanal para avaliar a variabilidade espacial entre os compartimentos e temporal entre os períodos de produção e repouso, e a relação entre comunidades zooplanctónicas e condições ambientais. As amostras foram recolhidas duas vezes por mês, durante dois anos, na salina das Tanoeiras, Ria de Aveiro, em seis estações fixas de colheita: início e centro do canal de abastecimento da salina, tanque de alimentação, dois tanques de evaporação e um de cristalização. Os resultados apresentaram diferenças significativas na temperatura, oxigénio dissolvido (OD) e carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) entre os períodos de inundação e produção. A salinidade e a alcalinidade variaram associadas à produção de sal, com valores extremos no tanque de cristalização. A comunidade zooplanctónica também variou ao longo do ciclo de produção e entre os compartimentos analisados, sendo a variação entre amostras relacionada sobretudo com a temperatura, ou seja, com a estação do ano, a CBO_5, o OD e a concentração em nutrientes. As densidades e diversidade zooplanctónicas tenderam a ser baixas durante a produção de sal, particularmente sob as condições de vida extremas observadas no tanque de cristalização.

PALAVRAS CHAVE: *Salicultura; Zooplânkton; Qualidade de água; Estuário*

INTRODUÇÃO

Salinas artesanais constituem habitats caracterizados por conjuntos de espécies particulares, adaptadas às condições que variam entre sistemas salobros e hipersalinos. Frequentemente inseridas em estuários, que são zonas húmidas importantes, especialmente para a alimentação e nidificação de aves limícolas e como maternidade para numerosas espécies de peixes, as próprias salinas são pólos de biodiversidade (BRITTON e JOHNSON, 1987; ARIAS e DRAKE, 1990; WALMSLEY, 1999).

Introduzida no século IX pelos Fenícios em Portugal (VIEIRA, 1951), a salicultura expandiu-se a praticamente todos os estuários e lagoas nacionais até ao século XVII (NEVES e RUFINO, 1992). No final dos anos 1930 a salicultura artesanal entrou numa profunda crise e, à medida que o consumo de sal (sobretudo na indústria alimentar) diminuia e os custos de mão-de-obra aumentavam, muitas salinas foram abandonadas ou convertidas em arrozais ou pisciculturas. Salinas artesanais ainda se encontram nas costas sul (Faro, Olhão, Castro Marim e Tavira) e em estuários da costa oeste (estuários do Sado, Tejo, Mondego e Vouga). Poucas têm sido devidamente estudadas (VIEIRA, 1989; VIEIRA e AMAT, 1993, 1996 a,b).

Estudos recentes sobre o salgado de Aveiro descrevem o seu estado geral, as condições estruturais e geoquímicas e as populações de aves e mamíferos encontrados (LUÍS e GOSS-CUSTARD, 2005; SANTOS e FONSECA, 2007; COELHO *et al.*, 2008; UNAVE, 2008). De acordo com esses estudos, em 1956 praticamente todo o salgado de Aveiro ainda estava a produzir sal, com 1661 ha ocupados por 270 salinas. Em 2007 apenas 3.3% dessa área ainda estava em produção (total ou parcial), 5.2% eram salinas inactivas, 16.1% dedicados à aquacultura e 72% completamente abandonados. Quando as salinas são abandonadas os seus habitats alteram-se e perdem-se. Os seus diques e comportas degradam-se por falta de manutenção, assoreando canais e tanques. Nos últimos 20 anos, observou-se um aumento do material submerso na Ria de Aveiro, associado a um aumento das amplitudes de maré na Ria e à expansão da área inundada (ARAÚJO *et al.*, 2008; PICADO *et al.*, 2009). Espera-se que este processo seja agravado com o crescente abandono de salinas e com as alterações climáticas previstas.

Para que as salinas artesanaias possam ser protegidas ou até recuperadas, é necessário que elas se tornem de alguma forma rentáveis, quer pelo aumento da produção ou da qualidade (e consequentemente preço) do sal, quer pela valorização do seu aspecto cultural ou científico.

O sal artesanal é de melhor qualidade e sabor do que o industrial. A estrutura das salinas, com sucessivos tanques de profundidade decrescente e salinidade crescente, permite uma precipitação fraccionada dos differentes sais contidos na água do mar (COPELAND, 1967; SEE, 1960; ARIAS *et al.*, 1980), com produção de um sal de elevada qualidade, rico em minerais (magnésio, potássio, iodo, selénio). Na produção industrial evita-se a precipitação de certos sais, por exemplo de sais de magnésio que podem danificar as máquinas.

A quantidade de sal produzido pode ser influenciada por uma gestão e controlo da qualidade de água adequados. A produção de sal não é um mero processo físico de evaporação; encontra-se

também ligado a processos biológicos e a organismos que ajudam na evaporação (DAVIS e GIORDANO, 1996). A quantidade e a qualidade do sal produzido aumentam com a presença de: comunidades planctónicas de espécies adaptadas às diferentes salinidades, que dão cor à água, aumentando a evaporação; bactérias halófilas que libertam energia, aquecendo a água e aumentando a evaporação; e comunidades bentónicas que formam esteiras no fundo dos tanques e impermeabilizam o fundo (DAVIS, 2000; SEGAL *et al.*, 2009). Os organismos mais activos são *Artemia* sp. e bactérias halófilas. Organsimos como a cianobactéria *Coccochloris* sp., que produz muco aumentando a viscosidade e diminuindo a evaporação da água, são prejudiciais à produção de sal e devem ser controlados através do equilíbrio em nutrientes (particularmente fósforo) na água.

Contrariamente aos ambientes salobros naturais em lagoas e estuários, as salinas são sistemas fechados, expostos a drenagem e secagem anual, que apresentam dois períodos ecologicamente distintos, com condições físico-químicas e biológicas distintas, devido ao ciclo de produção de sal. Durante a produção de sal, a variação dos parâmentros físico-químicos entre compartimentos é grande, com condições hiper-salinas nos tanques de cristalização. Na fase inundada de repouso a salina torna-se salobra, semelhante ao corpo de água onde se insere. Durante esse período desenvolvem-se uma fauna e flora abundantes na salina. Mas à medida que as condições, durante a produção de sal, se tornam mais salinas e adversas para muitas espécies, os organismos menos tolerantes desaparecem gradualmente e cada compartimento desenvolve uma sucessão ecológica característica.

O objectivo do presente trabalho é contribuir para o conhecimento da ecologia de zooplâncton em salinas artesanais. Caracterizaram-se as condições físico-químicas da água e o zooplâncton observado nos diferentes compartimentos de uma salina durante as fases de produção de sal e de repouso/inundação, com base em dois anos de observações quinzenais na salina das Tanoeiras, em Aveiro. Este trabalho foi recentemente publicado por VIEIRA e BIO (2011).

MÉTODOS

Amostragem e Análises de Água

A salina das Tanoeiras pertence ao salgado de Aveiro (Figura 1) e tem uma área de 6,5 ha. As amostras foram recolhidas quinzenalmente, entre 15 de Novembro 1998 e 24 de Outubro 2000, no início e centro do canal de entrada de água (C1 e C2), num tanque de alimentação (A), em dois tanques de evaporação (E1 e E2) e num tanque de cristalização contíguo (Cr) (Figura 2).

Registaram-se a altura, a temperatura, a salinidade (com um refractómetro) e o pH (com uma sonda portátil Sargent-Welch, modelo LS) da água. Recolheram-se amostras de 2 L de água para a análise laboratorial. Considerando as reduzidas alturas de água durante o período de produção de sal, optou-se por amostrar apenas água superficial, a fim de se obterem amostras comparáveis para os períodos de produção e de inundação.

A alcalinidade, nitritos (NO_2), nitratos (NO_3) e fosfatos (PO_4) foram determinados em laboratório de acordo com métodos estandardizados (APHA, 1992). Oxigénio dissolvido (OD) e a carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) foram determinados pelo método de Winkler (STRICKLAND e PARSONS, 1972). Os pigmentos foram extraídos em acetona a 90%, com amostras armazenadas durante 12 a 20 h no frio e escuro. A concentração de pigmentos foi determinada por espectrofotometria, com leituras a 430 nm, 665 nm e 775 nm. As concentrações de clorofila *a* e de pigmentos totais foram calculadas de acordo com LORENZEN (1967).

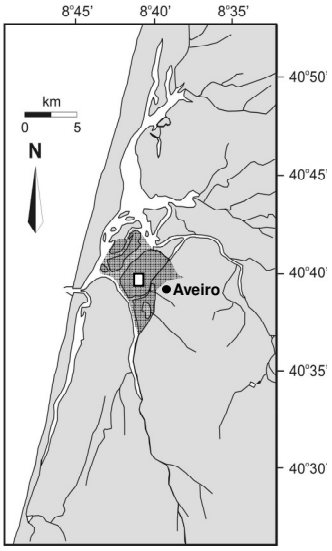


Figura 1: A Ria de Aveiro, a área do salgado (sombreado) e a localização da salina das Tanoeiras (rectângulo branco).

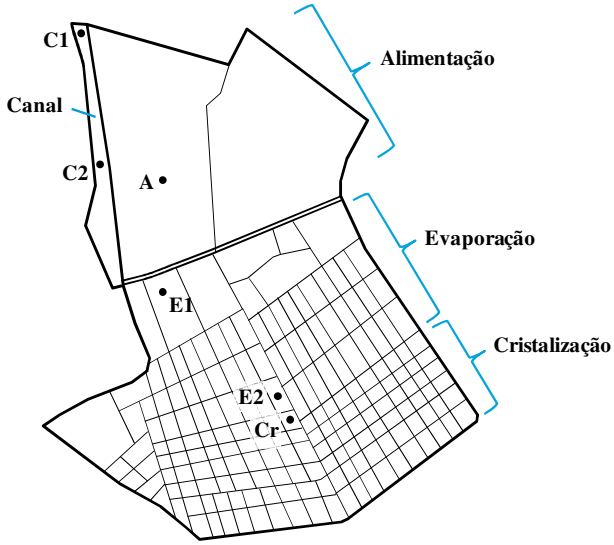


Figura 2: Esquema da salina das Tanoeiras, com os diversos compartimentos e os locais de amostragem.

Calculou-se ainda o índice de diversidade pigmentar (IDP) de Margalef (MARGALEF, 1960).

As amostras de zooplâncton foram feitas com uma rede do tipo Asptein, com malha de 80 µm e abertura circular de 17 mm de diâmetro, movida ao longo de 1 m, o que implica a filtração de 30 L de água em cada amostra. As amostras foram preservadas numa mistura de formalina com sacarose a 4%. Os organismos de zooplâncton foram contados e identificados à lupa ou ao microscópio, dependendo do seu tamanho. A densidade de zooplâncton (em número de indivíduos por m^3) foi calculada, assumindo 100% de eficiência na amostragem.

Análise de dados

As condições físico-químicas da água amostrada durante os períodos de produção de sal e de inundação foram comparados com testes de Kolmogorov-Smirnov, visto que as distribuição dos dados falharam os testes Shapiro-Wilk de normalidade (ROYSTON, 1982). Analisaram-se as correlações entre variáveis com base em médias mensais. A variabilidade entre amostras foi analisada, para cada ponto de amostragem, com uma Análise de Componentes Principais (ACP) sobre a matriz de correlação dos parâmetros

físico-químicos e pigmentos. Análises de Similaridade foram aplicadas para determinar a significância das diferenças entre as amostras dos dois períodos (produção e inundação).

O zooplâncton foi analisado em termos de composição taxonómica, riqueza taxonómica e diversidade (índice de Shannon-Weaver; SHANNON e WEAVER, 1963), comparando os dois períodos (produção e inundação). A variabilidade entre amostras relacionada com parâmetros físico-químicos e pigmentos foi abordada com uma Análise de Redundância com identificação e selecção das variáveis significativas ambientais, considerando-se os logaritmos ($\ln x + 1$) das densidades de zooplâncton.

Com excepção da selecção de variáveis ambientais para a Análise de Redundância, que se baseou em $\alpha = 0{,}01$, todos os testes estatísticos basearam-se em $\alpha = 0{,}05$. Para as ACP e Análises de Redundância utilizou-se o *software* CANOCO 4.5 (TER BRAAK e SMILAUER, 1998) e para as Análises de Similaridade, o *software* Primer 5 (CLARKE e GREEN, 1988; CLARKE, 1993). Todas as restantes análises estatísticas foram efectuadas em R (R DEV. CORE TEAM, 2009).

RESULTADOS

Parâmetros Físico-Químicos e Pigmentos

Para muitas variáveis físico-químicas observaram-se diferenças significativas entre os períodos de produção de sal e de repouso/inundação (Figura 3). Devido ao processo de produção de sal (evaporação) e a época em que tem lugar (Verão) a altura de água foi menor e a temperatura mais elevada para o período de produção de sal. Os valores de oxigénio dissolvido e de CBO_5 foram significativamente inferiores durante a produção de sal, com valores mínimos observados no tanque de cristalização. A salinidade e a alcalinidade foram geralmente mais elevadas durante o período de produção, enquanto o pH mostrou aumentos durante a produção de sal em E2 e Cr. As diferenças em termos de nutrientes foram geralmente não significativas, com excepção de valores muito elevados de nitratos observados no canal, no período inundado.

As ACP para os diferentes pontos de amostragem mostraram geralmente um primeiro eixo que separa as amostras dos dois períodos do ciclo de produção e um segundo eixo caracterizado por nutrientes, que estão frequentemente correlacionados com a altura de água (Figura 4). As análises de similaridade entre pontos de amostragem indicaram que os pontos de amostragem diferiram significativamente ($\alpha = 0.05$) em termos físico-químicos e de pigmentos, com excepção de A e E1. As diferenças aumentaram com a distância entre compartimentos. Considerando apenas o período inundado, os pontos diferiram significativamente entre si, com excepção de A, E1 e E2. Considerando o período de produção, os pontos diferiram significativamente, com excepção de C2, A e E1 e do par C1 e C2.

As análises de similaridade entre os períodos não mostraram diferenças significativas na parte inicial do sistema (C1, C2 e A). Nos compartimentos seguintes, as diferenças entre períodos foram significativas, aumentando de E1 para E2 e Cr.

A análise de correlações entre médias mensais revelou correlações significativas entre oxigénio dissolvido e CBO_5, e correlações negativas dessas variáveis com a temperatura da água. E1 e Cr mostraram correlações inversas significativas entre a altura de água e a temperatura, salinidade e alcalinidade. A altura de água em E1 e Cr esteve correlacionada com o oxigénio dissolvido e a CBO_5. E a salinidade em E1 e Cr esteve inversamente correlacionada com o oxigénio dissolvido, a CBO_5 e a alcalinidade. Na parte inicial da salina – de C1 a E1 – observou-se uma correlação de PO_4 com clorofila *a*; na parte terminal – E1 a Cr – uma correlação inversa do oxigénio dissolvido com clorofila *a*. No ponto C1 todos os nutrientes estavam correlacionados entre si, e NO_3 e PO_4 correlacionados com a altura de água.

Zooplâncton

Identificaram-se 12 grupos taxonómicos de zooplâncton, em frequência decrescente: Copepoda, Mollusca (larvas), nauplii, Nematoda (larvas e adultos), Annelida, Chironomidae, *Artemia* sp., Insecta (ovos), Acarina, Pisces (ovos) e Ostracoda. A composição e as densidades de zooplâncton variaram espacialmente entre os pontos de observação e temporalmente entre os períodos do ciclo de produção de sal (Tabela 1, Figura 5), sendo o grupo dos Copepoda o dominante.

As densidades de *Artemia* sp. foram elevadas na parte terminal da salina (E2 e Cr), durante a produção de sal, onde este género tem vantagens sobre species menos halófilas. Na entrada do canal (C1) observou-se um aumento pontual de *Artemia* que começou antes do início da produção de sal. A variação nas densidades dos restantes grupos de zooplankton está relacionada com os seus cíclos de vida (por exemplo a época em que ocorrem ovos ou larvas) e com a salinidade, sendo as densidades geralmente inferiores durante o period de produção de sal.

Em termos espaciais, as densidades de zooplâncton mais elevadas foram observadas no centro do canal (C2) (Tabela 1), sobretudo devido a uma amostra de inverno com contagens extremamente elevadas de copépodes. As densidades mais baixas foram registadas no tanque de alimentação.

Tabela 1: Densidade e diversidade do zooplâncton observado nos diferentes pontos de amostragem, durante os períodos de inundação (I) e de produção de sal (P); H: índice de diversidade Shannon-Weaver, Taxa: número médio de taxa por amostra; Soma Taxa: número total de taxa observados durante o período.

Ponto	Densidade (Ind. m^{-3})		Diversidade					
			H		Taxa		Soma Taxa	
	I	P	I	P	I	P	I	P
C1	10846	12321	0.39	0.16	3.3	1.8	10	5
C2	22422	13154	0.34	0.20	3.2	2.2	11	7
A	7199	6188	0.39	0.23	3.1	2.0	10	6
E1	16047	12099	0.33	0.19	3.0	2.1	10	5
E2	15381	11822	0.36	0.20	3.2	2.3	10	7
Cr	11512	8725	0.31	0.14	2.7	1.7	11	5

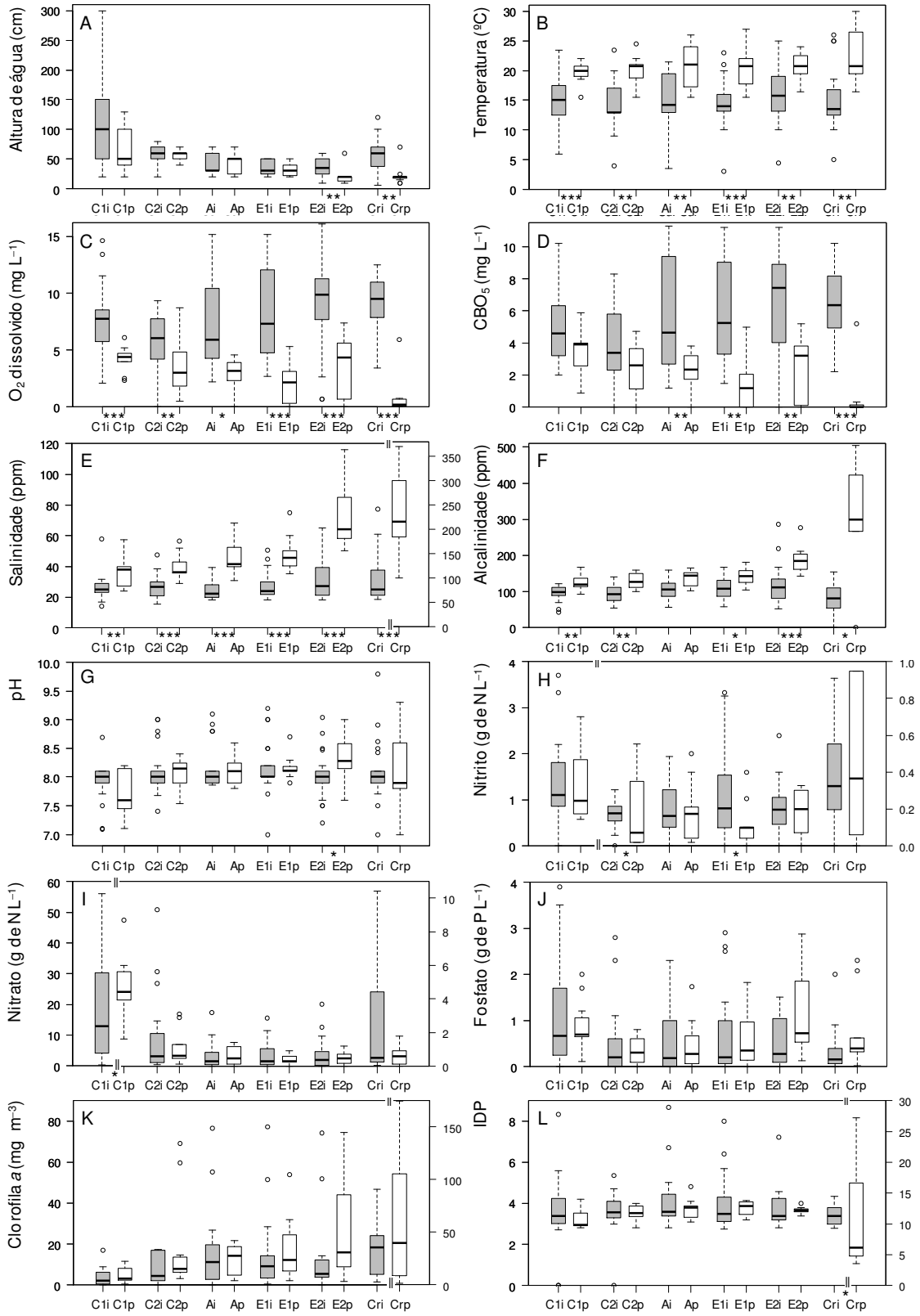


Figura 3: Valores dos parâmetros físico-químicos e pigmentos observados nos diferentes pontos de amostragem (C1 a Cr), para o período inundado (i, caixas cinzentas) e o período de produção de sal (p, caixas brancas). Note-se o segundo eixo *y* e a divisão do eixo *x* nos painéis E, H, I, K e L. Os gráficos mostram a mediana (linha central), o intervalo entre o primeiro e o terceiro quartil (caixa), *whiskers* de Tukey e *outliers* (○). Resultados do teste Kolmogorov-Smirnov para as diferenças entre períodos são apresentados junto ao eixo *x* (* $\alpha = 0.05$, ** $\alpha = 0.01$ e *** $\alpha = 0.001$).

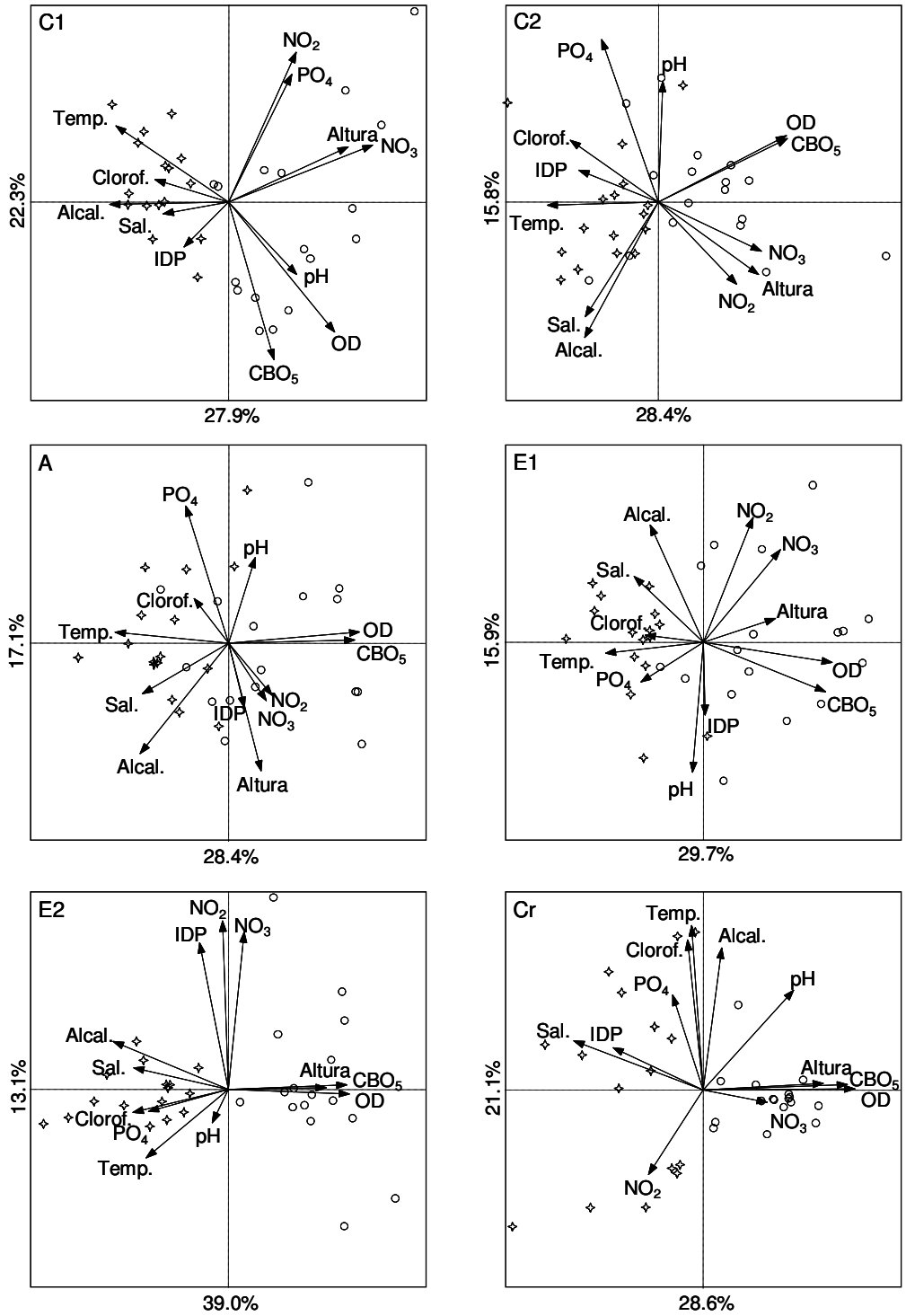


Figura 4: Os primeiros dois eixos das ACP aplicadas aos parâmetros físico-químicos e aos pigmentos, para cada ponto de amostragem (Clorof.: clorofila *a*, Temp.: temperatura, Altura: altura de água, Alcal.: alcalinidade, Sal.: salinidade, OD: oxigénio dissolvido); os símbolos das amostras representam o período de amostragem, inundado (círculos) e de produção de sal (estrela), e as percentagens de variância explicada por cada eixo são indicadas.

Com excepção de C1, as densidades foram menores durante o período de produção de sal do que durante o período inundado (Tabela 1). Este padrão repetiu-se para todas as medidas de diversidade de zooplâncton, e para todos os pontos observados.

Relacionando as densidades de zooplâncton com todas as variáveis físico-químicas numa análise de redundância, observámos que essas variáveis explicam 44% a 49% da variância em zooplâncton. Contudo, apenas algumas das variáveis foram significantes: temperatura da água, CBO_5, oxigénio dissolvido e nutrientes (Tabela 2, Figura 6).

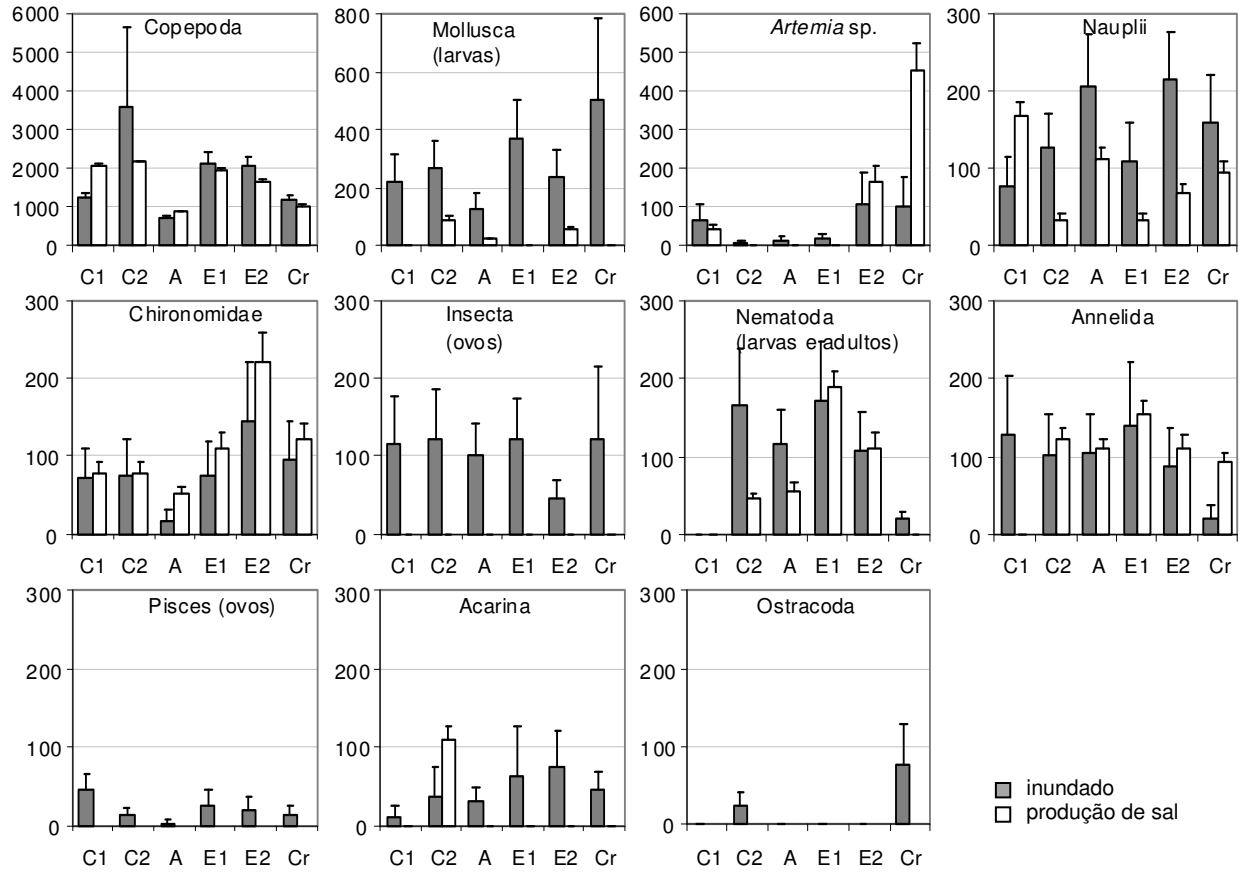


Figura 5: Densidades médias (indivíduos m^{-3}; com barras de erro-padrão) de zooplâncton para os diferentes pontos de amostragem (C1 a Cr) e os dois períodos do ciclo de produção de sal.

Tabela 2: Resultados da Análise de Redundância que relacionou as densidades de zooplâncton com as condições físico-químicas em cada local de amostragem; consideraram-se apenas variáveis significativas ($\alpha = 0.05$); apresentam-se as variâncias explicadas por eixo e totais.

Ponto	Variável	*p*	Variância explicada (%)		
			1º Eixo	2º Eixo	Total
C1	Temperatura	0.004	12.0	2.6	14.6
	PO_4	0.062			
C2	Temperatura	0.002	16.7	2.5	19.2
	Alcalinidade	0.008			
A	PO_4	0.002	14.9	4.5	19.4
	CBO_5	0.100			
E1	PO_4	0.004	19.7	9.4	30.1
	NO_2	0.006			
	OD	0.028			
E2	PO_4	0.002	16.7	24.3	16.7
Cr	NO_2	0.006	17.5	6.8	24.3
	Altura de água	0.010			

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Os resultados demonstram a dinâmica nos parâmetros físico-químicos e no zooplâncton de um salina artesanal em funcionamento. A variação observada nas comunidades de zooplâncton dependeu do ciclo de vida dos organismos e das condições ambientais específicas criadas pela estrutura da salina (variação espacial por compartimento) e pelo processo de salicultura (períodos de inundação e de produção de sal).

Durante a produção de sal, os primeiros compartimentos da salina mantiveram características típicas de sistemas estuarinos/marinhos, e as secções mais avançadas características de sistemas hipersalinos (tal como os valores elevados de alcalinidade e pH no tanque de cristalização).

As elevadas concentrações de clorofila *a* medidas no tanque de cristalização devem-se provavelmente a feopigmentos, visto que a salinidade é demasiadamente elevada para uma tal concentração de clorofila *a* activa. A correlação negativa entre o oxigénio dissolvido e a clorofila *a* nos dois tanques de evaporação e no tanque de cristalização suportam essa conclusão. O fitoplâncton abundante observado é portanto geralmente velho (caracterizado por IDP > 4) e causa os baixos valores de oxigénio dissolvido e de CBO_5 observados.

Os nutrientes não diferiram entre os períodos do ciclo de produção de sal, com excepção de um pico em nitratos na entrada do canal, observado entre o Inverno e a Primavera. Esse pico deve ter sido causado por um maior afluxo de água

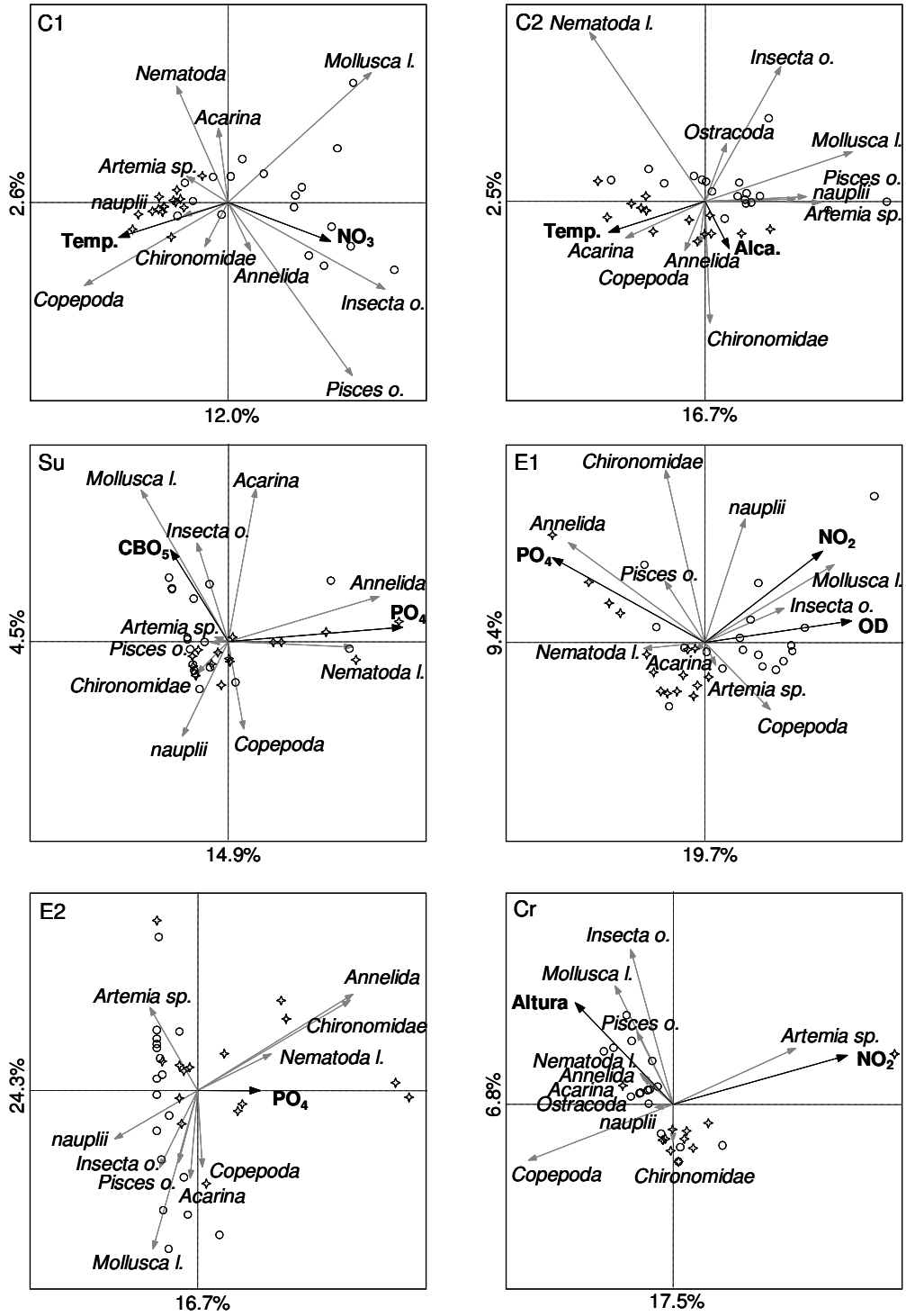


Figura 6: Os primeiros dois eixos da Análise de Redundância do zooplâncton observado em cada ponto de amostragem em relação às variáveis físico-químicas significativas ($\alpha = 0.1$) (o.: ovos, l.: larvas, Altura: altura de água, Temp.: Temperatura, OD: oxigénio dissolvido); os símbolos das amostras representam o período de amostragem, inundado (círculos) e de produção de sal (estrela); as percentagens de variância explicada referem-se apenas às variáveis consideradas.

doce (devido a uma maior precipitação) rica em nutrientes, vindo do Rio Vouga; de facto, estas amostras apresentaram salinidades bastante baixas (14 a 20 ppm). Observou-se uma correlação positiva entre os diferentes nutrientes, e entre NO_3 e PO_4 e a profundidade da água, relacionada com a precipitação e o volume de água do rio. Valores elevados de nitritos e nitratos observados no Inverno podem ainda ser atribuídos a fezes das aves, mais abundantes nessa época. Note-se a falta de nitratos (em comparação com nitritos) no tanque de cristalização, durante a produção de sal, que é devida à falta de oxigénio. Esperava-se que o fosfato precipitasse entre o tanque de alimentação e os evaporadores (VIEIRA e AMAT, 1996a), o que não foi observado

neste estudo. Contudo, pouco fosfato chegou ao tanque de cristalização. Na parte inicial do sistema, os fosfatos estão relacionados com a clorofila *a*, indicando produção primária aumentada por nutrientes. Os valores elevados de pH durante a produção de sal e nos compartimentos finais da salina, podem indicar uma maior actividade bacteriana.

Em comparação com as condições físico-químicas medidas seis anos antes na mesma salina (VIEIRA e AMAT, 1996a), observámos padrões semelhantes, mas temperaturas mais elevadas em períodos inundados, menos oxigénio dissolvido em períodos de produção de sal, e salinidades a concentrações de nutrientes diferentes.

A composição de zooplâncton variou ao longo do sistema de compartimentos. Copepoda foi o grupo dominante ocorrendo mesmo em condições hipersalinas (copépodes halotolerantes). Nessas condições, limitantes para muitas espécies de zooplâncton, observaram-se maiores densidades de *Artemia* sp.

As densidades de zooplâncton foram geralmente mais elevadas durante o período inundado, reflectindo as condições adversas durante a produção de sal, que são limitantes para o desenvolvimento de muitos organismos. As densidades observadas foram bastante (quase 10 ×) superiores às observadas há seis anos (VIEIRA e AMAT, 1996a).

As análises de redundância mostraram que a variação em zooplâncton entre amostras, se relacionou sobretudo com a temperatura (ou seja a época) no início da salina, com CBO_5 e oxigénio dissolvido (também relacionados com temperatura e época) nos primeiros tanques, e com nutrientes ao longo do sistema. A altura da água foi importante no tanque de cristalização, particularmente para as larvas de Molusca e os ovos de Insecta, que só ocorrem na primavera e no inverno, pelo que a altura da água representa aqui o período (e as épocas) de inundação.

Influenciados pela dinâmica das condições físico-químicas da salina, o fito- e o zooplâncton influenciam por sua vez, directa ou indirectamente, as comunidades de predadores, particularmente peixes e aves. Pouco se sabe sobre a dinâmica de peixes em salinas, mas as aves têm sido muito bem estudadas. Em muitos estuários do sul da Europa, as salinas constituem os habitats antropogénicos mais importantes para as aves (NEVES e RUFINO, 1992). Este habitats supra-tidais são frequentemente cruciais para a sobrevivência de aves migratórias, quando há falta ou condicionamento de outras área de alimentação (GOSS-CUSTARD *et al.*, 1977). Aves e outros animais tiram vantagem dos vastos gradientes de condições ambientais, que produzem uma grande variedade de fontes de alimento.

O abandono e a degradação das salinas têm um impacto directo nas populações que as frequentam. Salinas activas e preservadas apresentam melhores condições de alimentação (mantendo populações variadas de invertebrados) e de protecção/nidificação. No estuário do Mondego e em Castro Marim observou-se que as aves se alimentam mais em salinas em funcionamento do que em salinas abandonadas, sendo os tanques com menor salinidade – provavelmente mais ricos em presas bênticas e epibênticas – os preferidos (MÚRIAS *et al.*, 1997).

Do ponto de vista conservacionista as salinas constituem sem dúvida habitats valiosos que devem ser preservados e se possível reabilitados. Um melhor conhecimento dos ecossistemas das salinas e dos factores que os influenciam permitirá uma melhor gestão das salinas e a sua rentabilização. O controlo das condições físicas, químicas e biológicas no sistema permitirá aumentar a quantidade e a qualidade do sal produzido ajudando a rentabilizar a actividade salícola artesanal. Assim, conseguem-se controlar, por exemplo, a quantidade de organismos nocivos como *Coccochloris* sp., bem como a quantidade de fósforo e azoto na água.

A rentabilidade de salinas artesanais pode também ser aumentada através da produção de *Artemia*. Estes organismos crescem naturalmente em águas de elevada salinidade onde a concorrência é menor, favorecem a produção e a qualidade de sal, e constituem um produto adicional comercialmente interessante, visto que os seus cistos, náuplios e adultos são utilizados para a aquacultura e em aquários. O aumento da produção de *Artemia* consegue-se através da gestão dos fluxos de água no sistema.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à equipa do projecto *Sal – Sal do Atlântico* a disponibilização de relatórios do projecto. Agradecemos ainda a contribuição de João Serôdio (CESAM, Universidade de Aveiro) para a Figura 1.

LITERATURA CITADA

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th Ed. APHA, Washington, DC.

ARAÚJO, I.G.B.; DIAS, J.M., e PUGH, D.T., 2008. Model Simulations of tidal changes in a coastal lagoon, the Ria de Aveiro (Portugal). *Continental Shelf Research*, 28, 1010–1025.

ARIAS, A. e DRAKE, P., 1990. *Estados juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz.* Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía, Cádiz, 163p.

ARIAS, A.; RODRIGUEZ, R.B., e DRAKE, P., 1980. *Fish production in extensive polyculture on the esteros of Cadiz (Southern Spain)*. ICES Doc C.M 1980/F:6, Mariculture committee, 9p.

BRITTON, R.H. e JOHNSON, A.R., 1987. An ecological account of a Mediterranean salina: The Salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biological Conservation*, 42, 185–230.

CLARKE, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143.

CLARKE, K.R. e GREEN, R.H., 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology – Progress Series*, 46, 213–226.

COELHO, C.; CARDOSO, e C., DIAS, J.M., 2008. *Os Muros das Marinhas de Sal de Aveiro.* Universidade de Aveiro, Departamento de Engeharia Civil and Departamento de Física, 46p.

COPELAND, B. J., 1967. *Environmental characteristics of hypersaline lagoons*. Publications of the Institute for Marine Science (University of Texas), 12, 207–218.

DAVIS, J.S., 2000. Ten commandments for biological management of solar saltworks. *In:* Geertman, R.M. (ed.), *8th World Salt Symposium*, Elsevier, pp. 511–516.

DAVIS, J.S. e GIORDANO, M., 1996. Biological and physical events involved in the origin, effects and control of organic matter in solar saltworks. *International Journal of Salt Lake Research*, 4, 335–347.

GOSS-CUSTARD, J.D.; JENYON, R.A.; JONES, R.E.; NEWBERY, P.E., e WILLIAMS, R. LA B., 1977. The ecology of the Wash. II. Seasonal variation in the feeding conditions of wading birds (Charadrii). *Journal of Applied Ecology*, 14, 701–719.

LORENZEN, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, Part II, 12, 343–346.

LUÍS, A. e GOSS-CUSTARD, J., 2005. Spatial organization of the Dunlin *Calidris alpine* L. during winter – the existence of functional units. *Bird Study*, 52, 97−103.

MARGALEF, R., 1960. *Valeur indicatrice de la composition des pigments du phytoplancton sur la productivité, composition taxonomique et propriétés dynamiques des populations*. Rapport et Procès-verbaux des Réunion Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée, 15, 277–281.

MÚRIAS, T.; CABRAL, J.A.; LOPES, R.J., e MARQUES, J.C., 1997. Low-water use of the Mondego Estuary (West Portugal) by waders (Charadrii). *Ardeola*, 44, 79–91.

NEVES, R. e RUFINO, R., 1992. As salinas em Portugal – sua importância ornitológica. *Correio da Natureza*, 15, 2–7.

PICADO, A.; DIAS, J.M., e FORTUNATO, A.B., 2009. Effect of flooding the salt pans in the Ria de Aveiro. *Journal of Coastal Research*, 56, 1395−1398.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, http://www.R-project.org.

ROYSTON, P., 1982. An extension of Shapiro and Wilk's W test for normality to large samples. *Applied Statistics*, 31, 115–124.

SANTOS, J. e FONSECA, C., 2007. *Mamíferos do Sal*. Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia, 87p.

SEE, D.S., 1960. Solar salt. *In:* Kaufmann, D.W. (ed.), *Sodium Chloride: The Production and Properties of Brine*. American Chemical Society Monograph Series, Reinhold, New York, pp. 96−108.

SEGAL, R.D.; WAITE, A.M., e HAMILTON, D.P., 2009. Nutrient limitation of phytoplankton in solar salt ponds in Shark Bay, Western Australia. *Hydrobiologia*, 626, 97–109.

SHANNON, C.E. e WEAVER, W., 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, 125p.

STRICKLAND, J.D.H. e PARSONS, T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis, 2nd ed. *Bulletin of the Fisheries Research*, 167, 1−311.

TER BRAAK, C.J.F. e SMILAUER, P., 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY USA), 352p.

UNAVE, 2008. *Projecto Salgado de Aveiro*. Universidade de Aveiro, UNAVE, 78p.

VIEIRA, M., 1951. *Sal Comum – A Técnica das Marinhas*. Livraria Sá da Costa, 198p.

VIEIRA, N., 1989. Contribuição para o conhecimento da biologia de *Artemia* sp. proveniente das salinas de Aveiro. Sua importância em Aquacultura e na dinâmica daquele ecossistema. Faculdade de Ciências, Universidade do Porto: Ph.D. Thesis, 324p.

VIEIRA, N. e AMAT, F., 1993. Variation of chlorophyll a concentrations and Margalef's index of pigment diversity in two solar salt ponds, Aveiro, Portugal. *International Journal of Salt Lake Research*, 2, 41−45.

VIEIRA, N. e AMAT, F., 1996a. Fluctuations in the zooplankton community in two solar saltponds, Aveiro Portugal. *International Journal of Salt Lake Research*, 4, 327–333.

VIEIRA, N. e AMAT, F., 1996b. The invertebrate benthic community of two solar salt ponds in Aveiro, Portugal. *International Journal of Salt Lake Research*, 5, 281–286.

VIEIRA, N. and BIO, A., 2011. Spatial and temporal variability of water quality and zooplankton in an artisanal salina. *Journal of Sea Research*, 65: 298−303.

WALMSLEY, J.G., 1999. The ecological importance of Mediterranean salinas. *Proceedings of the Post Conference Symposium Saltworks: Preserving Saline Coastal Ecosystems, Global NEST*, Samos, pp. 81−95.

A Importância da Contaminação Histórica por Mercúrio na Ria de Aveiro – Possíveis Efeitos do Consumo de Bivalves

C. L. Mieiro [a] , I. Ahmad [a], I. Mohomood [a], A. Anjum [a], J.P. Coelho [a], M. Pacheco [b], M.A. Santos [b], A.C. Duarte [a] e M.E. Pereira [a]

[a] CESAM, Departamento de Química, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro
{cmieiro, ahmadr, iram, anjum, jpcoelho, aduarte, eduper}@ua.pt

[b] CESAM, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro
{mpacheco, monteiro}@ua.pt

SUMÁRIO

Este estudo pretendeu responder a duas questões relativas ao risco de contaminação por mercúrio associado ao consumo de bivalves (lambujinha) existentes na Ria: i) Será seguro consumir bivalves recolhidos na área mais contaminada, mesmo após a cessação das descargas? ii) Quais as classes de tamanho seguras para os consumidores? A área de estudo escolhida foi o Largo do Laranjo, onde existe um gradiente de contaminação bem definido em consequência das descargas da indústria de soda cáustica, efectuadas até à década de 90. Os resultados evidenciam a persistência do mercúrio no ambiente, durante o período de estudo (5 anos), e apesar da redução significativa da contaminação no sedimento do local mais contaminado, o elevado nível de contaminação implica ainda restrições de dragagem e uso do mesmo. De um modo geral, os níveis de mercúrio total nos bivalves reflectiram os níveis ambientais (sedimento e matéria particulada em suspensão), mas os níveis de mercúrio orgânico aumentaram de 2003 para 2008, sugerindo uma maior biodisponibilidade da forma mais tóxica de mercúrio. Enquanto para o mercúrio total todas as classes de tamanho reflectiram o gradiente de contaminação, para a forma orgânica apenas a classe maior revelou essa capacidade. A acumulação de mercúrio total em função da idade dos indivíduos foi mais visível em 2003, enquanto para a forma orgânica do metal não existiu um padrão de distribuição uniforme. Dado o nível de mercúrio acumulado nas várias classes de tamanho de lambujinha, o risco do seu consumo não pode ser ignorado, nomeadamente em relação às maiores classes de tamanho.

PALAVRAS CHAVE: *mercúrio, bivalves, risco humano*

INTRODUÇÃO

A contaminação de produtos piscícolas gera frequentemente grande preocupação e debate público devido ao facto dos sistemas aquáticos funcionarem como o derradeiro depósito de todas as classes de contaminantes. A bioacumulação e a transferência trófica de contaminantes na cadeia trófica aquática origina uma ligação entre as emissões antropogénicas de contaminantes e a exposição humana. Contrariamente a outras fontes de proteína animal, como vertebrados terrestres maioritariamente criados em condições controladas, os organismos selvagens representam cerca de 60% dos peixes e marisco consumidos mundialmente (apenas 40% é fornecido pela aquacultura) (FAO, 2009), levando à consciencialização da necessidade de permanente atenção por parte das entidades reguladoras. Neste contexto, o mercúrio, um metal ubíquo nos sistemas aquáticos com fonte de emissão natural e antropogénica (PEREIRA *et al.*, 2009), merece especial atenção devido quer à sua toxicidade (CHOY *et al.*, 2009; MIEIRO *et al.,* 2010; AHMAD *et al.,* 2011) quer ao facto de o consumo de produtos piscícolas ser a principal via de exposição do mercúrio aos humanos (NRC, 2000).

Os recentes esforços regulamentares, visam a redução da exposição ao mercúrio, através do controlo das fontes emissoras antropogénicas (US EPA, 1997); contudo, o ciclo biogeoquímico do mercúrio é influenciado por descargas históricas, originando incerteza relativamente à escala de tempo necessária para a recuperação dos ecossistemas. (LAMBORG *et al.,* 2002; SUNDERLAND *et al.,* 2007). Existem vários estudos que focam a presença de mercúrio em matrizes ambientais, a sua disponibilidade e bioacumulação em tecidos de vários animais aquáticos, incluindo peixes e marisco, contudo estes trabalhos ou apresentam períodos de avaliação reduzidos, ou dados de matrizes ambientais limitadas (PEREIRA *et al.,* 2009). De acordo com o nosso conhecimento, não existem estudos em que o enfoque seja a persistência e a biodisponibilidade do mercúrio, tendo em conta os níveis acumulados em bivalves, o risco para a saúde humana, assim como a avaliação do risco em consequência de descargas de mercúrio num determinado sistema aquático. Deste modo, o presente estudo foi aplicado a uma área da Ria de Aveiro (Portugal) contaminada por mercúrio, cujas descargas de efluentes contaminados cessaram há já 14 anos (desde 1994), tendo como objectivo: i) investigar a persistência e a biodisponibilidade do mercúrio nas matrizes ambientais durante um período de 5 anos (envolvendo 2 amostragens realizadas em 2003 e em 2008); ii) avaliar a quantidade de mercúrio (orgânico e inorgânico) no bivalve *Scrobicularia plana*, clarificando a influência da idade/tamanho; iii) avaliar a evolução do risco para a saúde humana resultante do consumo de bivalves e a sua dependência com a classe de tamanho.

MATERIAS E MÉTODOS

Recolha e análise das amostras

Uma das amostragens ocorreu em Julho de 2008 em três locais da Ria de Aveiro, Portugal (Figura 1): dois locais foram escolhidos no Largo do Laranjo, um denominado como M (moderadamente contaminado) e outro como H (altamente contaminado), e um terceiro local foi usado como referência (R - Vagueira). Os resultados desta campanha de 2008 foram comparados com os resultados de uma campanha prévia, ocorrida em 2003 (resultados publicados como parte integrante do artigo, COELHO *et al.* (2006)) nos mesmos locais e na mesma época do ano. Em cada local, foram recolhidas amostras de sedimento, água e especímenes de *Scrobicularia plana* (Lambujinha) durante a baixa-mar. Os animais recolhidos foram divididos em grupos de idade e classificados de acordo com os incrementos anuais de crescimento propostos por VERDELHOS *et al.* (2005): classe 2 (2 anos; C2), classe 3 (3 anos; C3), classe 4 (4 anos; C4), e classe 5 (5 anos; C5). As amostras foram analisadas para quantificação do teor em mercúrio total e orgânico (PEREIRA *et al.,* 2009; AHMAD *et al.,* 2011). O mercúrio inorgânico foi calculado pela diferença de concentração do mercúrio orgânico em relação à concentração total de mercúrio. A análise estatística dos dados foi efectuada usando o SPSS (PASW statistics 18) para o Windows. O nível de significância considerado foi de $P < 0,05$.

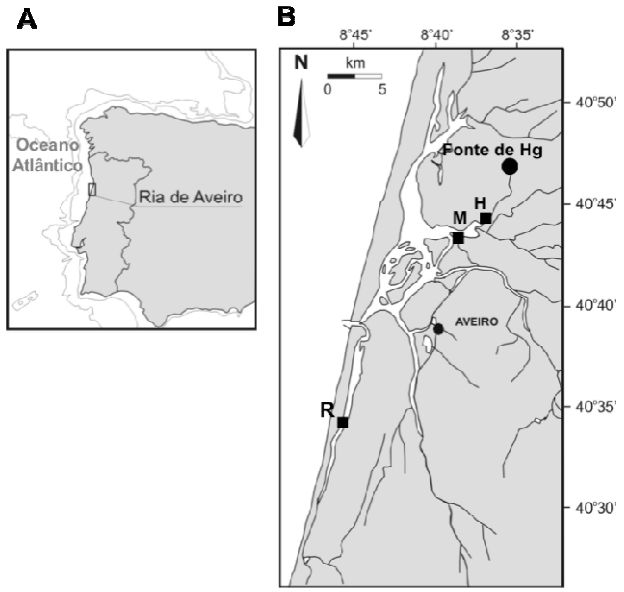


Figura 1: (A) Localização da Ria de Aveiro (Portugal); (B) Localização(■) dos locais de amostragem na Ria de Aveiro: local moderadamente (M) e local altamente (H) contaminado por mercúrio no largo do Laranjo, e um local na Vagueira assumido como referência (R).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os níveis de mercúrio nos sedimentos nos dois períodos de amostragem, cujo intervalo de tempo foi de cinco anos (2003 e 2008), permitem verificar uma persistência da contaminação por mercúrio nos locais M e H (Tabela 1). Tendo em conta o critério de classificação do grau de contaminação de materiais dragados da legislação Portuguesa, os sedimentos das zonas de estudo foram classificados como classe 4 no local M (material dragado contaminado; < 3,0 –10,0 mg kg^{-1}) e como classe 5 no local H (material dragado muito contaminado; >10 mg kg^{-1}), sendo que classe 5 é a classe de contaminação mais elevada numa escala de 1 a 5 (LILLEBØ *et al.,* 2011). Os valores de mercúrio nos sedimentos excederam os valores de ERL (Intervalo de Efeito Baixo) e de ERM (Intervalo de Efeito Médio) sugeridos por LONG (1992) como reveladores de toxicidade. Os valores de mercúrio nos sedimentos também excederam o AET (Limiar de Efeitos Aparentes) estabelecido pelo Departamento de Ecologia do Estado de Washington (BECKVAR *et al.*, 1996), o EAC (Critério de Avaliação Ecotoxicológica) e o valor de referência estabelecido pela Directiva Quadro da Água, para a concentração de mercúrio nos sedimentos (BIGNERT *et al.,* 2004).

Foi verificado em 2008 um aumento das concentrações de mercúrio em M e decréscimo em H comparativamente aos valores obtidos na amostragem de 2003. De modo, a compreender-se melhor a situação existente no momento de amostragem de 2008, considerou-se a informação existente num estudo anterior (VÁLEGA *et al.,* 2009) que indica que a uma profundidade máxima de 30-40, 20 ou 50 cm para os locais H, M e R, respectivamente, ocorrem máximos de concentração de mercúrio; as taxas de sedimentação estimadas para os locais H, M e R foram 1,4-1,9, 0,95 e 2,4 cm/ano, respectivamente. Estes resultados ajudam a explicar a razão pela qual o mercúrio em H é menor neste estudo que em 2003, pois verifica-se um decréscimo gradual da concentração do metal desde um valor máximo em profundidade até à superfície. Comparando os dados de mercúrio obtidos neste estudo para a coluna de água, com os de 2003, verifica-se aumento da concentração de mercúrio reactivo dissolvido e um decréscimo do mercúrio associado à matéria particulada em suspensão.

Em ambas as amostragens, a comparação entre locais para cada classe de tamanho, demonstrou a existência de bioacumulação de mercúrio total (Tabela 2); em comparação com R, a acumulação foi mais elevada em M e em H, e foi mais elevada em H relativamente a M. A comparação dos valores de Hg entre tamanhos e para cada local demonstrou que em 2008 a acumulação de mercúrio total foi linear apenas para R, e diferente do padrão observado em 2003 (COELHO *et al.,* 2006). Comparando

Tabela 1: Concentrações de mercúrio no sedimento e na água, recolhidos em 2003 e 2008 na Ria de Aveiro: referência (R), áreas moderadamente (M) e altamente (H) contaminadas. De modo a se estabelecer uma comparação, os dados de 2003 de mercúrio no sedimento e na água foram retirados de COELHO *et al.* (2006). As diferenças significativas entre os valores médios de 2003 e 2008, para o mesmo local, foram assinaladas com um asterisco (*).

Matrizes ambientais		Locais de amostragem					
		R		M		H	
		2003	2008	2003	2008	2003	2008
Sedimento (mg kg^{-1})		0,3±0,1	0,08±0,03	2,5±0,1	4,0±1,0	51,7±4,8	19,7± 9*
Água	R-Hg (ng L^{-1})	1,1±0,5	31±3	28,3±1,8	102±20*	60,5±9,6	57±3
	SPM-Hg (mg kg^{-1})	1,0±0,1	0,33±0,03	6,5±0,2	2,42±0,06*	25,8±0,4	21,7± 0,3

Tabela 2: Concentrações de mercúrio total (T-Hg, mg kg^{-1} P.H.), mercúrio orgânico (O-Hg, mg kg^{-1} P.H.), % mercúrio orgânico e de mercúrio inorgânico (I-Hg, mg kg^{-1} P.H.) no organismo de *Scrobicularia plana* de diferentes classes de idade (C2, C3, C4 e C5 correspondendo a 2, 3, 4 e 5 anos) recolhidos na referência (R), local moderadamente (M) e altamente (H) contaminados por mercúrio na Ria de Aveiro. De modo a se estabelecer uma comparação, os dados de 2003 reportados por COELHO *et al*. (2006) foram reproduzidos para as várias classes de idade. Os valores representam a média ± erro padrão. As diferenças significativas entre os valores médios de 2003 e 2008, para o mesmo local e classe, foram assinaladas por Z, enquanto que as comparações individuais inter-idade de 2003, 2008 (para cada local) foram assinaladas por: a (vs. C2), b (vs. C3). nd = não determinado.

		Locais de amostragem					
		R		M		H	
Formas de mercúrio	Classe de tamanho	2003	2008	2003	2008	2003	2008
T-Hg	C2	0,02±0,004	0,034±0,007	0,1±0,02	0,13±0,03	0,25±0,05	0,39±0,08
	C3	0,05±0,01	0,06±0,02	0,17±0,04^{a}	0,2±0,04	0,67±0,13^{a}	0,39±0,08^{z}
	C4	0,05±0,01	0,06±0,02	0,3±0,06^{ab}	0,18±0,04	0,99±0,21^{ab}	0,67±0,13^{abz}
	C5	0,05±0,001	0,06±0,01	0,3±0,05^{ab}	0,.22±0,04	nd	0,55±0,11
O-Hg	C2	nd	nd	nd	0,08±0,02	nd	0,09±0,02^{b}
	C3	0,013±0,003	0,004±0,001	0,02±0,003	0,09±0,02^{z}	0,06±0,01	0,04±0,01
	C4	0,2±0,003	0,006±0,001	0,023±0,005	0,07±0,01^{z}	0,052±0,01	0,07±0,01^{z}
	C5	0,02±0,003	0,007±0,001	0,02±0,003	0,02±0,004	nd	0,08±0,02^{b}
% O-Hg	C2	nd	nd	nd	61,53	nd	23,07
	C3	26,06	6,9	9,81	45,0	16,89	10,0
	C4	23,41	9,5	10,86	38,9	13,06	10,04
	C5	24,60	10,6	5,22	10,0	nd	14,6
I-Hg	C2	nd	nd	nd	0,05	nd	0,3
	C3	0,04	0,05	0,16	0,11	0,61	0,35
	C4	0,04	0,06	0,27	0,11	0,95	0,6
	C5	0,03	0,06	0,23	0,2	nd	0,47

a acumulação de mercúrio total para o mesmo local e classe de tamanho para os dois períodos de amostragem, verificou-se que a disponibilidade ambiental de mercúrio manteve-se inalterada em M, e em H verificou-se um decréscimo não linear com o aumento de idade. A comparação dos dados de mercúrio orgânico após um intervalo de tempo de 5 anos (Tabela 2), nos animais das classes C3 e C4 revelaram aumentos significativos em M, enquanto que

em H, só os animais pertencentes à classe C4 revelaram este aumento. Tendo em conta que vários fatores influenciam a acumulação, tais como a posição trófica, a idade e o tamanho dos organismos, a estratégia alimentar e a fonte de mercúrio, é possível que a variabilidade na forma e quantidade de mercúrio na alimentação entre os dois períodos de tempo esteja relacionada com o aumento de mercúrio orgânico. Em 2003 demonstrou-se que *S. plana* acumulava linearmente mercúrio durante o seu ciclo de vida. As taxas de acumulação revelaram uma correlação significativamente positiva com os níveis de mercúrio existentes na matéria particulada em suspensão, explicável pelas tácticas alimentares da espécie (VERDELHOS *et al.,* 2005; BYRNE *et al.,* 2001). Deste modo, qualquer alteração no alimento, pode afectar a acumulação de mercúrio na *S. plana* na mesma área. Em 2003 verificou-se um quase total desaparecimento dos animais da classe C5 e a percentagem de mercúrio orgânico aumentou em M, enquanto as concentrações de mercúrio orgânico em 2008 permaneceram constantes em H e M.

Em 2008 a presença de mercúrio nos animais refletiu a exposição ambiental ao mercúrio e os padrões de acumulação correspondem ao observado em 2003 por COELHO *et al.* (2006), com a excepção de um ligeiro decréscimo das concentrações do metal. Tendo em consideração que a acumulação de mercúrio é responsável por efeitos teratogénicos e danos neurológicos irreversíveis em humanos (DE FLORA *et al.,* 1994; GILBERTSON *et al.,* 2004), as autoridades de saúde determinaram níveis máximos de concentração de mercúrio em produtos piscícolas, a partir dos quais são considerados como impróprios para consumo humano. Na Europa, o limite de mercúrio total em bivalves foi estabelecido em 0,5 mg kg^{-1} de peso fresco. No Japão, este valor é de 0,4 mg kg^{-1} de peso fresco. Deste modo, a concentração de mercúrio total encontrada nas classes C4 e C5 de *S. plana* excederam estes limites regulamentares (Figura 2). Contudo, foi observado que o risco de ingestão de mercúrio pode variar entre sub-populações, dependendo do nível de consumo de produtos piscícolas (HOLSBEEK *et al.,* 1996; NAGAKAWA *et al.,* 1997). Reconhecendo este facto, as autoridades canadianas redefiniram os níveis de mercúrio de 0,5 para 0,2 µg/g de peso fresco para pessoas cujo consumo destes produtos excede a média da população (HWC, 1979). Em Portugal, este assunto deverá merecer também especial atenção, visto que a população Portuguesa apresenta a mais elevada taxa *per capita* de consumo de produtos piscícolas da União Europeia - aproximadamente 62 kg por ano (≈170 g/dia ou 1200 g/semana) (LOURENÇO *et al.,* 2006). Tendo em conta este cenário, o consumo de qualquer classe de *S. plana* proveniente das zonas contaminadas por mercúrio na área de estudo não é de todo recomendado; além disso, o risco aumenta com o aumento do tamanho dos bivalves. Os resultados deste trabalho sugerem que o mercúrio persiste no ambiente durante décadas em níveis potencialmente perigosos, e que os danos ambientais causados por uma dada geração irão constituir um pesado legado para várias gerações vindouras.

CONCLUSÃO

Durante um intervalo de cinco anos, a persistência do mercúrio no ambiente foi claramente perceptível. De 2003 para 2008, foi evidente o decréscimo na acumulação de mercúrio inorgânico. Contudo, a acumulação de mercúrio orgânico aumentou de 2003 para 2008, sugerindo um aumento da biodisponibilidade desta forma química de mercúrio ao longo do tempo. As análises efectuadas em *S. plana* demonstraram que todas as classes de tamanho foram capazes de reflectir o gradiente ambiental de mercúrio total nos níveis bioacumulados, enquanto em termos da acumulação de mercúrio orgânico, só os animais da classe 5 revelaram essa capacidade. A comparação entre tamanhos demonstrou que a acumulação de mercúrio total e inorgânico aumentou com o crescimento, principalmente em 2003, enquanto

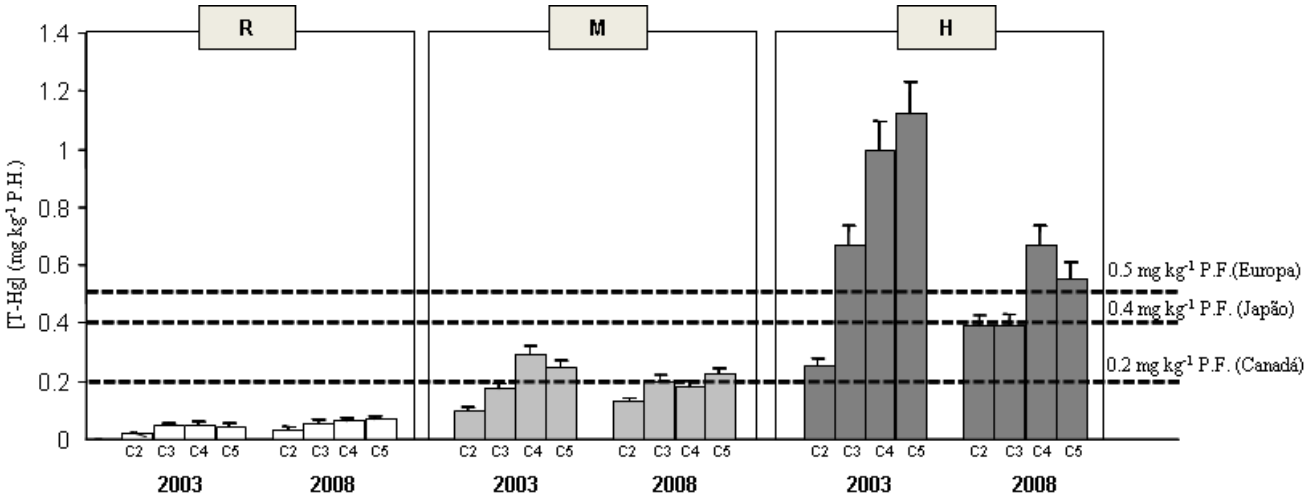


Figura 2. Comparação do T-Hg no organismo todo de *Scrobicularia plana* pertencentes a diferentes classes de idade (C2, C3, C4 e C5 correspondem a 2, 3, 4 e 5-anos) com o limite máximo de acumulação permitido (representado por linhas tracejadas) proposto por entidades reguladoras da Europa, Japão e Canadá. Os locais na Ria de Aveiro foram: referência (R), local moderadamente (M) e altamente (H) contaminado por mercúrio. De modo a se estabelecer uma comparação, os dados de 2003 reportados por Coelho et al. (2006) foram reproduzidos para as várias classes de idade.

a acumulação de mercúrio orgânico não revelou um padrão claro de dependência do tamanho (para ambos os anos de amostragem). Os resultados de 2008 sugerem uma maior acumulação em função do crescimento na presença de níveis moderados de contaminação (M), verificando-se o oposto para níveis de contaminação elevados (H). No geral, tendo em conta a acumulação de mercúrio em todas as classes de idade de *S. plana* recolhidas na zona do Laranjo, não se pode negligenciar o risco para a saúde humana devido ao seu consumo. Além disso, o risco revelou aumentar com o tamanho dos bivalves consumidos.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pelo CESAM e pela Universidade de Aveiro.

LITERATURA CITADA

AHMAD, I., MOHMOOD, I., MIEIRO, C.L., COELHO, J.P., PACHECO, M., SANTOS, M.A., DUARTE, A.C. and PEREIRA, E., 2011. Lipid peroxidation versus antioxidants modulation in the bivalve Scrobicularia plana in response to environmental mercury – organ-specificities and age effect. *Aquatic Toxicology*, In Press.

BECKVAR, N., FIELD, J., SALAZAR, S. e HOFF, R., 1996. Contaminants in aquatic habitats at hazardous waste sites: Mercury. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 100. Seattle: Hazardous Materials Response and Assessment Division, National Oceanic and Atmospheric Ad- ministration. 74 pp. *http://response.restoration.noaa.gov/book_shelf/89_rpt_mercury_aquatic_habitats.pdf.*

BIGNERT, A., COSSA, D., EMMERSON, R., FRYER, R., FÜLL, C., FUMEGA, J., 2004. OSPAR/ICES Workshop on the evaluation and update of background reference concentrations (B/RCs) and ecotoxicological assessment criteria (EACs) and how these assessment tools should be used in assessing contaminants in water, sediments and biota. Final report to OSPAR Commission, The Hague, pp. 92-96.

BYRNE, P.A. and O'HALLORAN, J., 2001. The role of bivalve molluscs as tools in estuarine sediment toxicity testing: a review. *Hydrobiology*, 465, 209-217.

CHOY, C.A., POPP, B.N., KANEKO, J.J. and DRAZEN, J.C., 2009. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. *Proceedings of National Academy of Sciences, USA* 106(33), 13865-13869.

COELHO, J.P., ROSA, M., PEREIRA, M.E., DUARTE, A.C. and PARDAL, M.A., 2006. Pattern and annual rates of *Scrobicularia plana* mercury bioaccumulation in a human induced mercury gradient (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, 69, 629-635.

DE FLORA, S., BENNICELLI, C. and BAGNASCO, M., 1994. Genotoxicity of mercury compounds. A review. *Mutation Research*, 317, 57-79.

F.A.O., 2009. The State of World Fisheries and Aquaculture, *FAO Fisheries and Aquaculture Department*. The United Nations, Rome.

GILBERTSON, M. and CARPENTER, D.O., 2004. An ecosystem approach to the health effects of mercury in the Great Lakes basin ecosystem. *Environmental Research*, 95, 240-246.

HCW (HEALTH AND WELFARE CANADA), 1979. Methylmercury in Canada. Exposure of Indian and Inuit residents to methylmercury in the Canadian environment. Ottawa 7 Medical Services Branch, 200 pp.

HOLSBEEK, L., DAS, H.K. and JOIRIS, C.R., 1996. Mercury in human hair and relation to fish consumption in Bangladesh. *Science of the Total Environment*, 186, 181-188.

LAMBORG, C.H., FITZGERALD, W.F., O'DONNELL, J. and TORGENSEN, T., 2002. A nonsteady-state compartmental model of global-scale mer- cury biogeochemistry with interhemispheric atmospheric gradients. *Geochimica Cosmochimca Act*, 66(7), 1105-1118.

LILLEBØ, A.I., COELHO, P.J., PATO, P., VÁLEGA, M., MARGALHO R., REIS, M., RAPOSO J., PEREIRA, E., DUARTE, A.C. and PARDAL, M.A., (2011) Assessment of mercury in water, sediments and biota of a southern european estuary (Sado Estuary, Portugal). *Water Air & Soil Pollution*, 214, 667-680.

LONG, E.R., 1992. Ranges in chemical concentrations in sediments associated with adverse biological effects. *Marine Pollution Bulletin*, 24, 38-45.

LOURENÇO, H.M., AFONSO, C., GONÇALVES, S., MARTINS, M.F., BATISTA, I. and NUNES, M.L., 2006. Heavy metals in fishing products and aquaculture. In: Livro de resumos das II Jornadas "Qualidade, Inovação e Segurança dos Produtos da Pesca", *INIAP/IPIMAR/DITVPP, Lisboa, Portugal*, 2006, 14 pp.

MIEIRO, C.L., PACHECO, M., PEREIRA, M.E. and DUARTE, A.C., 2010. Mercury Organotropism in Feral European Sea Bass (*Dicentrarchus labrax*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, DOI: 10.1007/s00244-010-9591-5.

N.R.C. (NATIONAL RESEARCH COUNCIL), 2000. Toxicological effects of methylmercury. Washington: National Academy Press.

NAKAGAWA, R., YUMITA, Y. and HIROMOTO, M., 1997. Total mercury intake from fish and shellfish by Japanese people. *Chemosphere*, 35, 2909-2913.

PEREIRA, M.E., LILLEBØ, A.I., PATO, P. and VÁLEGA, M. *et al.*, 2009. Mercury pollution in Ria de Aveiro (Portugal): a review of the system assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155, 39-49.

SUNDERLAND, E.M. and MASON, R.P., 2007. Human impacts on open ocean mercury concentrations. *Global Biogeochemcal Cycles*, 21, GB4022.

U.S. E.P.A., 1997. Mercury study report to congress: overview. http://www.epa.gov/ mercury/report.htm.

VÁLEGA, M., SILVA, L., PINHÃO, N., LILLEBØ, A.I., PEREIRA, E., DUARTE, A.C. and PARDAL, M.A., 2009. Historical reconstruction of mercury contamination in Laranjo Bay (Ria de Aveiro). *International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity*, 15–20 June 2008, Bergen, Norway.

VERDELHOS, T., NETO, J.M., MARQUES, J.C. and PARDAL, M.A., 2005. The effect of eutrophication abatement on the bivalve *Scrobicularia plana*. *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, 63, 261-268.

Acumulação de Mercúrio ao Longo da Vida em *Liza aurata* de Dois Sistemas Costeiros com Diferente Historial de Contaminação

S. Tavares [a], H. Oliveira [a], J.P. Coelho [b], M.E. Pereira [b] A.C. Duarte [b] e M.A. Pardal [a]
[a] CFE (Centro de Ecologia Funcional), Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra
Apartado 3046, 3001-401 Coimbra
{stavares, hicolive}@student.zoo.uc.pt; mpardal@ci.uc.pt
[b] CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar), Departamento de Química, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro
{jpcoelho, eduper, aduarte}@ua.pt

Jornadas da Ria de Aveiro 2011

SUMÁRIO

O principal objectivo deste estudo foi avaliar a acumulação de mercúrio em quatro tecidos de *Liza aurata* (músculo, guelras , fígado e cérebro) em dois ecossistemas costeiros, ao longo da vida da espécie. Foram capturados indivíduos de quatro classes de idade em dois locais de amostragem na Ria de Aveiro (Laranjo e Mira), sistema historicamente contaminado por mercúrio de origem industrial, e no Estuário do Mondego, que é considerado um sistema de referência em termos de contaminação por metais. Verificou-se que a concentração de mercúrio em todos os tecidos foi significativamente maior no Laranjo que no Mondego, o que está de acordo com os dados obtidos nas análises de água, sedimentos e SPM. Diferenças significativas entre os dois locais de amostragem na Ria de Aveiro foram apenas detectadas no fígado, o tecido que registou os níveis mais elevados de mercúrio (entre 0.11 e 4.2 $\mu g\ g^{-1}$) em todos os locais de amostragem, seguido pelo músculo, cérebro e guelras. Estes resultados salientam o papel central do fígado no metabolismo de metais, e indicam que este órgão pode ser considerado adequado para reflectir contaminação ambiental por mercúrio. Em todos os tecidos e locais de amostragem foi denotado um padrão de diluição de mercúrio ao longo da vida (com excepção do fígado no Mondego) seguindo uma tendência exponencial no Laranjo e uma tendência linear em Mira e no Mondego. O conteúdo em mercúrio orgânico do músculo representou na maior parte das vezes mais de 90% do conteúdo em mercúrio total, e seguiu o mesmo padrão de diluição observado para o mercúrio total. Os resultados sugerem que o consumo de *Liza aurata* capturada no Laranjo deve ser moderado, apesar de não ter sido ultrapassada a concentração limite permitida para consumo humano.

PALAVRAS CHAVE: *Mercúrio, Liza aurata, bioacumulação, gradiente de contaminação*

INTRODUÇÃO

A contaminação de águas costeiras e estuarinas por metais e organometais tem vindo a ser considerada uma ameaça a estes que constituem dos ecossistemas mais produtivos e com maior importância económica do planeta (COELHO *et al.*, 2006). Entre os metais que causam maior preocupação encontra-se o mercúrio, que tem recebido uma atenção crescente devido à sua notável toxicidade e persistência no ambiente. A elevada toxicidade do mercúrio, nomeadamente das suas formas orgânicas, está relacionada com a existência de elevada afinidade com os grupos tiol (GUZZI e LA PORTA, 2008) ligando-se facilmente a proteínas e perturbando as suas funções. Para além disso, o facto de ser bastante lipofílico permite-lhe atravessar as membranas celulares, o que facilita a sua distribuição a todos os tecidos (US EPA, 2001).

A absorção de mercúrio pelos peixes é um processo cumulativo que resulta da bioacumulação do metal com a idade e biomagnificação ao longo da cadeia trófica (HARMELIN-VIVIEN *et al.*, 2009). Estes processos normalmente resultam num aumento da concentração de mercúrio nos seus tecidos com o tamanho e com a idade (MAGALHÃES *et al.*, 2007; STORELLI *et al.*, 2007). Todavia, muitos outros factores têm influência neste processo, tal como a biologia da espécie, estrutura da cadeia trófica e condições ambientais (HARMELIN-VIVIEN *et al.*, 2009) o que faz com que este padrão de acumulação seja a regra, mas hajam excepções (SCHWINDT *et al.*, 2008; HARMELIN-VIVIEN *et al.*, 2009).

A aquisição de informação acerca do conteúdo e acumulação deste metal em peixes é crucial dada a sua importância para a saúde pública. De facto, a ingestão de peixe e outros produtos marinhos são a principal fonte deste contaminante na nossa dieta, especialmente na sua forma orgânica (US EPA, 2001). A sua acumulação no organismo afecta a maioria dos nossos sistemas básicos (como o sistema cardiovascular, imunitário e nervoso) (GUZZI e LA PORTA, 2008), sendo particularmente perigoso quando existe uma exposição pré-natal nas crianças (HERREROS *et al.*, 2008).

O estudo da acumulação de mercúrio em peixes que frequentam os estuários e zonas costeiras é simultaneamente uma ferramenta útil ao servir para avaliar a qualidade ambiental destes sistemas, e uma contribuição para um melhor conhecimento do papel ecológico destes organismos na transferência de mercúrio entre os habitats estuarinos, costeiros e de mar aberto. Os estuários e zonas costeiras são áreas preferenciais de produção de mercúrio orgânico, designadamente metilmercúrio, devido às condições biogeoquímicas que apresentam (CHEN *et al.*, 2009). Investigações recentes sugerem que a produção de metilmercúrio nos sedimentos costeiros é importante não só para os organismos locais como também para os de mar aberto (HAMMERSCHMIDT E FITZGERALD, 2006; CHEN *et al.*, 2009). Contudo existe pouca informação acerca da conectividade espacial entre estas fontes e a bioacumulação nas cadeias tróficas marinhas. Desta forma, estudar o padrão de bioacumulação de mercúrio ao longo da vida numa espécie de peixe que efectua migrações entre as zonas estuarinas e os habitats costeiros adjacentes pode ajudar a preencher esta falta de informação.

Os peixes são muitas vezes usados como indicadores de contaminação em sistemas costeiros uma vez que são relativamente grandes e facilmente identificáveis (BLASCO *et al*., 1998), tendo ainda uma ampla distribuição geográfica e elevada posição trófica. Os Mugilidae são uma família de peixes presentes em rios, estuários e águas costeiras. São muito resistentes ao stress ambiental sendo muitas vezes encontrados em ecossistemas perturbados. O seu sucesso deve-se em parte à sua plasticidade alimentar, que lhes permite subsistir através do consumo de uma grande variedade de itens alimentares (ALMEIDA, 2003). Alimentam-se maioritariamente de matéria orgânica em decomposição associada a bactérias e fungos, mas também de diatomáceas do substrato, sendo incluídos no grupo trófico dos detritívoros (ELLIOT *et al*., 2007). O comportamento alimentar desta espécie faz com que seja particularmente adequada para estudar a contaminação em sistemas aquáticos, uma vez que implica um contacto próximo e a ingestão dos componentes mais contaminados destes sistemas, os sedimentos, detritos e matéria particulada suspensa (SPM) (LICATA *et al*., 2003). *Liza aurata* é membro da família Mugilidae sendo a espécie de tainha mais abundante e comum na Ria de Aveiro (ARRUDA *et al*., 1991) sendo igualmente muito usual no estuário do Mondego.

Tendo em conta tudo o que foi mencionado acima, os principais objectivos deste estudo foram: 1) estudar o padrão de acumulação de mercúrio (total e orgânico) em *Liza aurata* ao longo do seu ciclo de vida em dois sistemas com diferente historial de contaminação por mercúrio; 2) verificar se esses padrões são semelhantes nos quatro tecidos analisados (músculo, guelras, fígado e cérebro); 3) averiguar a existência de risco para a saúde humana devido ao consumo de peixe capturado nestes locais; 4) contribuir para a avaliação da qualidade ambiental destes dois sistemas costeiros.

MATERIAIS E MÉTODOS

Locais de estudo

Este estudo foi realizado em dois ecossistemas costeiros: a Ria de Aveiro, uma lagoa costeira localizada na costa Atlântica de Portugal (40º 38 N, 8º 44 W), e o estuário do Mondego, localizado 60 km a sul da Ria (40º 08 N, 8º 50 W). A sua proximidade geográfica e semelhanças a nível climático fazem com que os parâmetros biológicos de Liza aurata (longevidade, épocas de reprodução, estrutura da população, taxa de crescimento, etc.) sejam muito semelhantes nos dois sistemas. Isto é importante na medida em que permite uma comparação directa dos dados obtidos.

A Ria de Aveiro recebeu efluentes ricos em mercúrio continuamente ao longo de cinco décadas, com origem numa fábrica de cloro e soda cáustica localizada no complexo industrial de Estarreja. Estes efluentes dispersaram-se no sistema e originaram a contaminação dos sedimentos, água e biota da área, criando um gradiente bem definido de contaminação por mercúrio com origem antropogénica (Pereira et al., 1998; Coelho et al., 2005). As áreas mais afectadas são o esteiro de Estarreja e o Largo do Laranjo devido à sua proximidade à fonte da contaminação e características semi-fechadas. A retenção de mercúrio neste sistema é estimado em 33 x 103 kg, dos quais cerca de 77% estão armazenados nestas duas áreas (Pereira et al., 1998). As elevadas concentrações de mercúrio na Ria fazem dela um "hotspot" em termos de contaminação por mercúrio na costa Atlântica do sudoeste da Europa (OSPAR, 2000). O impacto da contaminação de mercúrio na Ria de Aveiro tem sido relatado através de vários estudos em diversos compartimentos ambientais (bióticos e abióticos). Os níveis de mercúrio na água, sedimentos (Pereira et al., 1998; Pato et al., 2008) e biota (Abreu et al., 2000; Coelho et al., 2005, 2006; Mieiro et al., 2009) têm sido estudados contribuindo para um estudo integrado desta área.

O estuário do Mondego é considerado um sistema com condições pristinas no que se refere à contaminação por metais (Vale et al., 2002) e foi já anteriormente utilizado como local de referência em termos de contaminação por mercúrio (Coelho et al., 2005, 2006). Neste estudo, as amostras foram recolhidas em três pontos de amostragem (Figura 1), um localizado no braço sul do estuário do Mondego (A), e dois na Ria de Aveiro, um no canal de Mira (B) localizado próximo da entrada da lagoa, e outro no Largo do Laranjo (C), no extremo oposto e perto da fonte de contaminação.

Procedimentos de amostragem

A amostragem ocorreu entre Setembro de 2007 e Abril de 2008. Os peixes foram capturados em cada local na maré baixa usando uma técnica tradicional ("chincha") para capturar os juvenis e uma rede de emalhar para os indivíduos maiores. Após a captura os peixes foram transportados para o laboratório em arcas refrigeradas, onde foram medidos e pesados. Foram então dissecados com diferenciação de tecidos (músculo, guelras, fígado e cérebro), e as amostras recolhidas limpas com água destilada e colocadas em frascos que foram armazenados a -18ºC. O sexo foi determinado por observação macroscópica. Todos os indivíduos capturados eram imaturos.

Foram utilizados neste estudo 67 indivíduos de Liza aurata, 20 capturados no Mondego, 23 em Mira e 24 no Laranjo. Os peixes capturados variaram muito no tamanho (de 9.6 a 22.5 cm no Mondego, 7.7 a 26.4 cm em Mira e 8.6 a 27.5 cm no Laranjo) e no peso (6.6 a 92 g no Mondego, 4 a 172 g em Mira e 6 a 155.6 g no Laranjo). De seguida as amostras foram liofilizadas (0.1 mbar e -56 a -51ºC), homogeneizadas e armazenadas até aos procedimentos analíticos.

Foram ainda recolhidas de cada indivíduo amostras de escamas, sendo removidas dos flancos atrás da primeira barbatana dorsal. Para a determinação da idade foi usado o método da leitura de escamas. Este é o método mais frequente para determinar a idade em Mugilidae e consiste na examinação das escamas ao microscópio de forma a interpretar e contar os annuli, que se definem como as áreas entre duas zonas sucessivas de crescimento e são interpretadas como representativas de eventos anuais (Arruda et al., 1991; Hotos, 2003). De um total de 40 indivíduos foram analisadas 10-20 escamas. Em cada conjunto de escamas foram seleccionadas as 6 melhores, onde os annuli eram mais evidentes, para ler (para mais informações sobre o método ver Hotos, 2003).

O sedimento e a água foram igualmente amostrados em cada um dos locais, em maré baixa. As amostras de sedimento foram secas na estufa a 60ºC, homogeneizadas e peneiradas com um crivo de 1 mm. Após a amostragem, as águas foram transportadas para o laboratório e processadas dentro de poucas horas. Foram então filtradas e a SPM foi recolhida em filtros Millipore (0.45 µm) previamente pesados. A variabilidade de réplicas para filtração foi conseguida através da análise de duas réplicas de cada amostra, que foram analisadas 3 a 4 vezes cada; o coeficiente de variação situou-se na gama dos 2 a 6%. Para as determinações das concentrações de mercúrio na SPM, os filtros foram secos na estufa a 60ºC e digeridos com HNO3 4 mol L-1 (para informação detalhada do método ver Pereira et al., 1998). O tratamento e análise das amostras de água foram realizados segundo protocolos muito rigorosos (adaptados de Bloom, 1995). A água ultra-pura utilizada foi obtida de um sistema Millipore Milli-Q modelo 185.

Todo o material de vidro utilizado foi previamente mergulhado num banho contendo 5% Decon durante no mínimo 24h, depois em 25% HNO3 e finalmente completamente enxaguado com água ultra-pura.

Procedimentos analíticos

Para a determinação da concentração de mercúrio total nos tecidos dos peixes as amostras foram directamente pesadas (18-120 ± 0.1 mg) em barquinhas pré-limpas, e a concentração de mercúrio quantificada por espectroscopia de absorção atómica antecedida por decomposição térmica da amostra utilizando um equipamento LECO AMA-254. A resposta do equipamento foi verificada diariamente (no inicio e final das análises) através da leitura de um material de referência certificado (CRM) com uma matriz semelhante à das amostras (TORT-2). Os valores obtidos para o TORT-2 estiveram sempre dentro da gama de valores certificados (0.27 ± 0.06 mg kg-1) com uma eficiência de recuperação de 105 ± 4.9% (n= 187).

As concentrações de mercúrio orgânico no músculo foram determinadas através da sua digestão com uma solução de 18% KBr em 5% H2SO4, seguida pela extracção do mercúrio orgânico para tolueno (Válega et al., 2006). As extracções foram sempre feitas em triplicado. Os compostos de mercúrio orgânico retidos no tolueno foram então novamente extraídos para uma solução de Na2S2O3 e quantificados em partes líquidas (200-500 µL) do meio aquoso resultante com o LECO AMA-254. Para validar estas análises foi também usado um CRM (TORT-2) sendo a eficiência de recuperação de 89.6 ± 4.58%.

A quantificação da concentração de mercúrio nos sedimentos foi também realizada com o LECO AMA-254, sendo o procedimento semelhante ao anteriormente descrito para as amostras de peixe. O controlo da qualidade analítica neste caso foi obtido pela utilização do CRM IAEA-356. Os valores obtidos na sua análise situaram-se na gama dos 98 ± 1% (n=42) de eficiência de recuperação.

A determinação da concentração de mercúrio dissolvido na água e contido na SPM foram efectuadas por espectroscopia atómica de fluorescência (CV-AFS) usando um PSA modelo Merlin 10.023 equipado com um detector PSA modelo 10.003, usando cloreto de estanho como agente redutor (2% em 10% HCl).

Análise estatística

A análise dos dados seguiu os procedimentos padrão (Zar, 1999) e todos os pressupostos dos métodos foram assegurados. As diferenças entre médias foram consideradas significativas com $p<0.05$. Foi utilizada a análise de variância de Kruskall-Wallis, seguida por um teste de comparações múltiplas (teste de Dunn's), para detectar diferenças entre os três locais e entre as classes de idade. Para a comparação de concentrações totais de mercúrio entre tecidos realizou-se um teste Wilcoxon Signed Ranks, e para obter as taxas de bioacumulação regressões lineares e não-lineares.

RESULTADOS

A Tabela 1 sumariza a concentração total de mercúrio nos sedimentos, SPM e dissolvida na água nos três pontos de amostragem. Como esperado o local que se apresentou mais contaminado foi o Laranjo, com valores mais altos em todos os compartimentos ambientais. Mira e Mondego apresentaram baixas concentrações de mercúrio tanto nos sedimentos como na coluna de água.

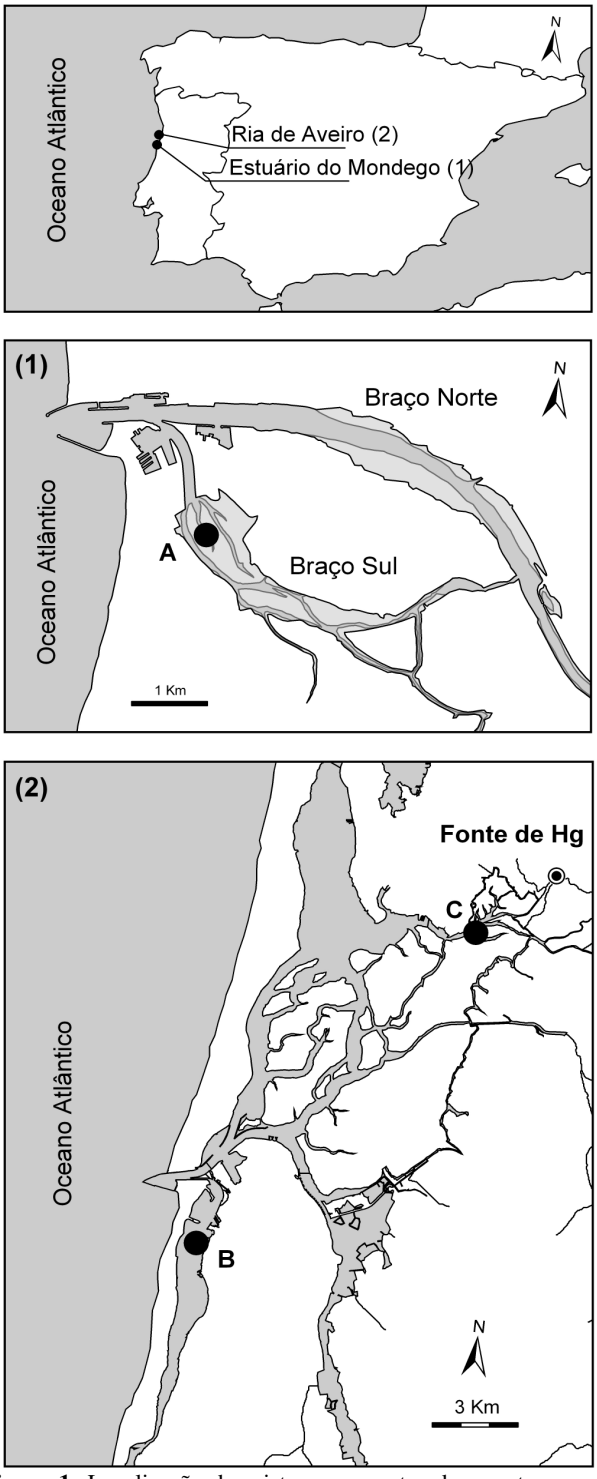


Figura 1: Localização dos sistemas e pontos de amostragem; A) Braço sul do estuário do Mondego, B) Mira, C) Largo do Laranjo

As concentrações de mercúrio em *Liza aurata*, independentemente do local de amostragem, variaram de acordo com o tecido da seguinte forma: fígado > músculo > cérebro > guelras (Figura 2). Globalmente, os valores de mercúrio total variaram de 0.015 (correspondentes a guelras do Mondego) a 4.2 (fígado do Laranjo) µg g^{-1} de peso seco.

Foram realizadas comparações estatísticas entre locais de amostragem para todos os tecidos: músculo (H=23.693, p<0.001), guelras (H= 18.180, p<0.001), fígado (H=28.335, p<0.001) e cérebro (H=12.004, p<0.001). Foram detectadas diferenças significativas entre o Mondego e o Laranjo em todos os tecidos: músculo (Q=4.802, p<0.001), guelras (Q=4.129, p<0.001), fígado (Q=5.323, p<0.001) e cérebro (Q=3.453, p=0.002). Entre Mira e Laranjo foram detectadas diferenças significativas no fígado (Q=2.416, p=0.047) mas os restantes tecidos não apresentaram diferenças. A maioria das concentrações de mercúrio foi também significativamente diferente entre Mondego e Mira (músculo (Q=3.166, p=0.005), guelras (Q=3.176, p=0.005) e fígado (Q=2.996, p=0.008)).

O teste de Wilcoxon revelou diferenças significativas entre todos os tecidos (p<0.001). A concentração total de mercúrio no músculo é diferente da das guelras (Z=6.791), da do fígado (Z=6.281) e da do cérebro (Z=5.717). A concentração nas guelras difere também da do fígado (Z=6.393) e da do cérebro (Z=6.281), e a do fígado da do cérebro (Z=6.220).

No que diz respeito aos padrões de bioacumulação, em todos os tecidos foi verificado um padrão de diluição de mercúrio ao longo da vida da espécie (Figura 3). Este padrão seguiu uma tendência exponencial nos espécimes do Laranjo, onde este padrão de diluição foi mais evidente, e uma tendência linear no Mondego e em Mira (sendo a taxa de diluição maior, em valor absoluto, neste último). A única excepção foi o fígado no Mondego onde parece ocorrer acumulação de mercúrio com o aumento da classe de idade (Tabela 2).

A acumulação de mercúrio orgânico no músculo seguiu o mesmo padrão que a acumulação de mercúrio total (Figura 4). Em nenhum dos locais foi observada acumulação com a idade. A contribuição da fracção de mercúrio orgânico para a acumulação total de mercúrio teve tendência a ser mais alta na classe de idade 0+ que nas restantes, apesar de não se terem verificado diferenças significativas. As percentagens de mercúrio orgânico no músculo foram altas, variando de 84.3% a 100%. Em 73% dos casos a percentagem de mercúrio orgânico foi mesmo superior a 95%.

DISCUSSÃO

Os níveis de mercúrio no ambiente confirmaram o Laranjo como o local mais contaminado, sendo as concentrações mais elevadas nos sedimentos e coluna de água registados neste local.

Os valores baixos de mercúrio obtidos em Mira para todos os compartimentos ambientais podem ser justificados com a distância à fonte de contaminação e a proximidade à entrada da Ria. No Mondego os valores foram também baixos, uma vez que não são conhecidas fontes antropogénicas de contaminação com este metal neste sistema. Apesar dos valores elevados de mercúrio no sedimento na zona do Laranjo, as concentrações na água em todos os locais foram sempre abaixo de 1000 ng L^{-1}, o valor estipulado como máximo pelas directivas da União Europeia para as concentrações de mercúrio nos sistemas aquáticos (GUILHERME *et al*., 2008).

Tabela 1: Concentração total de mercúrio nos sedimentos, matéria particulada suspensa (SPM) e dissolvida na água nos três locais de amostragem

Local de amostragem	[Hg] sedimento (µg g^{-1})	[Hg]SPM (µg g^{-1})	[Hg] dissolvida (ng L^{-1})
Laranjo	5.2	97.8	9
Mira	0.2	1	0.6
Mondego	0.1	1.6	1.2

Existem diferenças significativas no conteúdo em mercúrio entre o Laranjo e Mondego para todos os tecidos, o que está de acordo com a contaminação ambiental apresentada. Há estudos prévios que confirmam que várias espécies de peixe capturadas no Laranjo estão contaminadas pelo mercúrio industrial (LIMA, 1986; LUCAS *et al*., 1986; ABREU *et al*., 2000; GUILHERME *et al*., 2008; MIEIRO *et al*., 2009). O facto de as diferenças entre Mira e Laranjo só serem significativas no fígado deve-se à importância deste órgão na acumulação e desintoxicação de mercúrio. Os restantes tecidos não registaram diferenças significativas apesar da diferença entre os valores ambientais, o que poderá estar relacionado com a mobilidade desta espécie entre os dois locais (situados no mesmo sistema) e as suas migrações ocasionais para o mar (muitas espécies de Mugilidae migram para o mar imediatamente antes ou durante a época de desova e/ou durante períodos de condições abióticas desfavoráveis (KATSELIS *et al*., 2007)). Foram também registadas diferenças significativas entre Mira e Mondego para todos os tecidos com excepção do cérebro. Embora os valores ambientais de mercúrio de Mondego e Mira sejam semelhantes, Mira está localizado, tal como o Laranjo, no sistema historicamente contaminado com este metal, e sendo estes organismos pelágicos, o seu raio de mobilidade pode incluir áreas interiores da Ria mais contaminadas (que são ocupadas

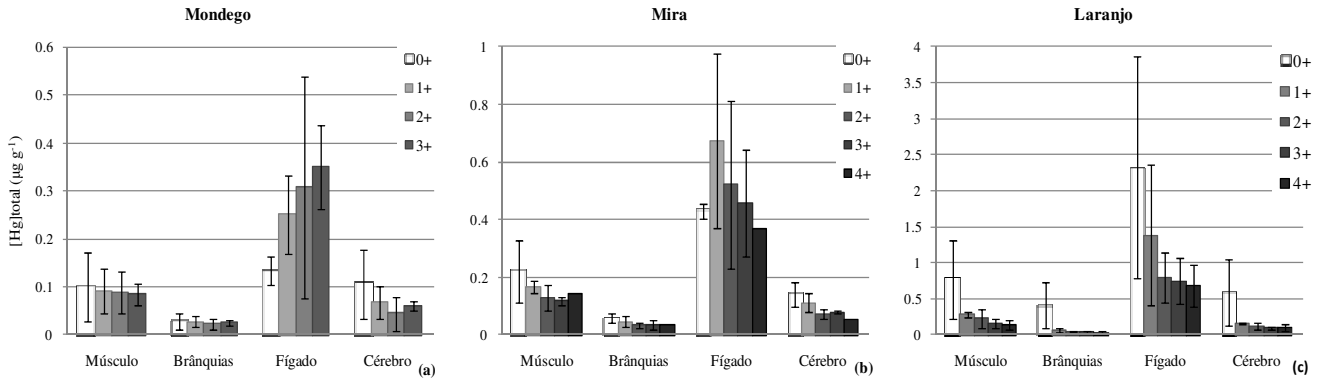


Figura 2: Média das concentrações de mercúrio total nos tecidos de *L. aurata* (µg g^{-1} peso seco; as barras de erro representam o desvio padrão) para todas as classes de idade (indicadas na legenda).

Tabela 2: Equações relativas à bioacumulação de mercúrio com a idade em *L. aurata*

Local de amostragem	Músculo	Brânquias	Fígado	Cérebro
Laranjo	$y= 0.6088e^{-0.465x}$	$y= 0.2097e^{-0.539x}$	$y= 1.948e^{-0.307x}$	$y= 0.3713e^{-0.417x}$
Mira	y= -0.0198x + 0.1956	y= -0.0058x + 0.0534	y= -0.037x + 0.5612	y= -0.0207x + 0.1333
Mondego	y= -0.0051x + 0.0992	y= -0.0014x + 0.0275	y= 0.0703x + 0.1548	y= -0.0265x + 0.1185

principalmente pelos juvenis).

Em todos os locais a contaminação exibida pelos diferentes tecidos foi constante, estando de acordo com a ordem divulgada por outros estudos (ABREU *et al*., 2000; CIZDZIEL *et al*., 2003; USERO *et al*., 2004; GUILHERME *et al*., 2008; MIEIRO *et al*., 2009) sendo o fígado o órgão com teor mais elevado em mercúrio. Vários autores (CHEN e CHEN, 1999; LICATA *et al*., 2003; USERO *et al.*, 2004; GUILHERME *et al.,* 2008; MIEIRO *et al*., 2009) apontam o fígado como o órgão preferencial na acumulação de mercúrio, devido ao seu papel central no metabolismo de metais, funcionando como um órgão de armazenamento (FILIPOVIĆ e RASPOR, 2003). Esta acumulação no fígado pode dever-se à grande tendência do mercúrio em associar-se a metalotioninas (proteínas de baixo peso envolvidas no metabolismo de metais) (LICATA *et al*., 2003).

Não existe evidência de bioacumulação de mercúrio com a idade em nenhum dos tecidos analisados. De facto, foi até encontrada uma diminuição dos níveis de mercúrio com a idade, em todos os tecidos e locais (Figura 3). A única excepção foi o fígado no Mondego, com uma taxa positiva de bioacumulação, mas onde os valores absolutos de mercúrio são muito baixos. Todavia a diminuição de mercúrio ao longo da vida da espécie não ocorreu da mesma forma nos três locais de amostragem, seguindo uma tendência linear no Mondego e em Mira, mas uma tendência exponencial no local mais contaminado, o Laranjo.

A relação negativa entre a concentração de mercúrio nos tecidos e a idade pode ser explicada pelo fenómeno de diluição por crescimento, ou até por um possível mecanismo de excreção de mercúrio. A diluição por crescimento ocorre quando a taxa de crescimento dos organismos é superior à taxa com que absorvem o metal (SCOTT e AMSTRONG, 1972). Outra explicação plausível está relacionada com o ciclo de vida desta espécie. Depois de desovarem no oceano Atlântico, entre Agosto e Outubro, os juvenis desta espécie começam a entrar nestes sistemas costeiros (ARRUDA *et al*., 1991). De seguida permanecem dentro dos estuários, beneficiando da sua produtividade. Ainda assim *L. aurata* tem preferência por habitats poli e eurihalinos (CARDONA, 2006) e desta forma os indivíduos mais velhos deslocam-se frequentemente para o mar, onde não existem fontes directas de mercúrio, retornando depois aos estuários. Para além disso, o raio de mobilidade dos peixes varia ao longo do seu ciclo de vida. De um modo geral os juvenis tendem a ter menos mobilidade que os adultos, sendo menos provável que evitem as áreas mais contaminadas. Este facto poderá então contribuir para explicar a diminuição da contaminação de mercúrio com o aumento da classe de idade no Laranjo, uma vez que os indivíduos mais velhos poderão ter menores períodos de permanência nesta área que os juvenis.

Estes resultados podem ainda estar relacionados com diferenças no nível trófico das presas de juvenis e adultos. É sabido que as tainhas têm ciclos de vida complexos envolvendo um estádio zooplânctófago (correspondente aos indivíduos recém-eclodidos) e vários estádios detritívoros/herbívoros posteriores (CARDONA, 2001). Uma vez que a acumulação de mercúrio varia com a posição trófica dos peixes (STORELLI *et al*., 1998; MAGALHÃES *et al*., 2007), se os juvenis tiverem um comportamento mais predatório do que os adultos a sua dieta irá incluir itens com um conteúdo em mercúrio orgânico mais elevado que estes últimos, que se alimentam principalmente de detritos e microfitobentos (BLABER e WHITFIELD, 1977; ELLIOT *et al*., 2007). De facto, a concentração de mercúrio das presas é provavelmente a principal condicionante da absorção de mercúrio em peixes, tal como concluído por MAGALHÃES *et al*., 2007 e HARMELIN-VIVIEN *et al*., 2009. Neste último estudo foi comparado o padrão de bioacumulação de mercúrio com o tamanho/idade e a posição trófica de espécies relacionadas (*Mullus surmuletus*, *M. barbatus barbatus* e *M. barbatus ponticus*) tendo-se concluído que as diferenças no nível trófico das presas ao longo do ciclo de vida das espécies foi determinante para explicar as diferenças observadas a nível de bioacumulação de mercúrio.

O facto de espécies com uma elevada posição trófica apresentarem concentrações de mercúrio mais elevadas que as

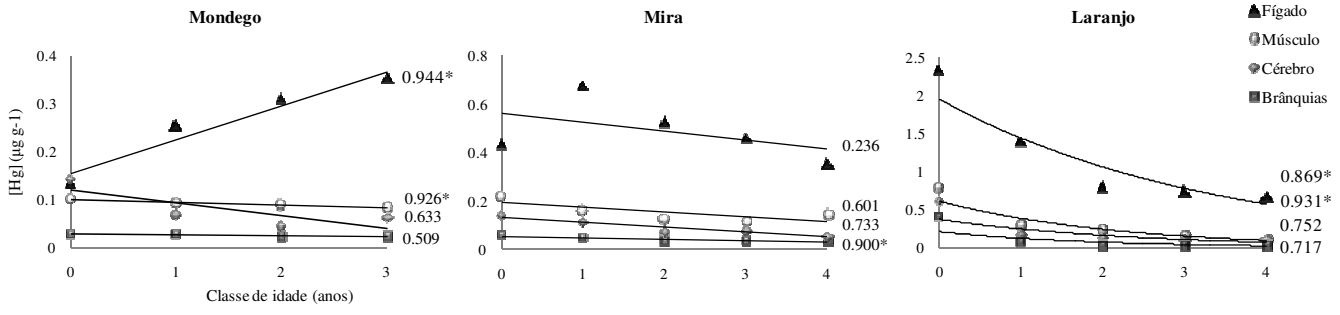


Figura 3: Acumulação de mercúrio ao longo da vida em *L. aurata*. As linhas de tendência, calculadas a partir dos valores médios de cada classe de idade, representam a acumulação de mercúrio pelos peixes. Os valores de r^2 são apresentados ao lado das rectas de bioacumulação. As regressões lineares significativas estão assinaladas com um asterisco.

espécies em posição mais baixa também serve para justificarmos que os valores de mercúrio no músculo, guelras e fígado no presente estudo tenham sido mais baixos do que os encontrados por ABREU *et al* (2000) em robalo (*D. labrax*), e o porquê da alteração na dieta nesta espécie poder ser uma explicação para não ocorrer bioacumulação com a idade, ao contrário do que foi observado com o robalo, no mesmo sistema costeiro.

Quanto à acumulação de mercúrio orgânico no músculo, esta seguiu um padrão semelhante à do mercúrio total em todos os locais (Figura 4). Tem sido estabelecido que a maioria (>95%) do conteúdo em mercúrio total de peixes de água salgada e água doce é constituída por metilmercúrio (BLOOM *et al*., 1992; SUNDERLAND *et al*., 2007; CHEN *et al*., 2009). Neste estudo isto foi confirmado, sendo o conteúdo em mercúrio orgânico do músculo superior a 95% em 73% dos casos. Estes valores elevados foram observados em todos os locais de amostragem. Apesar de não existirem diferenças significativas entre as classes de idade podemos verificar que a classe 0+ teve tendência a ter uma maior fracção de mercúrio orgânico que as restantes classes, possivelmente por causa das elevadas taxas de metabolismo dos peixes juvenis que apresentam um crescimento mais rápido, ou devido às suas tácticas de alimentação mais predatórias.

O fígado foi o tecido que se revelou mais apropriado para avaliar a exposição ao mercúrio, exibindo diferenças significativas entre os três locais. A elevada absorção de mercúrio deste tecido minimiza o erro possível associado com os limites de detecção dos procedimentos analíticos (MIEIRO *et al*., 2009). A desvantagem em usar apenas este tecido nesse tipo de análise é que sendo um órgão muito propenso ao armazenamento de metais poderá reflectir exposições passadas e levar a interpretações erradas.

Hoje em dia existe uma grande preocupação com os riscos associados à exposição a mercúrio nomeadamente por parte das autoridades de saúde pública. Isto deve-se principalmente aos seus efeitos teratogénicos e capacidade de causar danos neurológicos irreversíveis aos seres humanos (DE FLORA *et al*., 1994). O consumo de produtos de peixe e outros produtos do mar é a principal forma de exposição a metilmercúrio nos humanos, variando com os hábitos alimentares e localização geográfica das populações. O elevado consumo de peixe é um componente tradicional na dieta de diferentes populações pelo mundo fora, nomeadamente na dieta mediterrânica (HERREROS *et al*., 2008). Portugal é o país que apresenta maior taxa de consumo de peixe na União Europeia, e o segundo a nível mundial, depois do Japão (HERREROS *et al*., 2008).

Várias entidades reguladoras oficiais de todo o mundo estabeleceram limites para a concentração de mercúrio nos tecidos comestíveis acima dos quais o peixe é considerado como impróprio para consumo humano. Na Europa, a Comissão Europeia estabeleceu este limite nos 0.5 µg g^{-1} de peso fresco (decisão 93/351 OJEC, 1994), excepto para algumas espécies de topo das cadeias tróficas, nas quais esse limite foi elevado até 1 µg g^{-1} de peso fresco. As concentrações de mercúrio no músculo obtidas neste trabalho variaram de um mínimo de 0.01 µg g^{-1} no Mondego a um máximo de 0.29 µg g^{-1} no Laranjo (peso fresco). Assim, os valores registados não ultrapassaram o limite estabelecido pela Comissão Europeia, logo estes peixes não poderão ser tidos como perigosos para consumo. Contudo, o conjunto de peritos da FAO/OMS em aditivos alimentares recomenda um consumo semanal tolerável (PTWI) de 300 µg de mercúrio total por pessoa, uma quantidade equivalente a 5 µg/kg de peso corporal, e 1.6 µg/kg de peso corporal no caso do mercúrio orgânico (OMS, 2007). Se tivermos em conta o consumo médio de peixe semanal da população portuguesa (1250g) (LOURENÇO *et al*., 2006), utilizarmos um peso corporal de 60 kg e

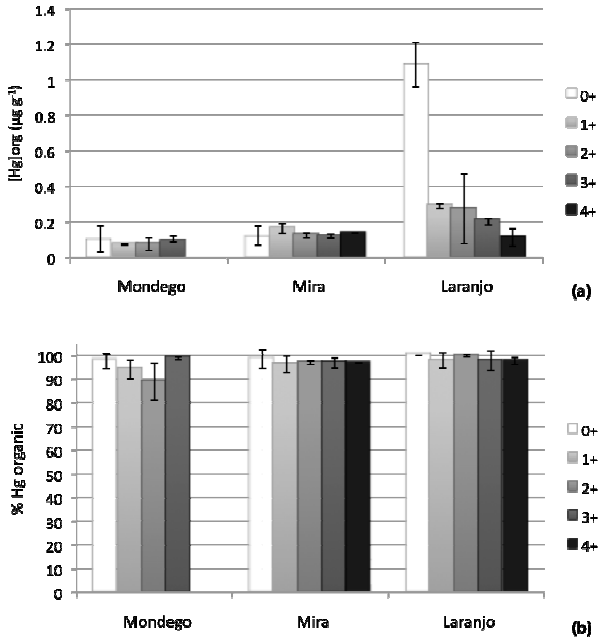


Figura 4: Conteúdo em mercúrio orgânico das amostras: (a) concentração média de mercúrio por classe de idade (µg g^{-1}); (b) Percentagem de mercúrio orgânico relativamente ao conteúdo total em mercúrio. As barras de erro representam o desvio padrão.

a concentração média de mercúrio nos peixes do Laranjo (0.094 µg g^{-1} e 0.081 µg g^{-1} de peso fresco) o consumo semanal estimado para a população portuguesa seria de 1.958 µg/kg de peso corporal de mercúrio total e 1.688 µg/kg de peso corporal de mercúrio orgânico. Subsequentemente, o consumo semanal estimado de mercúrio total não excede o PTWI, mas o de mercúrio orgânico ultrapassa ligeiramente.

Para além disso, a agência norte-americana de protecção do ambiente (US EPA) definiu ainda uma dose diária de referência (RfD) como o nível máximo de exposição oral diária a metilmercúrio em 0.1 µg/kg de peso corporal/dia (US EPA, 2001). Considerando uma concentração média de mercúrio no músculo de 0.081 µg g^{-1} de peso fresco, a RfD calculada para *L. aurata* do Laranjo seria de 0.241 µg/kg de peso corporal/dia, o que é mais do dobro do limite considerado como seguro pela EPA.

Consequentemente, apesar de *L. aurata* do Laranjo não ultrapassar a concentração limite de mercúrio estabelecida pela União Europeia, o seu consumo deve ser moderado. Para podermos fazer uma avaliação correcta do perigo que o consumo de peixe de certas zonas constitui para a saúde humana temos de fazer uma análise cuidadosa dos limites estabelecidos, uma vez que podem não ter em conta as diferenças na quantidade de peixe consumida pelas várias populações.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi apoiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) através de uma bolsa de doutoramento atribuída a Sílvia Tavares (SFRH/BD/48908/2008).

LITERATURA CITADA

ABREU, S.N.; PEREIRA, E.; VALE, C. e DUARTE, A.C., 2000. Accumulation of Mercury in Sea Bass from a Contaminated Lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin* 40(4), 293-297.

ALMEIDA, P.R., 2003. Feeding ecology of Liza ramada (Risso, 1810) (Pisces, Mugilidae) in a south-western estuary of Portugal. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 57(1-2), 313-323.

ARRUDA, L.M.; AZEVEDO, J.N. e NETO, A.I., 1991. Age and growth of the grey mullet (Pisces, Mugilidae) in Ria de Aveiro (Portugal). *Scientia Marina* 55(3), 497-504.

BLABER, S. J. M. e WHITFIELD, A. K., 1977. The feeding ecology of juvenile mullet (Mugilidae) in south-east African estuaries. *Biological Journal of the Linnean Society* 9(3), 277–284.

BLASCO, J.; RUBIO, J.A.; FORJA, J.; GÓMEZ-PARRA, A. e ESTABLIER, R., 1998. Heavy metals in some fishes of the mugilidae family from salt-ponds of Cádiz Bay, SW Spain. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 1(2), 71-77.

BLOOM, N. S., 1992. On the chemical form of mercury in edible and marine invertebrate tissue. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(5), 1010-1017.

BLOOM, N. S., 1995. Mercury as a case study of ultra-clean sample handling and storage in aquatic trace metal research. *Environmental Lab* (3-4), 20-25.

CARDONA, L., 2001. Non-competitive coexistence between Mediterranean grey mullet: evidence from seasonal changes in food availability, niche breadth and trophic overlap. *Journal of Fish Biology* 59(3), 729 -744.

CARDONA, L., 2006. Habitat selection by grey mullets (Osteichthyes: Mugilidae) in Mediterranean estuaries: the role of salinity. *Scientia Marina* 70(3), 443-455.

CHEN, M. e CHEN, C., 1999. Bioaccumulation of sediment-bound heavy metals in grey mullet, *Liza macrolepis. Marine Pollution Bulletin* 39(1-12), 239-244.

CHEN, C. Y.; DIONNE, M.; MAYES, B. M.; WARD, D. M.; STURUP, S. e JACKSON, B. P., 2009. Mercury bioavailability and bioaccumulation in estuarine food webs in the Gulf of Maine. *Environmental Science and Technology* 43(6), 1804-1810.

CIZDZIEL, J.; HINNERS, T.; CROSS, C. e POLLARD, J., 2003. Distribution of mercury in the tissues of five species of freshwater fish from Lake Mead, USA. *Journal of Environmental Monitoring* 5(5), 802-807.

COELHO, J.P.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C. e PARDAL, M.A., 2005. Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 65(3), 492 – 500.

COELHO, J.P.; ROSA, M.; PEREIRA, E.; DUARTE, A.e PARDAL, M.A., 2006. Pattern and annual rates of *Scrobicularia plana* mercury bioaccumulation in a human induced mercury gradient (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 69(3-4), 629 – 635.

DE FLORA, S.; BENNICELLI, C. e BAGNASCO, M., 1994. Genotoxicity of mercury compounds. A review. *Mutation Research* 317(1), 57-79.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A.; POTTER, I.; BLABER, S.; CYRUS, D.; NORDLIE, F. e HARRISON, T., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8(3), 241-268.

FILIPOVIĆ, V. e RASPOR, B. 2003. Metallothionein and metal levels in cytosol of liver, kidney and brain in relation to growth parameters of *Mullus surmuletus* and *Liza aurata* from the Eastern Adriatic Sea. *Water Research* 37(13), 3253–3262.

GUILHERME, S.; VÁLEGA, M.; PEREIRA, M.E.; SANTOS, M.A. e PACHECO, M., 2008. Antioxidant and biotransformation responses in *Liza aurata* under environmental mercury exposure – relationships with mercury accumulation and implications for public health. *Marine Pollution Bulletin* 56(5), 845-859

GUZZI, G. e LA PORTA, C., 2008. Molecular mechanisms triggered by mercury. *Toxicology* 244(1), 1-12.

HAMMERSCHMIDT, C. R. e FITZGERALD, W. F., 2006. Bioaccumulation and trophic transfer of methylmercury in Long Island Sound. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51(3), 416-424.

HARMELIN-VIVIEN, M.; COSSA, D.; CROCHET, S.; BĂNARU, D.; LETOURNEUR, Y. and MELLON-DUVAL, C., 2009. Difference of mercury bioaccumulation in red mullets from the north-western Mediterranean and Black seas. *Marine Pollution Bulletin* 58(5), 679-685.

HERREROS, M.A.; IÑIGO-NUÑEZ, S.; SANCHEZ-PEREZ, E.; ENCINAS, T. e GONZALEZ-BUENES, A., 2008. Contribution of fish consumption to heavy metals exposure in women in childbearing age from a Mediterranean country (Spain). *Food and Chemical Toxicology* 46(5), 1591-1595.

HOTOS, G.N., 2003. A study on the scales and age estimation of the grey golden mullet, *Liza aurata* (Risso, 1810), in the lagoon of Messolonghi (W.Greece). *Journal of Applied Ichthyology* 19(4), 220-228.

KATSELIS, G.; KOUKOU, K.; DIMITRIOU, E. e KOUTSIKOPOULOS, C., 2007. Short-term seaward fish migration in the Messolonghi-Etoliko lagoons (Western Greek coast) in relation to climatic variables and the lunar cycle. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 73(3-4), 571-582.

LICATA, P.; DI BELLA, G.; DUGO, G. e NACCARI, F., 2003. Organochlorine Pesticides, PCBs and heavy metals in tissues of the mullet *Liza aurata* in lake Ganzirri and Straits of Messina (Sicily, Italy). *Chemosphere* 52(1), 231-238.

LIMA, C., 1986. Impacto da poluição por mercúrio nos organismos aquáticos da Ria de Aveiro. *Relatório INIP* (Lisboa) pp. 66.

LOURENÇO, H.M.; AFONSO, C.; GONÇALVES, S.; MARTINS, M.F.; BATISTA, I. e NUNES, M.L., 2006. Heavy metals in fishing products and aquaculture. *Livro de resumos das II Jornadas "Qualidade, Inovação e Segurança dos Produtos da Pesca"*, INIAP/IPIMAR/DITVPP (Lisboa, Portugal), pp. 14.

LUCAS, M. F.; CALDEIRA, M. T.; HALL, A.; DUARTE, A. C. e LIMA, C., 1986. Distribution of mercury in the sediments and fishes of the Lagoon of Aveiro, Portugal. *Water Science and Technology* 18(4-5), 141-148.

MAGALHÃES, M.C.; COSTA, V.; MENEZES, G.M; PINHO, M.R; SANTOS, R.S. e MONTEIRO, L.R., 2007. Intra- and inter-specific variability in total and methylmercury bioaccumulation by eight marine fish species from the Azores. *Marine Pollution Bulletin* 54(10), 1654-1662.

MIEIRO, C.L.; PACHECO, M.; PEREIRA, M.E. e DUARTE, A.C., 2009. Mercury distribution in key tissues of fish (*Liza aurata*) inhabiting a contaminated estuary - implications for human and ecosystem health risk assessment. *Journal of Environment Monitoring* 11(5), 1004-1012.

Official Journal of the European Communities (OJEC), 1994. L. 144 of 16 June 1994.

OMS (Organização Mundial de Saúde) Staff, 2007. Evaluation of certain food additives and contaminants. *Sixty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.* WHO technical report series; no. 940, WHO, Rome.

OSPAR, 2000. OSPAR Background Document on Mercury and Organic Mercury Compounds. OSPAR Comission, London.

PATO, P.; LOPES, C.; VÁLEGA, M.; LILLEBØ, A.I.; DIAS, J.M.; PEREIRA, E. e DUARTE, A.C., 2008. Mercury fluxes between an impacted coastal lagoon and the Atlantic Ocean. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 76(4), 4, 787-796.

PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C.; MILLWARD, G.E.; ABREU, S.N., e VALE, C., 1998. An estimation of industrial mercury stored in sediments of a confined area of the Lagoon of Aveiro (Portugal). *Water Science and Technology* 37(6-7), 125-130.

SCHWINDT, A. R.; FOURNIE, J. W.; LANDERS, D. H.; SCHRECK, C. B. e KENT, M. L., 2008. Mercury concentrations in salmonids from Western US National Parks and relationships with age and macrophage aggregates. Environmental *Science and Technology* 42(4), 1365-1370.

SCOTT, D.P. e ARMSTRONG, F.A., 1972. Mercury concentration in relation to size in several species of freshwater fishes from Manitoba and North-Western Ontario. *Journal of Fishing Restoration Board of Canada* 29(12), 1685-1690.

STORELLI, M.M.; GIACOMINELLI-STUFFLER, R. e MARCOTRIGIANO, G.O., 1998. Total mercury in muscle of benthic and pelagic fish from the South Adriatic Sea (Italy). *Food Additives and Contaminants* 15(8), 876-883.

STORELLI, M.M.; BARONE, G.; PISCITELLI, G. e MARCOTRIGIANO, G.O., 2007. Mercury in fish: Concentration vs. fish size and estimates of mercury intake. *Food Additives and Contaminants* 24(12), 1353-1357.

SUNDERLAND, E. M., 2007. Mercury exposure from domestic and imported estuarine and marine fish in the U.S. seafood market. *Environmental Health Perspectives* 115(2), 235-242.

U.S. Environmental Protection Agency Staff, 2001. Mercury Update: Impact on fish advisories. Washington, DC:U.S. Environmental Protection Agency Publication, *EPA-823-F-01-011,* 10p.

USERO, J.; IZQUIERDO, C.; MORILLO, J. e GRACIA, I., 2004. Heavy metals in fish (*Solea vulgaris, Anguilla anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the Southern Atlantic coast of Spain. *Environment International* 29(7), 949-956.

VALE, C.; FERREIRA, A.; CAETANO, M. e BRITO, P., 2002. Elemental composition and contaminants in surface sediments of the Mondego river estuary. *In:* PARDAL, M.A., MARQUES, J.C., GRAÇA, M.A. (Eds.), *Aquatic Ecology of the Mondego River Basin. Global Importance of Local Experience.* Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, pp. 243–256.

VÁLEGA, M.; ABREU, S.; PATO, P.; ROCHA, L.; GOMES, A.R.; PEREIRA, M.E. e DUARTE, A.C., 2006. Determination of organic mercury in biota, plants and contaminated sediments using a thermal atomic absorption spectrometry technique. *Water Air and Soil Pollution* 174(1-4), 223-234.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical Analysis, fourth ed. Prentice Hall, New Jersey.

Acumulação e Distribuição de Mercúrio em Peixes da Ria de Aveiro

C. L. Mieiro [a], J.P. Coelho [a], M. Pacheco [b], A.C. Duarte [a] e M.E. Pereira [a]
[a] CESAM, Departamento de Química, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro,
{cmieiro, jpcoelho, aduarte, eduper}@ua.pt
[b] CESAM, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro
mpacheco@ua.pt

SUMÁRIO

O objectivo deste trabalho foi estudar a acumulação de mercúrio total (T-Hg) e orgânico (O-Hg) em tecidos de peixes marinhos que usam a Ria de Aveiro como viveiro e, deste modo, estimar o risco para a população humana associado ao consumo destes peixes. Escolheram-se juvenis de duas espécies representativas da comunidade piscícola local, a tainha garrento (*Liza aurata*) e o robalo (*Dicentrarchus labrax*). As amostragens foram feitas em três locais escolhidos de acordo com o grau de contaminação em Hg: dois locais situados no Laranjo - um local muito contaminado (L2), e outro moderadamente contaminado (L1) - e um terceiro local, afastado da contaminação e escolhido como termo de comparação (R). O T-Hg foi determinado no músculo e no rim e o O-Hg apenas no músculo das duas espécies. Foi estimada a ingestão semanal de T-Hg e a ingestão diária e semanal de O-Hg e compararam-se com o limite de ingestão semanal (PTWI) e com a dose diária de referência (RfD). Os valores de ingestão diária de O-Hg para as duas espécies, excederam a Rfd em todos os locais. No caso da ingestão semanal de T-Hg, o rim de tainha excedeu o PTWI em todos os locais e o músculo apenas excedeu em L2. O músculo de robalo excedeu os limites de ingestão semanal nos dois locais da área contaminada com Hg. Assim, não se pode excluir a possibilidade de risco ao consumir-se peixe do Laranjo, realçando a necessidade de se estabelecerem regulamentações específicas para o consumo de peixe, ponderando riscos e benefícios.

PALAVRAS CHAVE: *mercúrio, peixe, saúde humana*

INTRODUÇÃO

O mercúrio é considerado como uma substância tóxica prioritária em todo o Mundo, sendo reconhecido como um problema ambiental global. A sua elevada toxicidade é responsável por danos na saúde humana, na vida selvagem e no ambiente. Adicionalmente, o mercúrio tem propensão para biomagnificar ao longo das cadeias tróficas, levando a que predadores de topo como os peixes, e consequentemente o Homem, possam ter elevadas concentrações deste metal (UNEP /WHO, 2008).

Os peixes são um constituinte muito importante da dieta do Homem, em particular de populações piscícolas, fornecendo elementos vitais como micronutrientes, minerais e em particular ácidos gordos. Os benefícios do consumo de peixe são bastante reconhecidos e estão maioritariamente relacionados com os ácidos ómega-3 polinsaturados (CHIEN *et al*., 2007). Por outro lado, sabe-se que cerca de 90% dos riscos para a saúde humana associados ao consumo de peixe são devidos à contaminação por mercúrio (EPA, 2001). Está também bastante documentado o facto das populações litorais, subsistindo maioritariamente do consumo de peixe, serem alvos muito susceptíveis. Consequentemente, é desejável que o consumo de peixe seja regulado, de modo a minimizar os riscos da acumulação de mercúrio para as populações. Além disso, é também relevante que as regulamentações a criar sejam elaboradas de modo a que os benefícios do consumo de peixes não sejam afectados. Várias directrizes internacionais foram propostas por agências reguladoras (EPA, 2001; UK FOOD ADVISORY, 2004; FSANZ, 2007; EFSA, 2008; UNEP/WHO, 2008), estabelecendo limites para as concentrações de mercúrio em produtos piscícolas, acima dos quais é reduzida a margem de segurança atribuída ao consumo de peixe. Contudo, as regulamentações apenas focam as concentrações de mercúrio no músculo, em detrimento de outros órgãos que potencialmente acumulam elevadas quantidades de mercúrio e que não são removidas durante o processo de confecção, como p.e. o fígado e o rim. Para além disso, deverá ser criada regulamentação específica para populações que se alimentem particularmente de peixe ou produtos derivados. O mercúrio apresenta elevada afinidade pelos grupos tiol presentes nas proteínas, encontrando-se por isso preferencialmente ligado às proteínas dos tecidos, em detrimento dos lípidos. Deste modo, escamar, amanhar e cozinhar peixes contaminados com mercúrio não reduz significativamente a concentração de mercúrio no filete. Durante os processos de confecção, a perda de humidade promove a concentração de mercúrio nos tecidos, encontrando-se por vezes concentrações mais elevadas de Hg em peixes cozinhados do que em peixes não cozinhados (EPA, 2001). No presente estudo pretende-se avaliar as concentrações de mercúrio em vários tecidos de *Dicentrarchus labrax* (robalo) e de *Liza aurata* (tainha), com particular ênfase para o músculo, a parte comestível do peixe. O trabalho foi realizado na Ria de Aveiro, uma lagoa costeira situada na costa noroeste de Portugal (Figura 1). Este sistema aquático possui uma área interior (Largo do Laranjo) que durante aproximadamente 50 anos, esteve sujeita a descargas de efluentes industriais contaminados com mercúrio. As descargas contínuas do metal contribuíram para as elevadas concentrações de mercúrio que ainda hoje persistem associadas aos sedimentos, quase duas décadas após a cessação; actualmente existe um gradiente de contaminação ambiental com mercúrio, com concentrações significativamente maiores junto à fonte (COELHO *et al*., 2005). Este gradiente de mercúrio oferece a oportunidade de avaliar a toxicidade do elemento em condições naturais, usando a Ria de Aveiro como um "laboratório natural". Este sistema estuarino tem elevada produtividade, suportando abundantes populações de

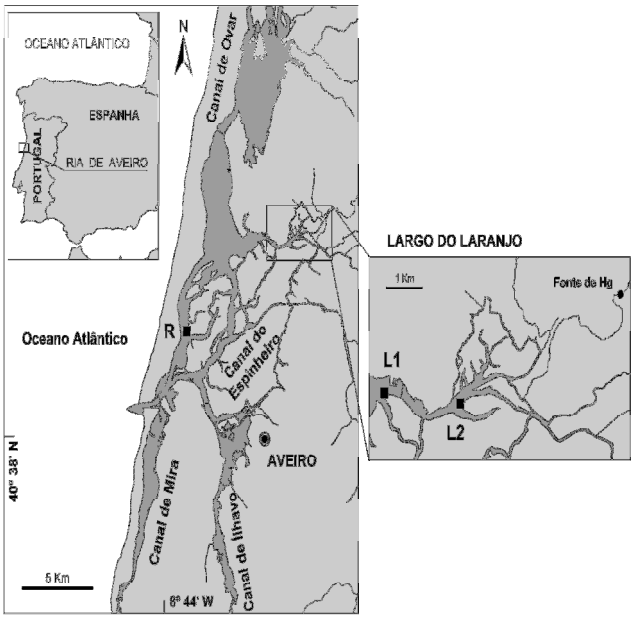


Figura 1: Mapa das estações de amostragem na Ria de Aveiro (Portugal): referência (R), local moderadamente contaminado (L1) e local muito contaminado (L2).

invertebrados e peixes, e favorecendo actividades como a aquacultura e a pesca (PÉREZ CID *et al*., 2001; LOPES *et al*., 2008).

METODOLOGIA

A amostragem foi efectuada em três locais, escolhidos em função da sua distância à fonte de mercúrio. Duas estações de amostragem situaram-se na zona do Largo do Laranjo: L2 - local mais contaminado e mais próximo da fonte de mercúrio e L1 - a jusante de L2, zona "moderadamente" contaminada. Uma terceira estação de amostragem (R) localizou-se próximo da entrada da Ria, afastada das principais fontes de poluição (PACHECO *et al*., 2005) e foi seleccionada como zona de referência, para poder ser usada como termo de comparação.

Quinze juvenis de *Dicentrarchus labrax (D. labrax)* e outras tantas amostras de *Liza aurata* (*L. aurata)*, foram recolhidos em cada uma das estação de amostragem usando a técnica de pesca à linha para o *D. labrax* e da chincha no caso de *L. aurata*. Imediatamente após serem pescados, os peixes foram sacrificados, os tecidos foram recolhidos e mantidos em azoto liquido. O mercúrio total (T-Hg) no músculo e no rim de *D. Labrax* e de *L. aurata* foi determinado por espectroscopia de absorção atómica após decomposição térmica da amostra e recolha do vapor de mercúrio em amálgama de ouro (AMA - LECO 254) (COSTLEY *et al*., 2000). A exactidão e a precisão da metodologia analítica para o T-Hg foram determinadas pela análise de réplicas de material de referência certificado (CRM), nomeadamente TORT-2 (hepatopâncreas de lagosta). A precisão do método, avaliada pelo coeficiente de variação, não ultrapassou 9% (n>5), e a eficiência de recuperação variou entre 83-102%.

A determinação do O-Hg nos tecidos de peixe foi feita de acordo com VÁLEGA *et al*. (2006), após digestão da amostra numa mistura de 18% KBr em 5% H_2SO_4, seguida de extracção em tolueno. As extracções foram sempre realizadas em duplicado e a fracção aquosa resultante da adição de solução de $Na_2S_2O_3$ foi analisada num equipamento AMA - LECO 254. Uma vez que o método de quantificação do O-Hg requer uma quantidade de amostra relativamente elevada (0.2 g), não foi possível realizar esta análise para o rim. No controle de qualidade das quantificações de O-Hg, usou-se TORT–2 como material de referência certificado. A precisão do método variou entre 0 e 10% e a eficiência de extracção variou entre 75-91%.

A normalidade dos dados e os requerimentos de homogeneidade de variâncias foram testados. Sempre que possível foram executadas análises de variância (ANOVA) seguidas do teste de comparações múltiplas (Tukey test). Calculou-se o consumo semanal de T-Hg e de O-Hg, considerando os respectivos níveis encontrados no músculo e no rim das duas espécies estudadas, o peso corporal médio de um adulto de 60 kg e uma média de consumo anual de peixe por pessoa de 62 kg (valor definido para a população Portuguesa), o que se traduz numa média de consumo semanal de 1192 g (LOURENÇO *et al*., 2006). Os valores estimados de ingestão semanal foram comparados com o índice provisório de tolerância de ingestão semanal (PTWI) recomendado pelo comité da FAO/WHO (WHO, 2007), que estabelece como quantidade inócua ingerir até 5,0 e 1,6 μg de Hg kg^{-1} peso corporal para o T-Hg e O-Hg, respectivamente (WHO, 2007). Adicionalmente, a dose de consumo diário de O-Hg também foi calculada e comparada com a dose diária de referência para o O-Hg (RfD) estabelecida pela agência de protecção ambiental dos Estados Unidos da América (EPA) (RfD = 0,1 μg kg^{-1} por dia) (EPA, 2001).

RESULTADOS

Os valores de T-Hg para o rim e para o músculo das duas espécies foram mais elevados nos locais contaminados (L1 e L2). As concentrações de T-Hg variaram entre 0,06 – 0,69 mg kg^{-1} (peso húmido-PH) no rim e 0,04 – 0,46 mg kg^{-1} (PH) no músculo de *D. labrax* e entre 0,51 – 1,2 mg kg^{-1} (PH) no rim e 0,06 – 0,24 mg kg^{-1} (PH) no músculo de *L. aurata*. Para as duas espécies o rim revelou níveis de mercúrio mais elevados que o músculo, tanto em R como em L1 e L2 (Tabela 1). Comparações dos valores medidos nas três estações de amostragem e para cada tecido, demonstraram que tanto o rim como o músculo de *D. labrax* exibiram concentrações estatisticamente mais elevadas em L2 do que em R, o mesmo sucedendo para o músculo de *L. aurata*. Além disso, o músculo de ambas as espécies também exibiu valores estatisticamente superiores de Hg em L1 do que em R. Os valores de T-Hg no músculo de *L. aurata* revelaram ser diferentes entre os dois locais contaminados, sendo mais elevados em L2. O níveis de O-Hg no músculo de *D. labrax* variaram de 0.06 - 0.34 mg kg^{-1} e entre 0.07 – 0.20 mg kg^{-1} no caso de *L. aurata*, revelando maiores concentrações nos locais contaminados. Os níveis de O-Hg em L2 foram significativamente mais elevados do que em R para as duas espécies. A percentagem de O-Hg no músculo foi superior a 70% em *D. labrax* e superior a 85% no caso de *L. aurata*, estando de acordo com os valores de mercúrio orgânico referenciados noutros estudos para o músculo (STORELLI *et al*., 2005; MAGALHÃES *et al*., 2007). Tendo em conta os valores de ingestão semanal estimados para o T-Hg no rim e no músculo de *D. labrax*, verificou-se que tanto em L1 como em L2 o valor estimado foi superior ao PTWI (Figura 2A). A acumulação de T-Hg pelo rim foi 0.8 vezes mais elevada em L1 e 3 vezes mais elevada em L2, enquanto que a acumulação T-Hg pelo músculo foi 1.1 vezes maior em L1 e 2 vezes maior em L2 quando comparada com R. Valores da mesma ordem de grandeza foram obtidos para a ingestão semanal de O-Hg do músculo, 2.2 e 4.2 vezes para L1 e L2 comparativamente a R, respectivamente. Relativamente à ingestão diária do O-Hg presente no músculo, o limite foi ultrapassado em todas as estações de amostragem, embora em maior grau nos locais contaminados (2, 5 e 9.7 vezes a RfD, respectivamente para R, L1 e L2) (Figura 3A).

No caso do músculo de *L. aurata*, em R e em L1 a ingestão semanal de T-Hg foi inferior ao limite máximo estabelecido pelo PTWI, atingindo no entanto esse limite em L2. Por outro lado, a ingestão semanal para o caso do rim excedeu claramente o limite em todas as estações (10.1; 11.1 e 23.8 vezes, respectivamente em

Tabela 1: Concentrações de mercúrio total (T-Hg) e orgânico (O-Hg) (média ± erro padrão) (mg kg^{-1} PH) no rim e músculo de *D. labrax* e de *L. aurata* recolhidos em três locais da Ria de Aveiro: referência (R), local de contaminação moderada (L1) e local de elevada contaminação por mercúrio (L2) As letras indicam diferenças estatísticas significativas ($p<0.05$): [a] *versus* R, [b] *versus* L1.

Local	Espécie	T-Hg rim	T-Hg músculo	O-Hg músculo
	D.labrax	0.06±0.03	0.04±0.02	0.06±0.06
R	*L.aurata*	0.51 ±0.19	0.06± 0.01	0.07±0.009
	D.labrax	0.32±0.15	0.29[a]±0.09	0.18±0.08
L1	*L.aurata*	0.56± 0.23	0.12[a]±0.01	0.11±0.012
	D.labrax	0.69[a]±0.28	0.46[a]±0.16	0.34[a]±0.13
L2	*L.aurata*	1.19 ±0.41	0.24[a,b]±0.02	0.20[a]±0.019

R, L1 e L2) (Figura 2B). Os valores de ingestão semanal de O-Hg do músculo revelaram valores superiores ao PTWI nos locais contaminados, L1 (1.5 vezes) e L2 (2.5 vezes). De acordo com os dados de *D. labrax*, a ingestão diária foi comparada com a RfD e verificou-se que o O-Hg presente no músculo dos peixes de todas as estações se encontrava acima deste limite, chegando a ser em L2, 7 vezes maior que o valor diário recomendado RfD (2, 4 e 7 vezes, respectivamente para R, L1 e L2) (Figura 3A).

DISCUSSÃO

Dados do regulamento 78/2005 da Comissão Europeia (alteração EC Nº 466/2001) estabeleceram o valor de 0.5 µg g^{-1} de PH como o máximo de T-Hg permitido para peixes comercializados pertencentes à categoria das espécies estudadas (OJEC, 2005). O músculo de ambas as espécies estudadas apresentou valores abaixo deste limite em todos os locais de amostragem na Ria.

Dados relativos aos hábitos alimentares na União Europeia, consideram Portugal como o maior consumidor de peixe (LOURENÇO *et al*., 2006). Consequentemente, a quantidade média de peixe consumido por populações que vivem em zonas próximas de L1 e de L2 deve ser melhor estudada de modo a se poderem definir directrizes específicas de carácter consultivo/regulamentar. Deste modo, os resultados obtidos para os consumos semanais para a população Portuguesa, demonstraram que os peixes recolhidos em L1 e L2 apresentavam concentrações de mercúrio, quer T-Hg, quer O-Hg, acima dos valores máximos recomendados e considerados como seguros para a saúde humana. Por outro lado, considerando os valores de RfD, a ingestão diária de O-Hg foi sempre superior ao valor considerado como seguro. Isto indica que uma pessoa de 60 kg atinge o máximo diário (RfD) ingerindo cerca de 26 g diárias de *D. labrax* pescado em L2 (o consumo médio Português é de cerca de 170 g).

para o desenvolvimento do sistema nervoso central (SNC) (EPA, 2001; UNEP/WHO, 2008). Deste modo, o consumo de peixe pescado em L2 (que excede quase 10 vezes a RfD para o O-Hg) representa risco, sendo este facto particularmente relevante para os grupos mencionados como mais vulneráveis. O mesmo se pode dizer dos consumos semanais de O-Hg quando comparados com os limites estabelecidos pelo PTWI.

De acordo com os hábitos populacionais e tendo em conta o

As recomendações oficiais são importantes para grupos populacionais específicos, como crianças, mulheres em idade fértil e grávidas, uma vez que o O-Hg é altamente tóxico para o feto e

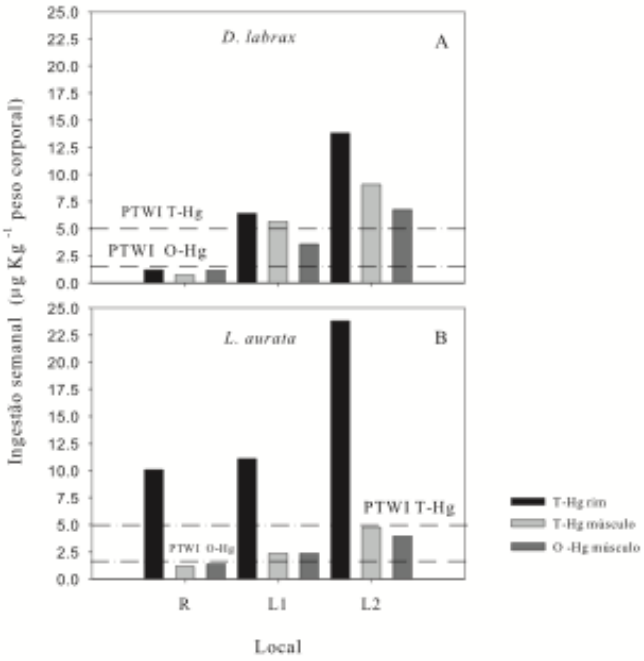


Figura 2: Ingestão semanal de mercúrio total (T-Hg) e orgânico (O-Hg) através do músculo e de T-Hg para o rim de D. Labrax (A) e de L.aurata (B) recolhidos em três locais da Ria de Aveiro (R- referência, L1- moderadamente contaminado e L2 –muito contaminado). Comparação com o limite máximo recomendado pela organização mundial de saúde (PTWI).

tamanho dos peixes recolhidos, geralmente não é só o músculo que é ingerido. Além disso, como cozinhar o peixe não remove o mercúrio dos seus tecidos, deve ser atribuída especial atenção a órgãos como o rim, o qual normalmente não é removido quando se processa o peixe.

A acumulação de mercúrio no Homem tem sido relacionada com elevados danos no SNC, no sistema vascular, imunitário e reprodutivo (SEC, 2005; CRESPO-LÓPEZ *et al*., 2007). A acumulação de mercúrio pelo Homem depende não só do estado de saúde específico de cada indivíduo, mas também da forma química do mercúrio acumulado. É geralmente aceite que o mercúrio inorgânico (I-Hg) é pouco absorvido, sendo rapidamente excretado, mas que a porção de I-Hg que fica retida no organismo se acumula preferencialmente e por um período de tempo longo nos rins e no cérebro (WHO, 2007). Em oposição, o O-Hg, a maior porção acumulada no músculo, é rapidamente absorvido e distribuído por todo o corpo. O alvo preferencial do O-Hg é o cérebro, em particular o cérebro de crianças em desenvolvimento. O O-Hg forma complexos com os grupos tiol (-SH) das proteínas e atravessa facilmente a barreira placentária e a barreira hemato – encefálica (ZHENG *et al*., 2003; HOLMES *et al*., 2009).

Os primeiros estudos de acumulação de Hg no Homem, focavam exposições agudas a elevadas concentrações do metal; no entanto, cada vez mais estudos enfatizam o risco da exposição contínua a baixas doses de mercúrio (CLARKSON *et al*., 2003; HOLMES *et al*., 2009), como p.e., pela ingestão de peixe e marisco contaminado com mercúrio. Esta situação é particularmente grave em grávidas e crianças, pois a exposição a baixas doses de

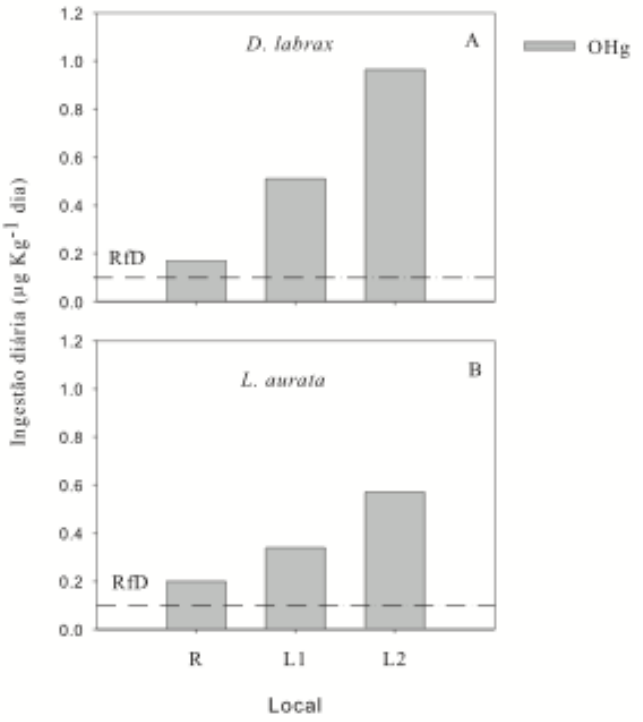


Figura 3: Ingestão diária de mercúrio orgânico (O-Hg) através do músculo de D. labrax (A) e de L. aurata (B) recolhidos em três locais da Ria de Aveiro (R- referência, L1- moderadamente contaminado e L2 –muito contaminado). Comparação com a dose diária recomendada pela EPA (RfD).

mercúrio durante a gravidez e nos primeiros anos de infância promovem danos neurológicos.

Neste contexto, o risco para o Homem devido ao consumo de peixe pescado no Largo do Laranjo, ainda que seja apenas numa base de pesca de recreio, não pode ser excluído, realçando a relevância em definir limites reguladores tendo em conta as taxas de consumo de peixe e as vulnerabilidades específicas de cada população (principalmente crianças e mulheres em idade fértil). BURGER e GOCHFELD (2008) realçaram a importância de ao mesmo tempo que se estabelecem regulamentações relacionadas com o consumo de peixe, as pessoas devem poder reconhecer os riscos e os benefícios de ingerir peixe.

CONCLUSÃO

O consumo de peixe de locais contaminados da Ria pode colocar a população local em risco, nomeadamente em grupos mais susceptíveis como crianças e grávidas. É fundamental a criação de regulamentações e de campanhas de sensibilização em que sejam ponderados os riscos e os benefícios da ingestão de peixe de certas zonas da Ria.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) através de uma Bolsa de Doutoramento a C.L. Mieiro (SFRH/BD/28733/2006) e uma bolsa de Pós-Doutoramento a J.P. Coelho (SFRH/BPD/48449/2008) e pelo CESAM/Universidade de Aveiro. Os autores também gostariam de agradecer ao Sr. Aldiro Pereira e a Sofia Guilherme pela valiosa ajuda nas campanhas de amostragem.

LITERATURA CITADA

BURGER, J. e GOCHFELD M., 2008. Knowledge about fish consumption advisories: A risk communication failure within a university population. *Science of the Total Environment,* 390, 346-354.

CLARKSON, T.W.; MAGOS, L. e MYERS G.J., 2003. Human exposure to mercury: The three modern dilemmas. *The Journal of Trace Elements in Experimental Medicine,*16, 321-343.

COELHO, J.P.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A. e PARDAL, M.A., 2005. Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 65, 492-500.

COSTLEY, C.T.; MOSSOP, K.F.; DEAN, J.R.; GARDEN, L.M.; MARSHALL. J. e CARROLL, J., 2000. Determination of mercury in environmental and biological samples using pyrolysis atomic absorption spectrometry with gold amalgamation. *Analytica Chimica Acta*, 405, 179–183.

CHIEN, L.-C.; YEH, C.-Y.; JIANG, C.-B.; HSU, C.-S. e HAN, B.-C., 2007. Estimation of acceptable mercury intake from fish in Taiwan. *Chemosphere* 67, 29–35.

Crespo-Lopez, M.E.; de Sa A.L.; Herculano A.M.; Burbano R.R. e do Nascimento J.L.M. , 2007. Methylmercury genotoxicity: A novel effect in human cell lines of the central nervous system. *Environment International*, 33, 141-146.

EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY), 2001. Mercury Update: Impact on Fish Advisories. *EPA-823-F-01-011*. EPA, Washington, 10 pp.

EFSA (EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY), 2008. EFSA Provides Risk Assessment on Mercury in Fish: Precautionary Advice Given to Vulnerable groups. Available from: www.efsa.europa.eu

FSANZ (FOOD STANDARDS AUSTRALIA NEW ZEALAND), 2007. Mercury in Fish – Further Information. Available from: <http://www.foodstandards.gov.au>

HOLMES P.; JAMES, K.A.F. e LEVY, L.S., 2009. Is low-level environmental mercury exposure of concern to human health? *Science of the Total Environment,* 408, 171-182.

LOURENÇO, H.M.; AFONSO, C.; GONÇALVES, S.; MARTINS, M.F.; BATISTA, I. e NUNES, M.L., 2006. Heavy Metals in fishing products and aquaculture (in Portuguese). *Livro de Resumos das II Jornadas "Qualidade, Inovação e Segurança dos Produtos da Pesca*", INIAP/IPIMAR/DITVPP, Lisboa, Portugal, 14 pp.

LOPES, C.B.; LILLEBØ, A.I.; PATO, P.; DIAS, J.M.; RODRIGUES, S.M.; PEREIRA, E. e DUARTE, A.C., 2008. Inputs of organic carbon from Ria de Aveiro coastal lagoon to the Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science***,** 79, 751.

OJEC (OFFICIAL JOURNAL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES), 2005. Comission regulation (EC) No 78/2005 of 19 January 2005 amending Regulation (EC) No 466/2001 as regards heavy metals.

MAGALHÃES, M.C.; COSTA, V.; MENEZES, G.M.; PINHO, M.R.; SANTOS, R.S. e MONTEIRO, L.R., 2007. Intra- and inter-specific variability in total and methylmercury bioaccumulation by eight marine fish species from the Azores. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 1654–1662.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2007). Evaluation of certain food additives and contaminants. Sixty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives - WHO technical report series; no. 940, WHO, Rome.

PACHECO, M.; SANTOS, M.A.; TELES, M.; OLIVEIRA, M.; REBELO

J.E. e POMBO, L., 2005. Biotransformation and genotoxic biomarkers in mullet species (*Liza* sp.) from a contaminated coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 107, 133–153.

PÉREZ CID, B.; BOIA, C.; POMBO, L. e REBELO, E., 2001. DETERMINATION OF TRACE METALS IN FISH SPECIES OF THE RIA DE AVEIRO (PORTUGAL) BY ELECTROTHERMAL ATOMIC ABSORPTION SPECTROMETRY. *FOOD CHEMISTRY*, *75*, 93.

SEC, 2005. European Commission. Commission Staff Working Paper. Annex to the Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on Community Strategy Concerning Mercury – Extended Impact Assessment. {COM(2005)20 final}, Brussels 28.1.2005

STORELLI, M.M.; STORELLI, A.; GIACOMINELLI-STUFFLER, R. e MARCOTRIGIANO, G.O., 2005. Mercury speciation in the muscle of two commercially important fish, hake (Merluccius merluccius) and striped mullet (Mullus barbatus) from the Mediterranean sea: estimated weekly intake. *Food Chemistry,* 89, 295–300.

UK FOOD ADVISORY, 2004. Updated cot statement on a survey of mercury in fish and shellfish, pp. 1-19

UNEP/WHO (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME/ WORLD HEALTH ORGANIZATION), 2008. Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. Issued by UNEP DTIE Chemicals Branch and WHO Department of Food Safety, Zoonoses and Foodborne Diseases, Geneva, Switzerland.

VÁLEGA, M.; ABREU, S.; PATO, P.; ROCHA, L;. GOMES, A.R.; PEREIRA, M.E. e DUARTE, A.C., 2006. Determination of organic mercury in biota, plants and contaminated sediments using a thermal atomic absorption spectrometry technique. *Water, Air and Soil Pollution,* 174, 223-234.

ZHENG, W.; ASCHNER, M. e GHERSI-EGEA, J.F., 2003. Brain barrier systems: a new frontier in metal neurotoxicological research. *Toxicology and Applied Pharmacology* 192, 1-11.

Alterações Hidrodinâmicas na Ria de Aveiro – Cenários Futuros

A. Picado [a], C.L. Lopes [a] e J.M. Dias [a]
[a] CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago 3810-193 Aveiro
{ana.picado, carinalopes, joao.dias}@ua.pt

SUMÁRIO

A Ria de Aveiro é uma laguna mesotidal localizada no Noroeste da Costa Portuguesa. É caracterizada por grandes áreas intermareais e por uma rede de canais muito estreitos. Tem uma área significativa de marinhas de sal abandonadas, cuja rápida degradação é causada pela falta de manutenção e pelas fortes correntes que provocam a erosão dos seus muros protectores. É ainda apontada como sendo uma das regiões portuguesas que será mais afectada com o aumento do nível médio do mar. Com o intuito de avaliar as consequências do aumento da área alagável (devido ao colapso dos muros das marinhas de sal) e da subida do nível médio do mar na hidrodinâmica da Ria de Aveiro, foi aplicado um modelo hidrodinâmico. Avaliaram-se as alterações na amplitude e fase da maré, na sua assimetria, nas correntes de maré, e no prisma de maré para os cenários descritos. Em geral, os resultados sugerem uma intensificação nos padrões actuais de corrente, do prisma e da assimetria de maré. Verifica-se também um aumento da amplitude da maré (e diminuição da fase) com o aumento do nível médio do mar e uma diminuição ligeira da amplitude da maré (e aumento da fase) com o aumento da área alagável da laguna.

PALAVRAS CHAVE: *Ria de Aveiro, marinhas de sal, nível médio do mar, geomorfologia*

INTRODUÇÃO

Os sistemas costeiros dominados pela maré, como estuários e lagunas têm, ao longo do tempo, sofrido alterações na sua geomorfologia, especialmente erosão, que é, entre outras, atribuída ao aumento do nível médio do mar (NMM), à reduzida quantidade de sedimento depositada na costa e à degradação antropogénica (ALVES *et al*., 2009; SANTOS E MIRANDA, 2006). Estas alterações podem aumentar os riscos de inundação marginal, de salinização dos terrenos agrícolas adjacentes, de erosão das suas margens e fundos, e ainda impossibilitar a navegação nos canais de profundidade reduzida.

O aumento do NMM é uma consequência muito importante das alterações climáticas devido ao seu impacto na sociedade e nos ecossistemas. Análises de dados de marégrafos indicam que o nível médio do mar global aumentou durante o século XX, e vários estudos prevêem que continue a subir durante o século XXI. DIAS E TABORDA (1988) estimaram uma taxa do aumento do nível médio do mar de 1.5±0.2 mm/ano em Lagos durante 1908-1987 e 1.3±0.1 mm/ano em Cascais durante 1882-1987, por outro lado ARAÚJO (2005) estimou uma taxa de aumento de 1.15±0.68 mm/ano em Aveiro durante 1976-2003. Recentemente, ANTUNES E TABORDA (2009) mostraram que a taxa de aumento do nível médio do mar acelerou nos últimos anos em Cascais, verificando-se um aumento de 2.1±0.1 mm/ano entre 1977 e 2000.

Foram publicados alguns estudos sobre o efeito do aumento do nível médio do mar em várias zonas costeiras do mundo (BARIC *et al*., 2008; KONT *et al*., 2008). Em Portugal, as lagunas Ria de Aveiro e Ria Formosa e os estuários do Sado e Tejo serão provavelmente as regiões mais afectadas pela subida do NMM são (FERREIRA *et al*., 2008). Devido ao facto de grande parte da economia portuguesa estar situada nas zonas costeiras, espera-se que alterações resultantes da subida do NMM tenham um impacto directo na economia. Por isso, é extremamente importante avaliar o potencial impacto da subida no NMM nas regiões costeiras (FERREIRA *et al*., 2008; ANDRADE *et al*., 2006).

Para além do aumento do nível médio do mar, os processos de escala regional (alguns de origem antropogénica) também poderão induzir alterações nestes sistemas. Um aspecto importante consiste no eventual alagamento das áreas inundadas devido à falta de conservação e manutenção dos sistemas costeiros. A propagação da maré neste tipo de sistemas depende fortemente da sua configuração geomorfológica. Por outro lado, alterações na propagação da maré influenciam o balanço sedimentar nestes sistemas, e portanto modificam o seu potencial de exportação de sedimentos e consequentemente a sua morfologia. Portanto, é também importante investigar a influência destes processos locais na dinâmica dos sistemas costeiros.

Apesar da sua importância, foram encontrados poucos estudos que avaliem a importância de alterações morfológicas na propagação da maré em sistemas costeiros. Por exemplo, ARAÚJO *et al*. (2008) relataram que a amplitude do principal constituinte de maré na Ria de Aveiro aumentou cerca de 0.245 m e a fase decresceu cerca de 17.4º, ao longo de 16 anos (1987-2004). Os autores investigaram a causa destas alterações através de uma análise de sensibilidade da resposta do constituinte M_2, a variações na área da laguna, na profundidade do canal da embocadura e no atrito de fundo. Os resultados confirmam que alterações na batimetria do canal da embocadura são a principal contribuição para as alterações observadas.

PICADO *et al.* (2010) exploraram alterações na hidrodinâmica da Ria de Aveiro, induzidas pelo alagamento da área alagável. Concluíram que o alagamento das zonas inundáveis provoca uma intensificação das correntes, do prisma e da assimetria de maré.

Deste modo, com o intuito de avaliar as potenciais consequências na hidrodinâmica da Ria de Aveiro da subida do nível médio do mar e do aumento da área alagável (devido ao colapso dos muros das marinhas de sal), foi aplicado o modelo ELCIRC (ZHANG *et al.,* 2004).

ÁREA DE ESTUDO

Localizada no Noroeste da costa portuguesa, a Ria de Aveiro (40º38'N, 8º44'W) é caracterizada pela presença de sapais, marinhas de sal e canais de dimensão muito reduzida (Figura 1). Tem uma área adjacente de aproximadamente 250 km^2, uma largura de 10 km e um comprimento ao longo do eixo longitudinal de 45 km (DIAS E LOPES, 2006a, b). A laguna tem quatro canais principais que estão representados na Figura 1: Mira e Ílhavo na região sul, S. Jacinto na região norte e Espinheiro na região central. O prisma de maré em cada canal principal, relativamente ao seu valor na embocadura, é cerca de 35% para o canal de S. Jacinto, 26% para o Espinheiro, 10% para o canal de Mira e 14% para o de Ílhavo (DIAS *et al.*, 2000).

A Ria de Aveiro comunica com o mar através de uma embocadura com 350 m de largura definida por dois molhes permanentes. A profundidade média da laguna é cerca de 3 m, relativamente ao nível médio do mar, embora na entrada da laguna a profundidade exceda os 28 m.

A hidrodinâmica da laguna é dominada pela maré, que é predominantemente semi-diurna, com um pequeno padrão diurno. A amplitude média da maré é cerca de 2 m na embocadura da laguna, no entanto, nas zonas a montante a amplitude decresce e a fase aumenta comparativamente com a maré oceânica (DIAS *et al.*, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2008).

A circulação residual é determinada essencialmente pela assimetria entre os regimes de enchente e vazante. Na embocadura e zona central a Ria de Aveiro revela dominância de vazante, enquanto a laguna superior revela dominância de enchente (OLIVEIRA *et al.*, 2006a; PICADO *et al.*, 2010). Como a zona central é dominante de vazante, existe uma tendência para exportar sedimentos para o oceano e, devido ao baixo transporte de sedimentos dos principais rios que desaguam na laguna, esta tendência induz o aprofundamento do canal da embocadura.

Na Ria de Aveiro desaguam vários rios, sendo os dois mais importantes, o rio Antuã (desagua na bacia do Laranjo) e o Vouga (desagua no Canal do Espinheiro), com caudais médios de 5 e 50 m^{3}s^{-1}, respectivamente. No Canal de Ílhavo desagua o rio Boco, no de S. Jacinto o rio Caster e no canal de Mira desaguam diversos ribeiros e cursos de água. O volume de água doce que entra na laguna durante um ciclo de maré é cerca de 1.8×10^6 m^3 (MOREIRA *et al.*, 1993) enquanto o volume de água salgada que entra pela embocadura é cerca de 137×10^6 m^3 para um máximo de maré viva e 35×10^6 m^3 para um mínimo de maré morta (DIAS *et al.*, 2000).

A evolução da Ria de Aveiro durante o século XX foi caracterizada pela erosão das áreas intermareais e pelo aprofundamento e alargamento de quase todos os seus canais principais.

A acção antropogénica foi sem dúvida o factor dominante na evolução morfológica da laguna num passado mais recente, desde a construção da embocadura artificial em 1808 até às sucessivas obras de construção e prolongamento dos molhes (DA SILVA E DUCK, 2001). As últimas obras na embocadura terminaram em 1987, com o prolongamento do molhe norte em 500 m. A análise das variações batimétricas ocorridas nesta zona entre 1987/88 e 2005, mostrou que durante este período ocorreu um aprofundamento do canal da embocadura (PLECHA *et al.*, 2007). Para além das consequências naturais anteriormente referidas, a extensão do molhe norte em conjunto com as dragagens efectuadas justificam esta tendência. Estas alterações modificaram a dinâmica do sistema, tornando-o mais vulnerável a inundações e à subida do nível médio do mar (DA SILVA E DUCK, 2001).

A Ria de Aveiro tem uma vasta área de marinhas de sal abandonadas, que se encontram em degradação devido à falta de conservação e manutenção. No século XV as marinhas de sal ocupavam cerca de 15 km^2, existindo 500 marinhas de sal activas, enquanto actualmente são exploradas menos de 8 marinhas.

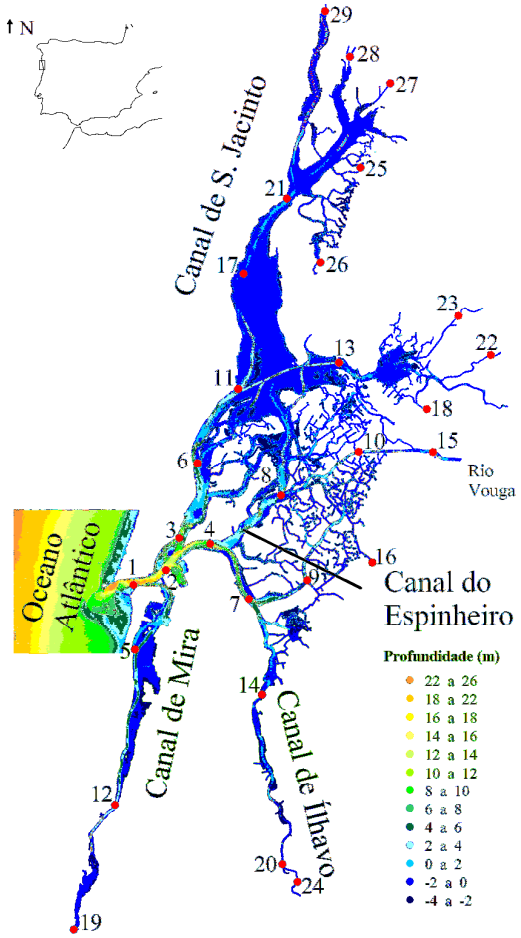


Figura 1: Batimetria da Ria de Aveiro com a profundidade em metros e com a localização das estações de estudo.

Devido ao colapso dos muros das marinhas de sal a área alagável da Ria de Aveiro tem vindo a aumentar, perspectivando-se num futuro próximo o seu incremento significativo em resposta ao vasto número de muros danificados e à subida do NMM.

METODOLOGIA

No presente trabalho é utilizado o modelo hidrodinâmico de elementos finitos ELCIRC, anteriormente calibrado e validado para a Ria de Aveiro por PICADO *et al.* (2010).

Com o objectivo de avaliar a evolução das características da maré na laguna relacionadas com alterações na sua morfologia e forçamentos realizaram-se várias simulações numéricas para diferentes cenários. Foi definido um cenário que representa a situação actual da Ria de Aveiro e duas configurações para cenários futuros. O primeiro prevê o aumento da área alagável da laguna e o segundo prevê a subida do nível médio do mar.

O aumento da área alagável da Ria de Aveiro (Figura 2) foi realizado na área central da laguna, onde se observa grande degradação dos muros envolventes das marinhas de sal, provocando o seu colapso. Esta área foi determinada de acordo com a análise apresentada no relatório do projecto INTERREG III B (2008) e através de imagens do Google Earth. Face à incerteza na profundidade das zonas a alagar, considerou-se uma

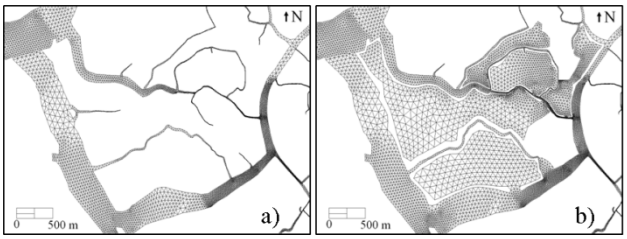


Figura 2: Detalhe da malha horizontal de elementos finitos na zona central da Ria de Aveiro. a) Configuração presente b) Configuração resultante do aumento da área alagável.

profundidade 3 m abaixo do nível médio do mar, ou seja, 1 m relativamente ao zero hidrográfico. Com o aumento da zona alagável verificou-se um aumento de 5.61% da área total da laguna.

Com o objectivo de avaliar o impacto do aumento do NMM na dinâmica da Ria de Aveiro, impôs-se como condição fronteira no modelo hidrodinâmico um incremento de 0.42 m no nível médio (LOPES *et. al.*, 2011). O cenário de 0.42 m para a subida do NMM resulta de uma análise estatística efectuada a dados de um modelo de circulação global atmosfera-oceano (AOGCM- Atmosphere-Ocean General Circulation Model) para a Costa Portuguesa. Este modelo simula o clima futuro, forçado pelo cenário SRES (Special Report on Emission Scenarios) A2 desenvolvido pelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).

RESULTADOS

Os resultados numéricos foram analisados e comparados para os três cenários previamente descritos, que representam o sistema em diferentes condições: a batimetria presente, uma batimetria que representa o colapso dos muros das marinhas de sal e outra que representa a batimetria presente com uma subida de 0.42 m do NMM. As possíveis alterações na hidrodinâmica da Ria de Aveiro são avaliadas através da análise da amplitude e fase da maré, da corrente, do prisma e da assimetria de maré para os cenários descritos.

Análise dos Constituintes de Maré

Neste estudo são analisados os constituintes de maré M_2 e K_1, uma vez que são os principais constituintes semi-diurno e diurno na Ria de Aveiro, respectivamente (DIAS *et al.*, 2000). Como a Ria de Aveiro é uma laguna de águas pouco profundas e de geometria complexa, o primeiro harmónico do constituinte M_2, o M_4, é também avaliado neste trabalho.

A amplitude e a fase dos referidos constituintes (Figura 3) foram calculadas para as séries temporais de elevação da superfície do mar previstas pelo modelo hidrodinâmico ELCIRC, para vinte e nove estações localizadas em toda a laguna (Figura 1). Neste âmbito foi efectuada análise harmónica utilizando o programa de matlab® t_tide, desenvolvido por PAWLOWICZ *et al.* (2002).

Os resultados sugerem que, em geral, a hidrodinâmica da Ria de Aveiro sofre alterações quando a sua geomorfologia é alterada (Figura 3). De facto, um aumento da área alagável da Ria de

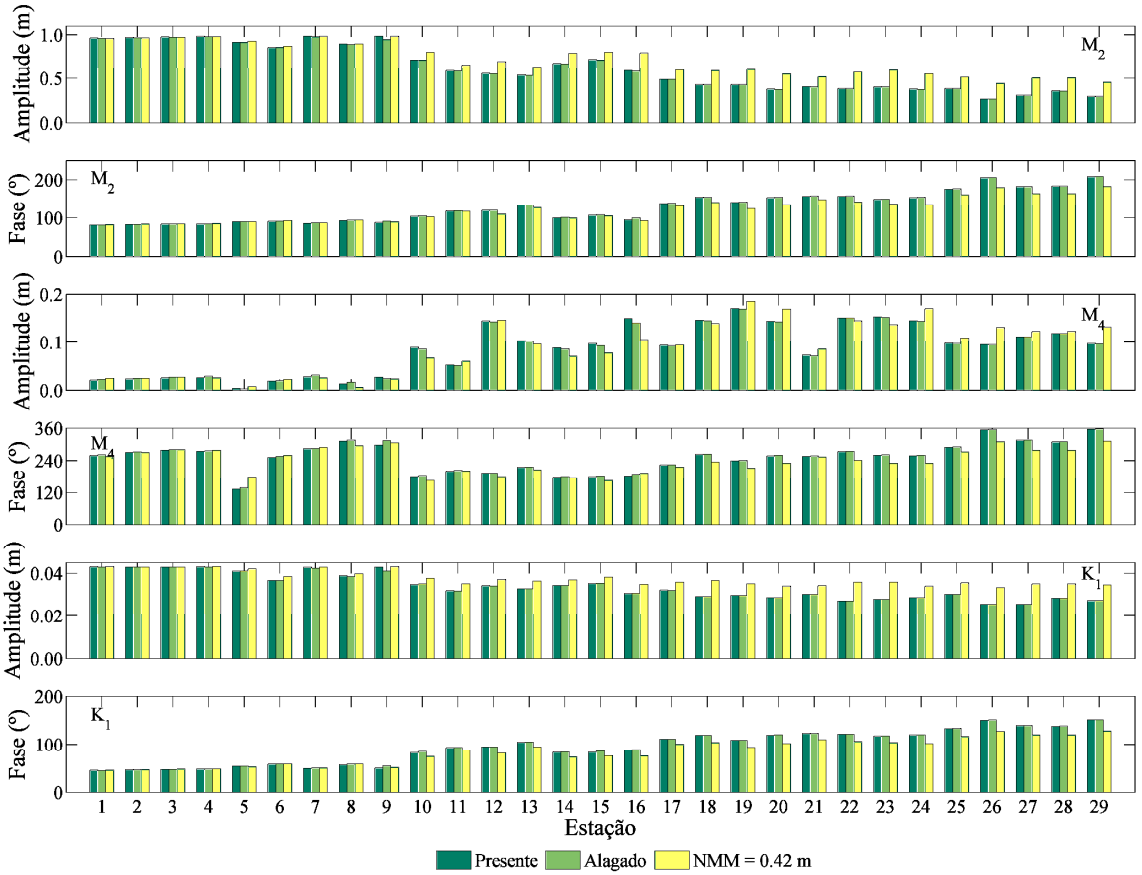


Figure 3: Amplitude e fase dos constituintes M_2, M_4 e K_1 para as vinte e nove estações em estudo e para os cenários estudados.

Aveiro induz uma ligeira diminuição da amplitude do constituinte semi-diurno (M_2), assim como um aumento da fase ao longo de toda a laguna. Estes resultados estão de acordo com a análise de sensibilidade realizada por ARAÚJO *et al*. (2008), que mostra que um aumento na área da laguna provoca uma diminuição da amplitude de maré e um aumento da fase.

As maiores alterações verificam-se nas estações 9 e 16 (localizadas junto à área alagada), com uma diminuição da amplitude de aproximadamente 4% e 1%, respectivamente, e um aumento da fase de aproximadamente 8 minutos.

Relativamente ao constituinte diurno, K_1, verifica-se que a amplitude decresce nas estações localizadas na área central da laguna, sendo o maior decréscimo (cerca de 4%) observado na estação 9. Para as estações localizadas nos canais a norte não se observam variações da amplitude do constituinte K_1. Observa-se também um aumento da fase deste constituinte em todas as estações estudadas, sendo a maior variação de aproximadamente 20 minutos, na estação 9.

Os resultados numéricos sugerem que a amplitude do constituinte M_4 aumenta com o aumento da área alagável na zona central da Ria de Aveiro, verificando-se o maior aumento (~12%) no início do Canal de Ílhavo (estação 7). Para as restantes estações a amplitude do constituinte quadri-diurno diminui ligeiramente, excepto na estação 5, onde a diminuição é cerca de 45%. A fase deste constituinte aumenta com o aumento da área alagável em todas as estações da laguna. O aumento mais significativo ocorre na estação 9 (~17 minutos), sendo esta a estação mais próxima da zona onde foi efectuado o alagamento.

Relativamente à simulação representativa de uma subida do nível médio do mar de 0.42 m, não se verificam alterações significativas na amplitude e na fase do principal constituinte semi-diurno nas estações mais próximas da embocadura da laguna (1 a 3). Para as restantes estações a amplitude aumenta significativamente, verificando-se o maior aumento nas estações localizadas nos extremos da laguna quer a norte quer a sul. Por exemplo, para as estações 27 e 24, localizadas nos extremos dos canais de S. Jacinto e Ílhavo, respectivamente, verifica-se um aumento da amplitude na ordem dos 63% e 46%. A fase do constituinte M_2 diminui significativamente nas restantes estações, comparativamente aos resultados obtidos para a configuração actual da batimetria da Ria de Aveiro. As variações maiores ocorrem nas estações 26 e 29, com uma diminuição de aproximadamente 54 minutos, o que significa que a mesma fase de maré passará a ocorrer mais cedo.

Relativamente ao constituinte diurno (K_1) verifica-se que a fase aumenta ligeiramente nas estações centrais (1 a 9), diminuindo significativamente para as restantes estações (cerca de 90 minutos para a estação 29). A amplitude deste constituinte aumenta em todas as estações, mas de modo mais significativo nas estações mais distantes da embocadura.

Nas estações localizadas nos canais de S. Jacinto e Mira verifica-se que a amplitude do constituinte M_4 aumenta com o aumento do NMM. Esta tendência está relacionada com o aumento da amplitude do constituinte M_2, uma vez que parte da energia do constituinte M_2 é transferida para o constituinte M_4. O aumento da amplitude do constituinte M_4 é máximo nas estações situadas no extremo do canal de S. Jacinto (por exemplo ~38% na estação 26) e no início do canal de Mira (estação 5), com um aumento de 97%. Por sua vez, a fase do constituinte quadri-diurno diminui significativamente nas estações localizadas nas extremidades dos canais e aumenta ligeiramente nas restantes estações.

A diminuição da fase de todos os constituintes era esperada, considerando que ao aumentar a coluna de água a maré se propaga mais rapidamente, uma vez que a sua velocidade é directamente proporcional à altura da coluna de água.

Velocidade da Corrente

Nesta secção é avaliada a variação das correntes de enchente e vazante na embocadura e na zona central da laguna induzida pelo aumento da área alagável da laguna e pela subida do NMM. Nas Figuras 4 e 5 estão representadas as correntes em regime de marés

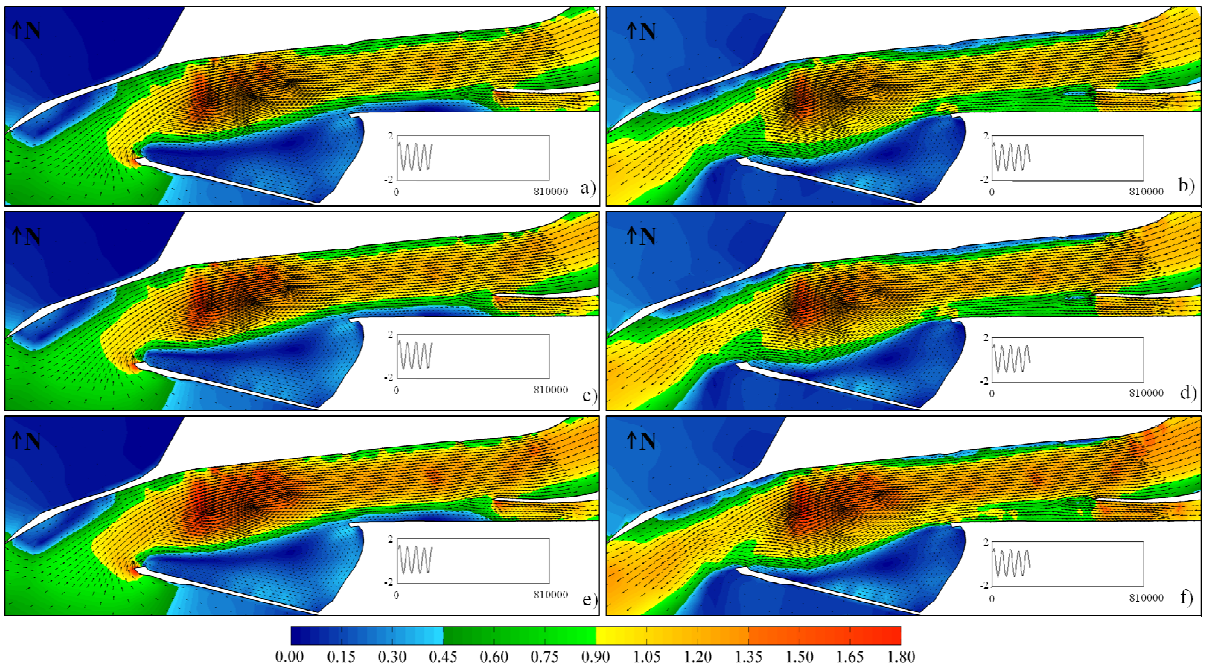


Figure 4: Velocidade da corrente (ms^{-1}) na embocadura em regime de marés vivas. À esquerda correntes de enchente e à direita correntes de vazante para a configuração actual (a e b), configuração alagada (c e d) e cenário de subida do NMM de 0.42 m (e e f).

vivas para a zona da embocadura e central, respectivamente.

Os resultados revelam que no geral as correntes de vazante são mais intensas que as de enchente, sugerindo dominância de vazante, e consequente tendência para a exportação de sedimentos.

Verifica-se que a velocidade da corrente aumenta com o aumento da área alagável. As velocidades máximas de vazante e de enchente na embocadura são de 1.65 e 1.63 ms^{-1}, respectivamente, para a configuração actual da laguna, e 1.75 ms^{-1} quer em enchente quer em vazante para a configuração alagada, correspondendo a um aumento de aproximadamente 6 e 7%, relativamente à configuração actual.

Para o cenário onde a elevação do NMM é considerada, as velocidades máximas de enchente e vazante na embocadura são de 1.80 e 1.79 ms^{-1}, respectivamente, o que representa um aumento de cerca de 9 e 10%, respectivamente, relativamente à velocidade da configuração actual.

No Canal do Espinheiro (Figura 5) os valores de velocidade mais elevados são observados durante a vazante, com uma velocidade máxima de, aproximadamente 1.40, 1.41 e 1.43 ms^{-1} para os cenários actual, alagado e da subida do NMM, respectivamente.

Para a configuração alagada verifica-se que nas zonas onde o colapso dos muros foi efectuado, e devido à convergência das correntes para o interior da zona alagada, a velocidade aumenta significativamente. O aumento da velocidade irá provocar maior erosão nestes canais e provavelmente o seu alargamento futuramente.

Prisma de Maré

Com o intuito de investigar a distribuição espacial do volume de água do mar que penetra da laguna em cada ciclo de enchente, nomeadamente a sua distribuição relativa pelos canais principais

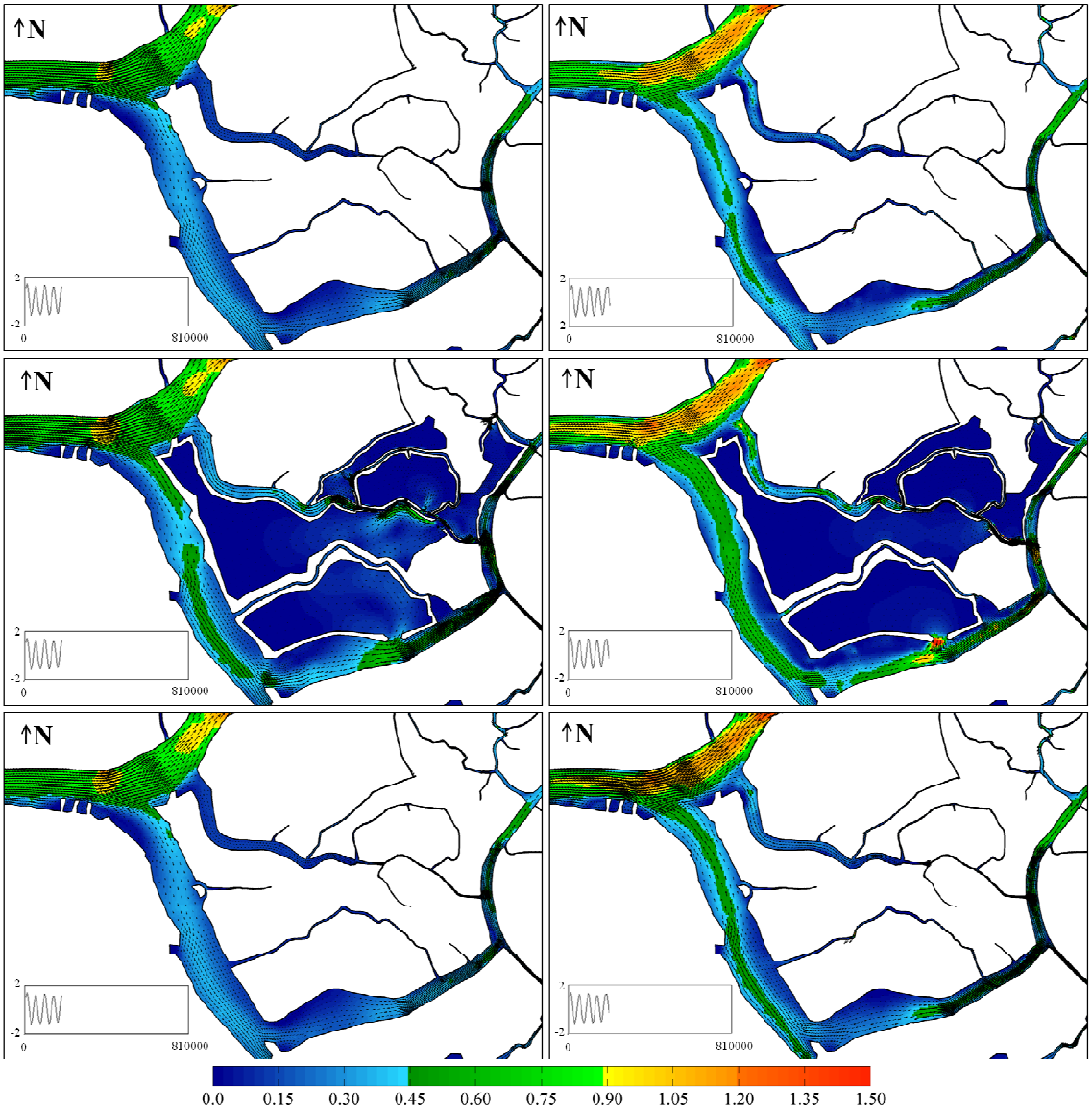


Figure 5: Velocidade da corrente (ms^{-1}) na zona central da laguna em regime de marés vivas. À esquerda correntes de enchente e à direita correntes de vazante para a configuração actual (a e b), configuração alagada (c e d) e cenário de subida do NMM de 0.42 m (e e f).

da Ria de Aveiro, efectuou-se o cálculo do prisma de maré para a situação actual da Ria de Aveiro e para os cenários simulados.

O prisma de maré é definido como o fluxo volumétrico que atravessa uma secção num ciclo de enchente, portanto depende da localização da secção e da amplitude da maré. O prisma de maré foi calculado em cinco secções transversais representadas na Figura 6, em maré viva e em maré morta, para os cenários descritos anteriormente.

Os valores do prisma de maré determinados através dos resultados do modelo ELCIRC estão representados na Figura 7.

A redução relativa do prisma de maré da secção da embocadura (Barra) para as outras secções mais interiores segue o mesmo padrão para todos os cenários simulados. Estes resultados estão de acordo com os resultados obtidos para outros sistemas costeiros, por exemplo para a laguna de Óbidos (OLIVEIRA *et al*., 2006b).

Os resultados mostram que o prisma de maré depende significativamente da configuração geomorfológica e dos forçamentos induzidos. De facto, o aumento da área alagável da laguna e a subida do NMM conduzem ao aumento do prisma de maré na Ria de Aveiro, e consequentemente a um aumento da intrusão salina na laguna.

De acordo com os resultados (Figura 7), um aumento de 5.6% na área total da laguna provoca um aumento do prisma de maré na embocadura da laguna (Barra) de aproximadamente 5 e 6% em regime de marés viva e morta, respectivamente. O maior aumento relativo, aproximadamente 36%, verifica-se no canal de Ílhavo em situação de maré morta.

Para o cenário onde é considerada uma subida do NMM de 0.42 m, verifica-se que os prismas de maré aumentam entre 20 a 30% em marés mortas e 8 a 25% em marés vivas, relativamente ao cenário actual. Embora em marés mortas se registe o maior aumento relativo, é em marés vivas que o aumento absoluto é maior, em todas as secções analisadas.

Assimetria de Maré

Na Ria de Aveiro a amplitude do constituinte M_4 aumenta da embocadura para montante. A consequência mais importante deste aumento é a diferenciação da duração das enchentes e vazantes, o que é um indicador de uma maré assimétrica.

A razão da amplitude do constituinte M_4 pela amplitude do M_2 indica a magnitude da assimetria de maré gerada num estuário. Numa maré sem distorção a razão entre as amplitudes dos constituintes M_4 e M_2 é zero. Quanto maior for o valor da razão das amplitudes, mais deformada é a maré e mais significativa é a dominância de vazante ou enchente. A fase do constituinte M_4 (θ_{M_4}) relativamente à do constituinte M_2 (θ_{M_2}) é definida por $\varphi = 2\theta_{M_2} - \theta_{M_4}$ e determina dominância de enchente quando $0° < \varphi < 180°$ dominância de vazante quando $180° < \varphi < 360°$.

A amplitude e a fase dos constituintes M_2 e M_4 foram analisadas anteriormente para os três cenários descritos. Conforme já referido, constata-se que a amplitude e fase destes constituintes sofrem alterações com o aumento da área alagável da laguna e com a subida do NMM. Assim, é de esperar que também haja alterações nos parâmetros de assimetria de maré.

Figura 6: Secções para cálculo do prisma de maré.

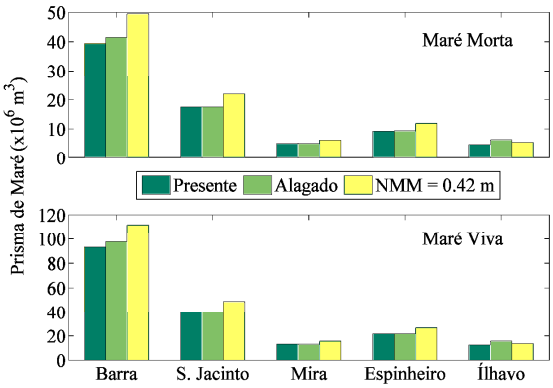


Figura 7: Prisma de maré para os principais canais da Ria de Aveiro, para cada um dos cenários em estudo.

Com o objectivo de quantificar estas alterações foram calculadas a razão da amplitude, a fase relativa e a diferença entre a duração da vazante e da enchente, ao longo do eixo dos quatro canais principais da Ria de Aveiro (Figura 8). Os parâmetros de assimetria de maré foram apenas calculados no eixo dos canais, pois a maré exibe pouca variabilidade transversal na sua propagação ao longo dos canais da Ria de Aveiro.

De um modo geral, verifica-se que a razão das amplitudes aumenta com a distância à embocadura, denotando que a maré é mais distorcida para montante (Figura 8). A fase relativa mostra que a laguna passa de dominância de vazante na zona central para dominância de enchente nas regiões mais distantes da embocadura. É de salientar que a dominância de enchente é mais intensa do que a dominância de vazante. Este padrão está de acordo com trabalhos anteriores (DIAS (2001); PICADO *et al*. (2010); OLIVEIRA *et al*. (2006a)). Este comportamento evidencia que as regiões da laguna mais a montante constituem um depósito de sedimentos, enquanto as regiões mais próximas da embocadura exportam sedimentos.

Relativamente à diferença entre a duração da vazante e da enchente, os valores negativos indicam que a duração da vazante é menor que a duração da enchente (correntes de vazante mais intensas que as de enchente), o que conduz a dominância de vazante. Contrariamente, os valores positivos indicam dominância de enchente.

Comparando os resultados obtidos para os três cenários, conclui-se que as alterações morfológicas consideradas não alteraram de forma significativa a tendência da assimetria da zona central da Ria de Aveiro. Da mesma forma, um cenário de subida do NMM de 0.42 m não induz alterações significativas na assimetria de maré na zona central da laguna.

No entanto, com o aumento da área alagável observa-se uma diminuição da diferença entre a duração da vazante e da enchente na zona central e um aumento nas zonas a montante, denotando uma intensificação da dominância de vazante e enchente, respectivamente (Figura 7). Por exemplo, no início do canal de Ílhavo (~6 km da embocadura) a diferença entre a duração da vazante e da enchente decresce cerca de 12% com o aumento da área da laguna e aumenta cerca de 23% a 10 km de distância da embocadura.

Nos canais de Mira e S. Jacinto as diferenças nos parâmetros de assimetria são insignificantes.

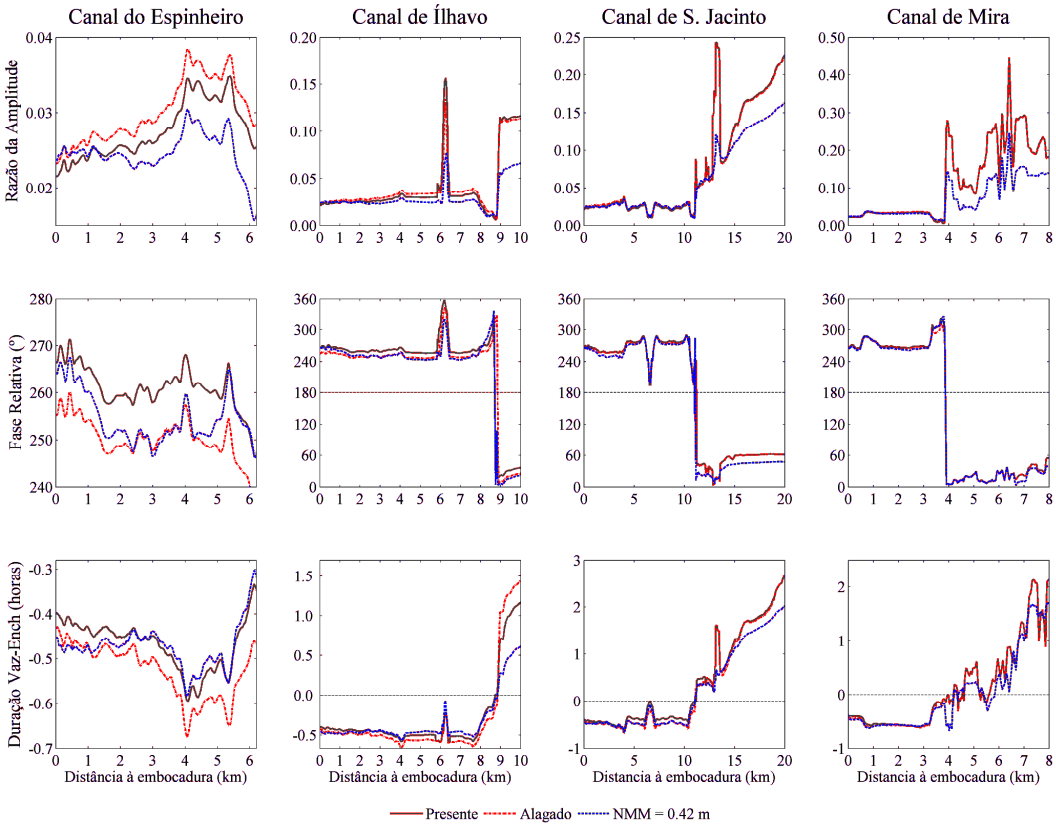


Figure 8: Coeficientes de assimetria de maré: razão das amplitudes, fase relativa (º) e diferença da duração entre a vazante e a enchente (h) ao longo do eixo dos quatro canais principais da Ria de Aveiro.

O aumento da dominância de vazante com o aumento da área intermareal é consistente com pressupostos teóricos (FRIEDRICHS E AUBREY, 1988; FORTUNATO E OLIVEIRA, 2005) e numéricos (FORTUNATO *et al*., 1999), e evidencia que a capacidade da laguna exportar sedimentos também aumenta.

Analisando os resultados obtidos para o cenário de subida do NMM, verificam-se alterações mais significativas. Constata-se que a razão das amplitudes, regra geral, diminui em todos os canais representados, ou seja, com o aumento do NMM a maré torna-se menos deformada, sendo esta diminuição mais intensa quanto maior a distância à embocadura.

Verifica-se também um aumento na diferença entre a duração da vazante e da enchente até aos 3 km de distância da embocadura. Ou seja, com a subida do NMM prevê-se que a capacidade da laguna exportar sedimentos aumente. Esta tendência concorda com o estudo efectuado por LOPES *et al.* (2011), que simularam mudanças morfodinâmicas no canal da embocadura originadas por uma subida do NMM de 0.42 m. Estes autores concluíram que o transporte residual de sedimentos se faz em direcção ao oceano e que este se tornará mais intenso com a subida do NMM.

Para montante da embocadura (Canais de Ílhavo, S. Jacinto e Mira), verifica-se que esta diferença de duração é positiva, indicando dominância de enchente. Com o aumento do NMM esta diferença tende a diminuir, significando que a dominância de enchente se torna menos intensa nestas zonas.

Em termos gerais, verifica-se que os padrões de assimetria de maré não são alterados significativamente para os cenários considerados. No entanto, verifica-se que o aumento da área alagável e do NMM reforça a dominância de vazante no canal da embocadura.

CONCLUSÕES

O estudo efectuado permitiu concluir que a hidrodinâmica da Ria de Aveiro é condicionada por modificações na sua geomorfologia (aumento da área da laguna), perspectivando-se também alterações significativas induzidas pelas alterações climáticas (subida do nível médio do mar).

De acordo com os resultados obtidos, o aumento da área alagável da laguna e a subida do nível médio do mar conduzem a um aumento do volume de água que entra na laguna durante cada ciclo de maré, e consequente aumento da intrusão salina.

Com o aumento da área da laguna também se verifica uma intensificação dos padrões actuais para as correntes de enchente e vazante, e como tal da assimetria de maré. O reforço da dominância de vazante na zona central da laguna evidencia uma maior capacidade da laguna para exportar sedimentos para o oceano e consequentemente uma intensificação dos padrões actuais de assoreamento/erosão. Verifica-se também uma ligeira diminuição da amplitude da maré e um aumento da fase com o aumento da área da laguna.

A subida do nível médio do mar conduz a um aumento da amplitude de maré e a uma diminuição da fase. Verifica-se que as correntes de enchente e vazante aumentam, e a dominância de vazante (enchente) na zona central (a montante) intensifica-se com a subida do NMM.

Deste modo, verifica-se através do recurso à modelação que alterações na área da laguna e no nível médio do mar conduzem a

alterações na dinâmica da Ria de Aveiro, aumentando os riscos de inundação marginal e consequente salinização dos terrenos agrícolas adjacentes.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) através dos projectos de investigação MURANO (PTDC/ECM/65589/2006), AdaptaRia (PTDCAAC-CLI/100953/2008), DyEPlume (PTDC/MAR/107939/2008) e G-Cast (GRID/GRI/81733/2006), co-financiados por COMPETE/QREN/EU. Os autores também agradecem aos Profs. Y. Zhang e A.M. Baptista pelo modelo ELCIRC (www.stccmop.org/CORIE/modeling/elcirc).

LITERATURA CITADA

ALVES, F.; ROEBELING, P.; PINTO, P. e BAPTISTA, P., 2009. Valuing ecosystem service losses from coastal erosion using a benefits transfer approach: a case study for the central Portuguese coast. *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 56, 1169-1173.

ANDRADE, C.; PIRES, H.O.; TABORDA, R. e FREITAS, M.C., 2006. Zonas Costeiras. *In:* SANTOS, F.D. e MIRANDA, P. (ed.), *Alterações Climáticas em Portugal Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação*. — Projecto SIAM II. Lisboa, Portugal: Gradiva, pp. 169-208.

ANTUNES, C. e TABORDA, R., 2009. Sea Level at Cascais tide gauge: data, analysis and results. *Journal of Coastal Research,* SI 56, 218-222.

ARAÚJO, I.G.B., 2005. Sea Level Variability: Examples from the Atlantic Coast of Europe. Southampton. UK. University of Southampton. Tese de doutoramento, 411p.

ARAÚJO, I.G.B.; DIAS, J.M. e PUGH, D.T., 2008. Model simulations of tidal changes in a coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal*). Continental Shelf Research* 28, 1010-1025.

BARIC, A.; GRBEC, B. e BOGNER, D., 2008. Potential implications of sea-level rise for Croatia. *Journal of Coastal Research* 24(2), 299-305.

DA SILVA, J.F. e DUCK, R.W., 2001. Historical changes of bottom topography and tidal amplitude in the Ria de Aveiro, Portugal – trends for future evolution*. Climate Research* 18, 17-24.

DIAS, J.A. e TABORDA, R., 1988. Evolução recente do nível médio do mar em Portugal. Anais do Instituto Hidrográfico 9, 83-97.

DIAS, J.M, 2001. Contribution to the study of Ria de Aveiro hydrodynamics. Aveiro, Portugal, Universidade de Aveiro. Tese de Doutoramento, 288p.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of the Earth* (B), 25, 369-374.

DIAS, J.M. e LOPES, J.F., 2006a. Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: the case of Ria de Aveiro lagoon (Portugal). *Environmental Modelling and Software,* 21, 1-15.

DIAS, J.M. e LOPES, J.F., 2006b. Calibration and validation of hydrodynamic, salt and heat transport models for Ria de Aveiro lagoon (Portugal). *Journal of Coastal Research,* SI 39, 1680-1684.

FERREIRA, Ó.; DIAS, J.A. e TABORDA, R., 2008. Implications of sea-leve rise for Continental Portugal. *Journal of Coastal Research*, 24(2), 317-324.

FORTUNATO A.B.; OLIVEIRA, A. e BAPTISTA, A.M., 1999. On the effect of tidal flats on the hydrodynamics of the Tagus estuary. *Oceanologica Acta,* 22 (1), 31-44.

FORTUNATO, A.B. e OLIVEIRA, A., 2005. Influence on intertidal flats on tidal asymmetry. *Journal of Coastal Research,* 21 (5), 1062-1067.

FRIEDRICHS, C.T. e AUBREY, D.G., 1988. Non-linear tidal distortion in shallow well-mixed estuaries: a synthesis, *Estuarine, Coastal Shelf Science,* 27, 521-545.

INTERREG III B, 2008. Projecto SAL – Sal do Atlântico. Acção 6b - Protótipo de recuperação dos muros das marinhas. Relatório final.

KONT, A.; JAAGUS, J.; AUNAP, R.; RATAS, U. e RIVIS, R., 2008. Implications of sea-level rise for Estónia. *Journal of Coastal Research*, 24(2), 423-431.

LOPES, C.L.; SILVA, P.A.; ROCHA, A. e DIAS, J.M., 2011. Sensitivity analysis of Ria de Aveiro hydro-morphodynamics to the sea level rise integration period. *Journal of Coastal Research*, SI 64 (aceite).

MOREIRA, M.H.; QUEIROGA, H.; MACHADO, M.M. e CUNHA, M.R., 1993. Environmental gradients in a southern estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal, implication for a soft bottom macrofauna colonization. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 27* (2-4), 465-482.

OLIVEIRA, A.; FORTUNATO, A.B. e DIAS, J.M., 2006a. Numerical modelling of the Aveiro inlet dynamics. *Proceedings of the 30th International Conference on Coastal Enginnering*, vol. 4. World Scientific Publishing Co., 3282-3294.

OLIVEIRA, A.; FORTUNATO. A.B. e REGO, J.R.L., 2006b. Effect of morphologic changes on the hydrodynamics and flushing properties of the Óbidos lagoon (Portugal). *Continental Shelf Research,* 26 (8), 917-942.

PAWLOWICZ, R.; BEARDSLEY, B. e LENTZ, S., 2002. Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T_TIDE, Canada. *Computers and Geosciences, 28*, 929-937.

PICADO, A., DIAS, J.M. e FORTUNATO, A.B., 2010. Tidal changes in estuarine systems induced by local geomorphologic modifications. *Continental Shelf Research,* 30, 1854-1864.

PLECHA, S.; SILVA, P.; VAZ, N.; BERTIN, X.; Oliveira, A., FORTUNATO, A.B. e DIAS, J.M., 2007. Sensitivity analysis of morphodynamic modelling system applied to a coastal lagoon inlet. *Ocean Dynamics, 60*, 275-284.

SANTOS, F.D. e MIRANDA, P., 2006. *Alterações Climáticas em Portugal. Cenários, Impactes e Medidas de Adaptação*. — Projecto SIAM II. Lisboa, Portugal. Gradiva, 506 p.

ZHANG, Y.; BAPTISTA, A.M. e MYERS, E., 2004. A cross-scale model for 3D baroclinic circulation in estuary-plume-shelf systems: I. Formulation and skill assessment. *Continental Shelf Research,* 24, 2187-2214.

Alterações na Hidrodinâmica da Ria de Aveiro Induzidas pela Construção de uma Marina no Canal de Mira

L. Vaz [a] e J.M. Dias [a]
[a] CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago, 3880-193 Aveiro
{leandrovaz, joao.dias}@ua.pt

SUMÁRIO

O objectivo principal deste trabalho consiste em analisar a influência que a hipotética construção de uma marina no Canal de Mira (Marina da Barra, segundo um projecto proposto em 2003), poderia ter na hidrodinâmica da Ria de Aveiro, mais concretamente no Canal de Mira. Este projecto representa uma obra de dimensão considerável e teria como objectivo dotar a zona centro-norte da costa portuguesa e, em particular a Ria de Aveiro, de instalações adequadas ao recreio náutico. Para a realização deste estudo aplicou-se um modelo bi-dimensional verticalmente integrado, considerado adequado para simular as características hidrodinâmicas da Ria de Aveiro, desenvolvido a partir do sistema de modelação SYMSYS2D. O modelo foi utilizado para simular cenários distintos (geomorfologia actual e projecção da geomorfologia resultante da construção da marina), em situações de maré extremas.
Os resultados revelam que as alterações geomorfológicas no Canal de Mira inerentes à construção da Marina tornam a Ria de Aveiro, mais concretamente o Canal de Mira, intensificam as características dominantes da maré. Verificam-se alterações na amplitude e fase da maré, na velocidade da corrente e no prisma de maré. Estas modificações poderão conduzir a um incremento da erosão das margens do Canal de Mira, e provável assoreamento da zona mais próxima da marina.

PALAVRAS CHAVE: *Modelação hidrodinâmica, Análise harmónica, Assimetria de Maré, Prisma de Maré*

INTRODUÇÃO

Usualmente denomina-se como laguna costeira um sistema marinho de águas pouco profundas, geralmente orientado paralelamente à costa, separado do oceano por uma barreira arenosa, interligando-se pelo menos intermitentemente ao oceano por um ou mais canais (HAINES *et al*., 2006).

Os sistemas lagunares são normalmente bastante dinâmicos e fortemente influenciados pela acção das marés. A física e a hidrodinâmica desempenham nestes sistemas um papel preponderante no desenvolvimento de vários processos, nomeadamente ecológicos, biológicos, sedimentares e de erosão. A importância destes sistemas tem vindo a ser reconhecida ao longo dos anos, não apenas pela comunidade científica, mas também pelas populações que vivem em redor destas áreas. A descarga de água doce, a entrada de água do mar e o transporte de sedimentos em suspensão e de nutrientes orgânicos e inorgânicos são processos de grande importância para o desenvolvimento urbano, social e económico das regiões envolventes (MIRANDA *et al*., 2002).

Do mesmo modo, estes sistemas constituem áreas bastante atractivas para o desenvolvimento de grandes centros urbanos devido, por um lado, às suas águas férteis, locais paisagísticos atraentes e biodiversidade e, por outro lado, devido às suas características geomorfológicas que permitem a construção de abrigos e portos protegidos e constituem uma via de acesso importante para o interior dos continentes. Todos estes factores justificam o crescimento da actividade económica em redor das regiões lagunares (MIRANDA *et al*., 2002).

As pressões naturais sobre estes sistemas incluem tempestades, ventos, marés e subida do nível médio do mar. As pressões antropogénicas, que geralmente são mais nefastas, estão normalmente relacionadas com pesca, agricultura, turismo e obras costeiras. Este tipo de pressão surge devido à alta produtividade destas áreas e à sua fácil acessibilidade. A elevada densidade populacional inerente as estas áreas provoca um processo de re-alimentação negativo, levando ao gradual agravamento das pressões antrópicas (SOLOMON *et al*., 2007).

Ao nível dos ecossistemas, estes sistemas costeiros apresentam diversas funções vitais, destacando-se o facto de constituírem o habitat natural de aves, mamíferos e peixes, sendo também o ambiente de desova e de criação de inúmeras comunidades biológicas e, para além disso, desempenham um papel importante nas rotas migratórias de aves e de peixes de valor comercial (KETCHUM, 1950).

Assim, possíveis alterações na geomorfologia dos estuários ou lagunas podem induzir variações significativas na hidrodinâmica destes sistemas, e consequentemente nos processos biogeoquímicos que os caracterizam. Deste modo, os estudos da hidrodinâmica dos sistemas lagunares são fundamentais para a fundamentação das decisões de um plano de acção de intervenção numa dada área, como é o caso da avaliação da eficácia e dos impactos das obras pesadas de engenharia costeira. Os estudos de modelação hidrodinâmica tornam-se assim bastante importantes, pois ainda na fase de projecto permitem avaliar as potencias alterações provocadas por modificações na geomorfologia de zonas específicas dos sistemas estuarinos ou lagunares.

Portanto, com a elaboração deste trabalho pretende-se analisar a influência que a hipotética construção da Marina da Barra, segundo o projecto proposto em 2003, poderia ter na hidrodinâmica da Ria de Aveiro, mais concretamente no canal de Mira (local da obra). Para tal, utilizar-se-á um modelo bi-dimensional, comummente aplicado para o estudo da propagação de ondas longas em águas pouco profundas, previamente calibrado e validado para a Ria de Aveiro.

ÁREA DE ESTUDO

A Ria de Aveiro (Figura 1) é uma laguna costeira de águas pouco profundas, situada a Noroeste da costa portuguesa

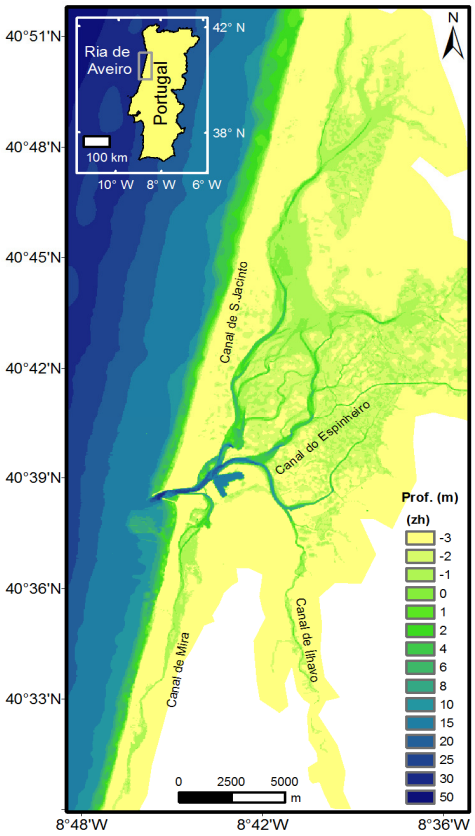


Figura 1: Batimetria numérica da Ria de Aveiro, com a sua localização na costa portuguesa.

(40°38'N, 8°45'W), ligada ao Oceano Atlântico através de uma única embocadura (DIAS, 2009).

Localiza-se no litoral centro de Portugal, integrando a bacia hidrográfica do rio Vouga. A sua área varia entre 83 km^2 na situação de preia-mar e 66 km^2 na situação de baixa-mar, tem uma largura máxima de 8.5 km na sua zona central, um comprimento de 45 km e uma profundidade média relativamente ao zero hidrográfico de aproximadamente 1 m (DIAS *et al.,* 2000).

A Ria de Aveiro possui uma geometria bastante complexa e irregular, composta por canais longos e estreitos, com um grande desenvolvimento longitudinal organizado por ramificações sucessivas desde a embocadura, como um sistema de rede 'arborescente' (LOPES *et al*., 2006). Na sua geometria destacam-se quatro canais principais: três que se estendem segundo a direcção Norte-Sul (S.Jacinto-Ovar, Mira e Ílhavo) e um segundo a direcção Este-Oeste (Espinheiro) (DIAS, 2009).

As principais acções forçadoras da dinâmica da Ria de Aveiro são: a maré oceânica (acção mais importante), que se propaga de Sul para Norte ao longo da costa Oeste de Portugal, penetrando na laguna através do canal da embocadura e fazendo sentir os seus efeitos mesmo na cabeceira dos vários canais; o caudal dos rios Vouga, Antuã, Boco, Caster, Gonde e Fontela e de diversos ribeiros e cursos de água que desaguam na extremidade montante dos canal de Mira; e finalmente o vento, que faz sentir a sua acção por períodos curtos e especialmente nas zonas mais largas da laguna (DIAS, 2009).

MARINA DA BARRA

Neste trabalho é simulado o cenário de construção da Marina da Barra (Figura 2), segundo o projecto proposto em 2003. A obra

Figura 2: Representação da localização da obra (esquerda), bem como um esboço do 'Complexo Marina da Barra' (direita).

em questão apresenta dimensões significativamente grandes comparativamente ao local previsto para sua implementação, contudo após diversos estudos, o projecto foi reprovado. O 'Complexo Marina da Barra' teria então como objectivo central dotar a zona centro-norte da costa portuguesa e, em particular a Ria de Aveiro, de instalações adequadas ao recreio náutico. A inexistência de uma infra-estrutura deste tipo neste troço da costa, que permitisse adequar a oferta presentemente existente, quer a nível nacional, quer regional, a uma crescente procura deste segmento do mercado (prática do recreio náutico como ocupação dos tempos livres), constitui um dado fortemente motivador do investimento numa tal infra-estrutura.

A localização da obra seria a zona jusante do Canal de Mira (Figura 2), sendo esta justificada pelos seguintes argumentos:

- Adopção de uma localização já contemplada no Plano Director Municipal de Ílhavo e no Plano Director de Desenvolvimento e Valorização do Porto e da Ria de Aveiro;
- Proximidade da entrada do porto, em local bastante abrigado, mas com fácil acesso marítimo;
- Ligação a um aglomerado populacional (Barra) bastante procurado como local de segunda habitação e zona balnear estável, com boas acessibilidades terrestres;
- Localização próxima de concelhos de forte crescimento, embora próxima do mar e em zona de forte artificialização;

A área total prevista para a obra seria 58 hectares, correspondente a 588 686 m^2 divididos em zona de água e zona terrestre (JESUS e SILVA, 2003).

O projecto de implementação desta estrutura previa algumas alterações geomorfológicas no Canal de Mira, nomeadamente o alargamento do canal na zona da Marina, bem como a dragagem de cerca de 1 650 000 m^3 de areias e lodos arenosos. As dragagens permitiriam obter as cotas de fundo pré-definidas no projecto, que variariam 1.50 m e 4.50 m, numa zona cuja cota actualmente varia entre os -2.00 m e os 2.00 m (estes valores são relativos ao zero hidrográfico) (JESUS e SILVA, 2003).

METODOLOGIA

Modelo Hidrodinâmico

Para a realização deste trabalho recorreu-se a um modelo hidrodinâmico verticalmente integrado baseado em técnicas de diferenças finitas, desenvolvido a partir do modelo SIMSYS2D (LEENDERTSE e GRITON, 1971). A sua calibração e validação foram realizadas em estudos hidrodinâmicos anteriores (SOUSA e DIAS, 2007).

Este modelo tem vindo a ser implementado com sucesso em Portugal para o estudo da hidrodinâmica de diversos estuários e lagunas, nomeadamente para o estudo da Ria de Aveiro (DIAS *et*

al., 2000; DIAS e LOPES, 2006) e estuários do Tejo (DIAS, 1993) e Lima (VALE, 2008).

Este modelo resolve as equações diferenciais parciais de segunda ordem conhecidas como '*equações de águas pouco profundas*', derivadas das equações tridimensionais de Navier-Stokes. O sistema resultante é constituído pela equação da continuidade e duas equações do momento horizontal, sendo integradas desde o fundo até à superfície (SOUSA e DIAS, 2007):

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial [(h+\zeta)U]}{\partial x} + \frac{\partial [(h+\zeta)V]}{\partial y} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U\frac{\partial U}{\partial x} + V\frac{\partial U}{dy} = fV - g\frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{\tau_x^b}{(h+\zeta)\rho} + A_h \nabla^2 V \quad (2)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U\frac{\partial V}{\partial x} + V\frac{\partial V}{\partial y} = -fU - g\frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{\tau_y^b}{(h+\zeta)\rho} + A_h \nabla^2 V \quad (3)$$

onde U e V são as componentes da velocidade verticalmente integradas na direcção x (Este) e y (Norte), respectivamente, ζ representa a elevação da superfície livre da água, f o parâmetro de Coriollis, h a profundidade, t o tempo, g a aceleração da gravidade, ρ a densidade da água, A_h a viscosidade cinemática turbulenta horizontal e τ^b a magnitude da tensão de cisalhamento no fundo.

Procedimento

O primeiro passo da realização deste trabalho consistiu na realização de alterações na batimetria numérica da Ria de Aveiro pré-existente, com o objectivo de elaborar uma nova batimetria que incluísse a estrutura da Marina da Barra (Figura 3). Neste âmbito foi necessário criar as situações inerentes à sua construção, como foi o caso do alargamento do canal de Mira e as alterações batimétricas resultantes das dragagens previstas.

Foram efectuadas várias simulações numéricas, considerando duas batimetrias (cenário actual e cenário resultante da construção a marina), e o forçamento do modelo pelas marés mais viva e mais morta do ano de 2010, e também por uma maré 'típica', com o objectivo de quantificar os limites das alterações hidrodinâmicas a que a zona estaria sujeita. O passo de tempo utilizado pelo modelo foi 20 segundos e o coeficiente de viscosidade foi considerado igual a 20 m^2s^{-1} em todas as simulações. Os forçamentos pelo vento e pelo caudal fluvial não foram considerados. Como resultados do modelo foram obtidas previsões de séries temporais da elevação da superfície livre e das componentes horizontais da corrente com uma periodicidade de 6 minutos, e saídas de campos horizontais destas grandezas com uma periodicidade horária.

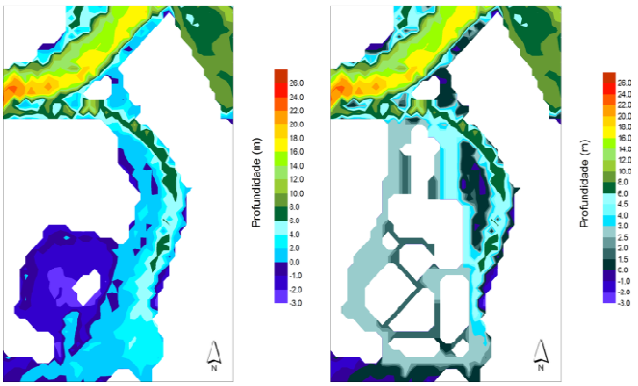


Figura 3: Representação da malha actual (referência) da Ria de Aveiro [esquerda] e da projecção da batimetria resultante da construção da marina [direita].

Foram definidas 7 estações para as previsões das séries temporais ao longo do canal de Mira (Figura 4), sendo que uma delas é na embocadura (Estação 1) e duas perto da zona da obra (Estações 2 e 3). Contudo pode-se aferir que as 7 estações estão distribuídas ao longo de todo o canal, o que permite tirar conclusões acerca do comportamento da maré ao longo do mesmo. As características morfológicas da zona perto da embocadura são de certa forma diferentes das características da zona superior do canal. Contudo, uma situação a ter em conta é que as estações estão localizadas nas zonas profundas do canal.

Com o objectivo de calcular o prisma de maré foram estabelecidas três secções, uma na zona da embocadura, outra na entrada do canal de Mira e outra na entrada do canal de S. Jacinto-Ovar, conforme ilustrado também na Figura 4. Este procedimento permite determinar o volume de água que entra na Ria de Aveiro durante uma enchente, assim como a sua distribuição pelos principais canais. Foram determinados prismas de maré para cada um dos cenários em estudo, e considerando os diferentes forçamentos de maré já descritos.

Foi também efectuada análise harmónica das séries temporais previstas para a elevação da superfície livre da água, para cada um dos cenários em estudo. Esta foi realizada com o intuito de perceber quais os constituintes de maré mais influentes na Ria de Aveiro e para interpretar as diferenças de amplitude e fase entre os dois cenários em estudo. A análise harmónica foi efectuada através da aplicação das subrotinas *t_tide* realizadas por PAWLOWICZ *et al.* (2002). Através das previsões de elevação da superfície livre da água e da aplicação do *t_tide*, obtiveram-se resultados para cada estação das amplitudes e fases dos principais constituinte de maré, para cada cenário.

A partir dos resultados da análise harmónica determinou-se a assimetria de maré ao longo do canal de Mira, para ambos os cenários considerados. Como este objectivo foi determinada a razão da amplitude do constituinte M_4 pela amplitude do M_2, que indica a magnitude da assimetria de maré, assim como a diferença de fase entre estes constituintes $\varphi = 2\theta_{M_2} - \theta_{M_4}$.

RESULTADOS

Séries Temporais

Relativamente às séries temporais foram analisadas a elevação da superfície livre da água e a velocidade horizontal da corrente para as 7 estações representadas na Figura 4 e para as três

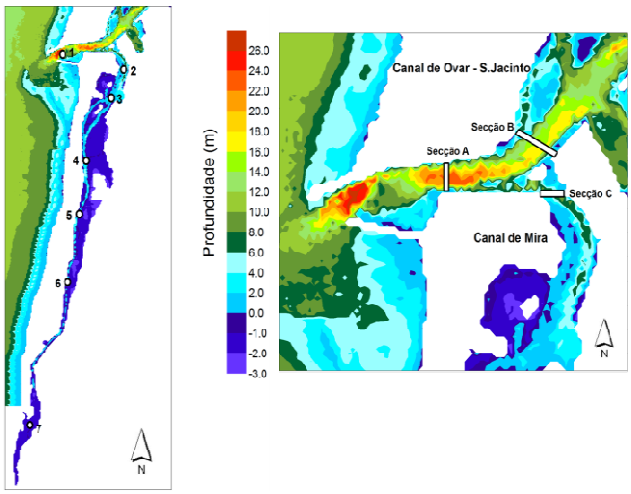


Figura 4: Localização das estações [esquerda] e secções transversais [direita] utilizadas para efectuar previsões do modelo.

situações de maré referidas. No entanto, são apresentadas apenas as situações de alterações relevantes entre os dois cenários em estudo.

Conforme referido anteriormente, a estação 1 encontra-se na zona da embocadura e as estações 2 e 3 situam-se perto do local da obra. O local da estação 2 tem alterações batimétricas associadas à sua construção, no caso do cenário com a presença da marina. Portanto, muito provavelmente a influência da construção da marina será maior nestas estações.

Na Figura 5 está representada a elevação da superfície livre da água para o cenário de referência, para o cenário que contempla a construção da marina e a diferença entre os valores previstos para os dois cenários em estudo, para as estações 1, 2 e 3, na situação de maré viva.

De uma maneira geral, as diferenças da elevação da superfície livre da água entre as duas situações em estudo não são muito significativas. Contudo, para a situação de maré viva, nas estações 1, 2 e 3 verificam-se maiores amplitudes de altura de água no cenário que contempla a construção da marina, o que poderá ser justificado pelo alargamento e aprofundamento do canal, prevendo-se um maior volume de água no mesmo.

Mais concretamente, na estação 1 podem observar-se diferenças entre as duas situações de cerca de 0.1 m. O local da estação 2 está mais sujeito a alterações provocadas pela construção da marina, verificando-se diferenças entre as duas situações de cerca de 0.3 m. Já na estação 3 observam-se discrepâncias de cerca de 0.2 m. Outro dado importante a referir é que as diferenças mais significativas são encontradas na situação de vazante, mais concretamente, a partir da terceira hora da vazante. As restantes estações e situações de maré não apresentam variações significativas.

As séries temporais de velocidade da corrente para as estações 1 e 2, para ambos os cenários em estudo e para maré viva e maré morta estão representadas na Figura 6. A diferença entre as velocidades previstas para os dois cenários em estudo é também representada. A sua análise revela maiores discrepâncias relativamente às diferenças observadas para a elevação da superfície livre da água. Essas diferenças são verificadas essencialmente nas estações 1 e 2, e para todas as situações de maré.

Como era expectável, a influência da construção da marina da Barra na hidrodinâmica da Ria de Aveiro é maior na situação de

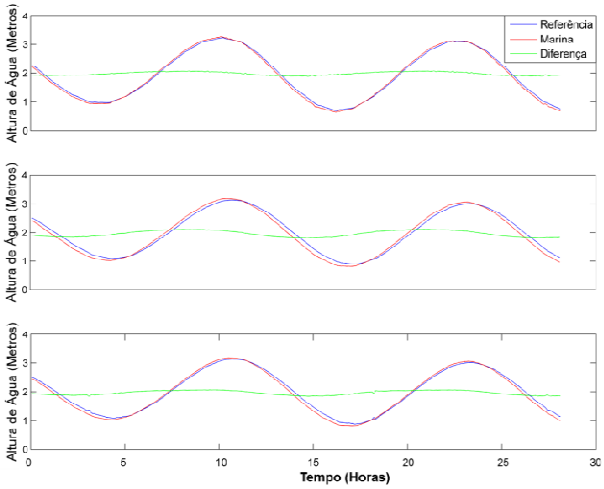


Figura 5: Elevação da superfície livre da água para as estações 1, 2 e 3, para a situação de maré viva, para os dois cenários em estudo, assim como a diferença entre ambos.

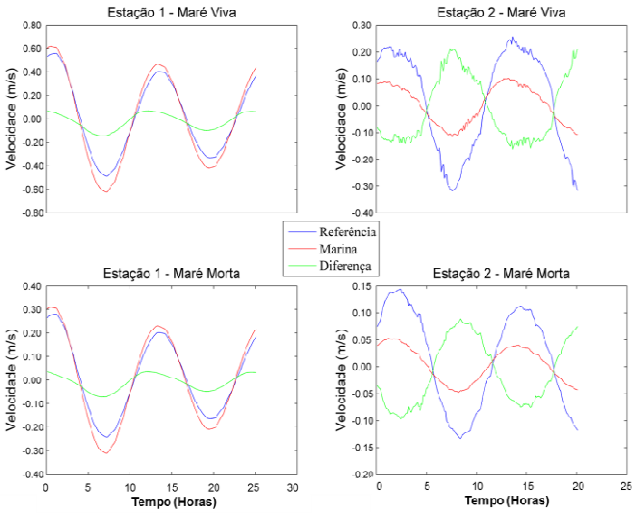


Figura 6: Velocidade da corrente para as estações 1 e 2, para a situação de maré viva (imagens de cima) e maré morta (imagens de baixo), para ambos os cenários em estudo, assim como a diferença entre ambos.

maré viva. Na estação 1, a tendência de velocidade é idêntica nas diferentes fases do ciclo de maré, verificando-se um aumento de cerca de 0.1 m/s, que em situação de maré viva chega aos 0.2 m/s. O local da estação 2 encontra-se sujeito a enormes alterações na intensidade da corrente. Com a presença da marina, a velocidade da corrente diminui 0.3 m/s e 0.1 m/s, nas situações de maré viva e morta, respectivamente. Constata-se então que a construção da marina provoca um aumento considerável da intensidade da corrente na zona da embocadura (Estação 1). Conforme já foi referido anteriormente, a estação 2 encontra-se num local bastante próximo da zona de implementação da marina, estando portanto sujeita a alterações batimétricas inerentes à sua construção. Assim, com a construção da marina, a intensidade da corrente na estação 2 é significativamente inferior comparando com a situação de referência. Este facto é facilmente justificado, uma vez que nesse local, a marina cria um local bastante abrigado e consequentemente pouco dinâmico. Esta situação poderá também vir a ter influência na dinâmica sedimentar.

Campos Horizontais

As diferenças entre os campos horizontais de altura de água e velocidade da corrente para as duas situações em estudo estão representadas na Figura 7. As duas imagens de cima representam a situação de maré viva, e as imagens de baixo são referentes ao caso de maré morta. Através da análise da figura observa-se que na situação de maré viva (imagens de cima) ocorrem maiores diferenças de alturas de água, sobretudo na zona mais próxima do empreendimento, verificando-se um aumento de altura de água na situação em que a marina se encontra presente. Constata-se também que é nessa situação que se encontram as maiores variações de velocidade (ter atenção ao vector de referência e à escala).

É possível também verificar que em alguns locais os vectores da velocidade convergem no sentido das margens, seguindo a curvatura do canal, e provocando possivelmente erosão das mesmas no futuro. Esta situação pode ser fundamentada, analisando simultaneamente os campos de diferenças de altura de água. Nestes casos verificam-se valores bastante elevados nas zonas marginais do canal (zonas mais escuras). Estes valores indiciam que as zonas marginais alagáveis poderão sofrer

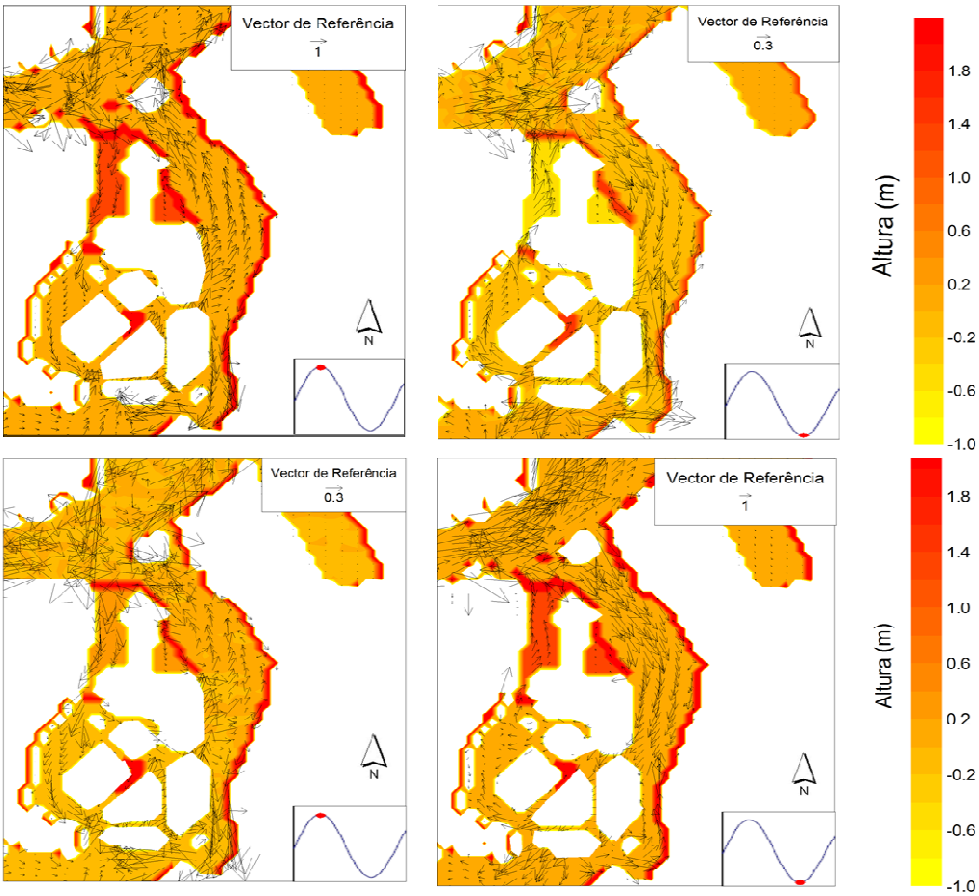


Figura 7: Diferenças dos campos horizontais de altura de água e velocidade da corrente entre os dois cenários em estudo, para a situação de maré viva [cima] e situação de maré morta [baixo], em preia-mar [esquerda] e em baixa-mar [direita].

alterações com a construção da marina. Esta situação é mais crítica no cenário de maré viva.

Análise Harmónica

Com a realização da análise harmónica foi possível identificar quais os constituintes de maré de maior importância na Ria de Aveiro, tendo em conta as suas amplitudes, sabendo antecipadamente que quanto maior a amplitude, maior é a importância do constituinte. Foi possível também quantificar diferenças entre as duas situações em estudo.

Na Figura 8 estão representadas a amplitude e fase dos principais constituintes de maré para as estações representadas na Figura 4. Da análise da figura verifica-se claramente que os constituintes semi-diurnos M_2 e S_2 são os que apresentam maior amplitude, sendo portanto os constituintes de maré mais importantes na Ria de Aveiro. Esta conclusão já era de certa forma expectável, uma vez que DIAS *et al.* (1999) já tinham co...luído que a Ria de Aveiro é uma laguna com maré semi-diurna. Dos constituintes de águas pouco profundas, o constituinte M_4 é o que apresenta maior relevância, o que também era de esperar uma vez que este constituinte é o primeiro harmónico do constituinte M_2. Analisando a influência que a construção da marina da barra tem na maré, mais concretamente nos seus constituintes mais relevantes (S_2 e M_2), constata-se um aumento nos valores de amplitude determinados para o cenário incluindo a presença da marina. Comparativamente à situação de referência, verifica-se um aumento de 3.1% na amplitude do constituinte M_2 na zona da embocadura. Esta tendência diminui progressivamente, até que a diferença na última estação (Estação 7) é apenas da ordem de 1%. É possível verificar também que no cenário que inclui a construção da marina há uma diminuição da fase deste constituinte, o que significa que a maré se propaga mais rapidamente ao longo do canal de Mira.

O constituinte S_2 apresenta a mesma tendência, apenas com uma alteração: a diferença entre o cenário de referência e o cenário com a presença da marina é negligenciável a partir da estação 5, uma vez que as diferenças de amplitude são quase nulas. As diferenças entre os valores de amplitude para os constituintes diurnos (K_1 e O_1) são praticamente desprezáveis entre os cenários em estudo. Relativamente aos constituintes de águas pouco profundas (M_4 e M_6), verifica-se que as diferenças entre as amplitudes não apresentam um padrão coerente ao longo de todo o canal. De referir que as suas amplitudes no cenário contendo a marina aumentam em relação à situação de referência nas estações 1, 2, 4 e 7.

Assimetria de Maré

A assimetria de maré foi determinada para as estações representadas na Figura 4, tendo sido determinada a razão de amplitudes entre os constituintes *M4* e *M2*, assim como a sua diferença de fase relativa (Figura 9). A análise da razão de amplitudes revela uma tendência regular, na medida em que ocorre um aumento progressivo do seu valor ao longo de todo o canal. A maré, ao penetrar no canal de Mira, sofre acentuada distorção em resultado do afunilamento que se faz sentir no mesmo. À medida que a distância à embocadura vai aumentando

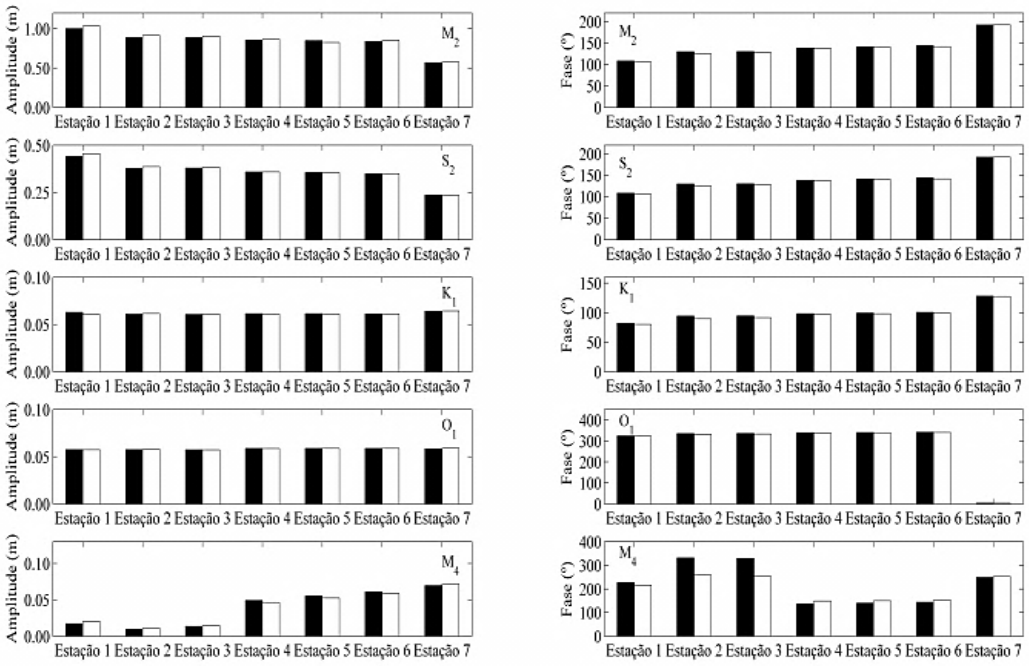


Figura 8: Amplitude [esquerda] e fase [direita] dos principais constituintes de maré ao longo do canal de Mira da Ria de Aveiro (barras pretas – cenário actual; barras brancas – cenário incluindo a marina).

são normalmente encontradas zonas estreitas e de baixa profundidade, o que poderá gerar dissipação da energia devido ao atrito, e consequentemente, forte distorção da maré. Verificando os valores apresentados na figura, é possível afirmar que ocorre assimetria de maré no sistema.

Nalguns sistemas costeiros, como por exemplo na Ria Formosa (DIAS e SOUSA, 2009), existem zonas onde a razão de amplitudes é nula, pelo que não ocorre assimetria de maré, e outras em que se atingem valores de 0.9. Tendo em conta este exemplo, é possível afirmar que, de grosso modo, a assimetria de maré na Ria de Aveiro é relativamente baixa, com valores máximos próximos de 0.1 em locais de canais mais estreitos e menos profundos.

O efeito da construção da marina da Barra no valor da razão de amplitudes não é muito significativo (Figura 9), contudo de certa forma pode ser dividido em duas partes: as zonas a montante e as zonas a jusante da obra. De facto, verifica-se um aumento da razão de amplitudes na zona da embocadura e nas estações onde se encontra o empreendimento (Estações 1, 2 e 3). Esta situação poderá ser justificada através da presença da marina e consequente criação de um local pouco dinâmico, proporcionando maior distorção na maré. Nos locais a montante da obra (da Estação 4 à Estação 6), observa-se uma diminuição da razão de amplitudes associada à construção da marina, pelo que a assimetria de maré é inferior. Na estação 7 volta a existir um aumento do valor da razão de amplitudes, porém este não é significativo.

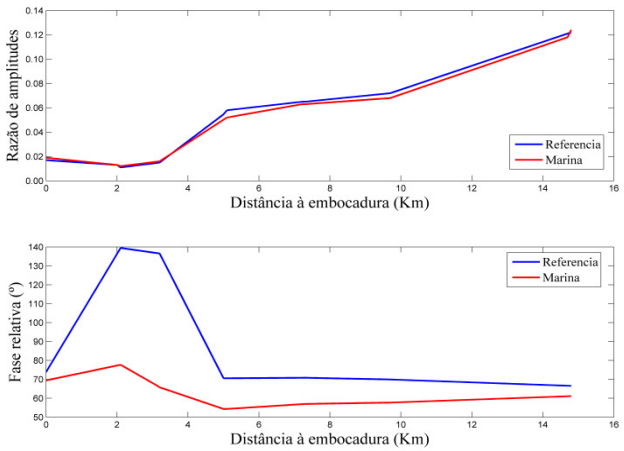


Figura 9: Razão de amplitudes [imagem de cima] e fase relativa [imagem de baixo] ao longo do canal de Mira.

Quanto à fase relativa, verifica-se que os valores são sempre inferiores a 180°, o que indica que a corrente é 'dominada pela enchente'. Ora, o 'domínio da enchente' significa que a duração da vazante excede a duração da enchente, o que conduz a uma tendência para existir uma corrente mais forte de enchente do que de vazante. A comparação entre as duas situações em estudo realça diferenças muito mais significativas do que na razão de amplitudes, verificando-se uma diminuição bastante pronunciada da fase relativa em todas as estações em estudo, pelo que se pode concluir que a marina torna a Ria de Aveiro, mais concretamente o canal de Mira, ainda mais dominado pela enchente.

Como não poderia deixar de ser, maiores discrepâncias entre as duas situações são encontradas na zona próxima do empreendimento (Estações 2 e 3), podendo este facto trazer implicações importantes. Nos sistemas 'dominados pela enchente', verificam-se tendências de retenção de sedimentos, e consequentemente existência de fenómenos de assoreamento. Deste modo, essa situação é agravada em todo o canal, com maior ênfase nas estações 2 e 3 onde se verificam velocidades de corrente bastante baixas associadas à presença da marina, como foi visto anteriormente, o que reforça ainda mais esta possibilidade de assoreamentos futuros.

Prisma de Maré

O prisma de maré foi calculado para as três secções transversais representadas na Figura 4, utilizando as previsões numéricas da elevação da superfície livre da água e das velocidades horizontais. Por definição, o prisma de maré é o fluxo volumétrico que passa numa secção transversal durante uma enchente. É claro que o prisma de maré não depende apenas da localização da secção mas também da amplitude da maré, como veremos em seguida. A Figura 10 representa o prisma de maré para as três situações de maré nas três secções transversais definidas, para os dois cenários em estudo.

Como era previsível, os prismas de maré são maiores para as maiores amplitudes da maré. De acordo com DIAS (2001), o prisma de maré estimado para a zona da embocadura no caso de maré viva é de 136.7×10^6 m^3 e 34.9×10^6 m^3 no caso de maré morta, pelo que se pode afirmar que os resultados obtidos e apresentados na Figura 10 são concordantes com os do autor.

Após análise pormenorizada da figura, verifica-se que todas as situações têm um padrão em comum. O prisma de maré na zona da embocadura (Secção A) é menor com a presença da marina, podendo este facto ser explicado através de um estudo de PICADO *et al*. (2009), que sugere que o aumento da área alagável da laguna tem como consequência o acréscimo do prisma de maré. Analogamente, o mesmo sucede neste trabalho, uma vez que a implementação da marina na batimetria numérica provocou uma diminuição da área alagável do canal de Mira de cerca de 10.8%. Como também era de esperar, a diminuição mais significativa do prima de maré foi observada na situação de maré viva (redução de 11%), sendo que na maré intermédia a diminuição foi de 10.2% e na situação de maré morta a diminuição foi menos pronunciada (7.5%).

As restantes duas secções dizem respeito às entradas do canal S. Jacinto-Ovar (Secção B) e do canal de Mira (Secção C). A secção C possui maior prisma de maré com a presença da marina, verificando-se diferenças que variam entre um máximo de 30% no caso de maré viva e 20.9% na situação de maré morta. Este resultado justifica-se com as obras protagonizadas para a construção do empreendimento, mais concretamente o alargamento do canal, constituindo o factor mais significativo para este facto. A diminuição do prisma de maré na secção B está directamente relacionada com o aumento na secção C. Sabendo que o volume de água que entra na Ria de Aveiro é menor (Secção A), e no canal de Mira (Secção C) é maior, é intuitivo que o prisma de maré na secção B tem que ser consideravelmente menor no cenário incluindo que inclui a marina.

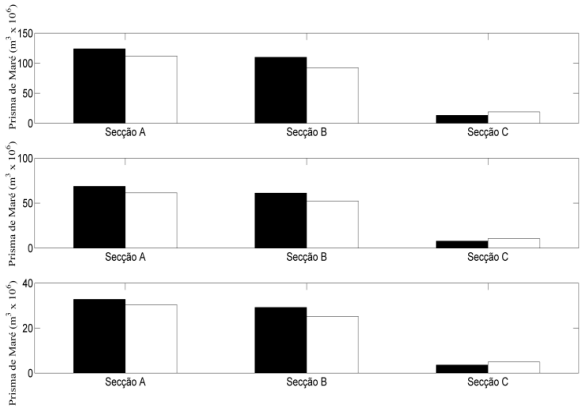


Figura 10: Prisma de maré nas três secções transversais, para as três situações de maré distintas (barras pretas – cenário actual; barras brancas – cenário incluindo a marina).

Segundo DIAS (2001), o prisma esperado para o canal de Mira é de 10% do prisma total da laguna. Comparando os resultados para o cenário de referência, verifica-se que estes estão concordantes, variando entre 10.7% no caso de maré morta para 11% no caso de maré viva. Note-se no entanto que estas percentagens sobem significativamente para o cenário que inclui a marina, atingindo valores da ordem dos 17%.

Obviamente o restante volume de água segue para os canais situados mais a Norte, passando assim, pela secção B. Portanto, a percentagem do volume de água que passa nesta secção diminui de 89% do volume total na situação de referência para 82% na situação em que a marina está presente.

DISCUSSÃO

Através da metodologia utilizada foi possível estudar os possíveis impactos que a construção da marina da barra poderia ter na hidrodinâmica da Ria de Aveiro. Da mesma forma, demonstrou-se a importância que podem ter as ferramentas de modelação na avaliação da realização de obras costeiras, ainda durante a fase de projecto.

Mais concretamente, pode-se afirmar que as alterações geomorfológicas inerentes à construção da marina da Barra provocariam alterações hidrodinâmicas na Ria de Aveiro, e em especial no canal de Mira. Relativamente à elevação da superfície livre da água, conclui-se que existe um ligeiro aumento na amplitude no cenário da presença da marina, provavelmente devido ao alargamento do canal de Mira. Contudo, verificam-se alterações mais significativas na velocidade da corrente. Genericamente, pode-se afirmar que a construção da marina da barra provocaria um aumento da intensidade da corrente ao longo de todo o canal de Mira, mais concretamente na zona mais próxima da embocadura. O contrário sucederia no local onde seria implementado o empreendimento, o que poderia causar dificuldades acrescidas na sua manutenção. De facto, a diminuição do hidrodinamismo desta zona poderia contribui para a eventual ocorrência de fenómenos de assoreamento, que por sua vez poderiam provocar constantes alterações hidrodinâmicas associadas às variações morfológicas, mas também associadas às consecutivas dragagens que se provavelmente teriam que se realizar para manter a zona navegável. Este facto poderia também conduzir a avultados custos de manutenção desta infra-estrutura.

Da análise dos resultados da análise harmónica verificou-se que os constituintes de maré semi-diurnos M_2 e S_2 são os mais importantes na Ria de Aveiro, uma vez que são os que possuem maiores amplitudes. Ambos os constituintes tendem a diminuir a sua amplitude e a aumentar a sua fase ao longo de todo o canal, o que era previsível face ao conhecimento das características da maré na Ria de Aveiro. Comparando o cenário que contempla a inclusão da marina com o cenário de referência verifica-se que a amplitude dos principais constituintes tende a aumentar, e a sua fase a diminuir. Assim, pode-se concluir que a marina da barra acentuaria o domínio pela maré da hidrodinâmica do canal de Mira, que poderia ter como consequência um aumento de cotas de preia-mar, levando a um maior alagamento marginal, e diminuição das cotas de baixa-mar, trazendo maiores dificuldades de navegação.

Apesar da construção da marina da Barra alterar as características da maré no canal de Mira, como seria de prever esta continuaria a ser classificada como semi-diurna (factor de forma entre 0 e 0.25).

Os resultados da assimetria de maré confirmam os resultados anteriores, uma vez que a principal alteração que seria provocada pela construção da marina consistiria na diminuição significativa

da fase relativa, tornando a corrente ainda mais 'dominada pela enchente', potenciando portanto os fenómenos de assoreamento.

Através da análise do prisma de maré verificou-se que as principais alterações hidrodinâmicas ocorreriam no canal de Mira, uma vez que o volume de água que entra no canal durante uma enchente aumentaria consideravelmente. Este aumento poderia trazer alguns problemas, nomeadamente acção erosiva nas margens e consequente alargamento do canal, com implicações negativas para as populações que habitam junto da laguna.

Em suma, a hipotética construção do 'Complexo da marina da barra' poderia causar alterações significativas e possivelmente irreversíveis na hidrodinâmica da Ria de Aveiro, mais concretamente no canal de Mira, em que se esperariam alterações mais acentuadas. Salienta-se novamente que a principal alteração seria a amplificação da influência da maré no local, que teria repercussões na altura de água, velocidade da corrente e prisma de maré.

Considerando que os processos físicos são uma parte preponderante no desenvolvimento dos processos biogeoquímicos, estas alterações fazer-se-iam sentir de modo imprevisível em todos os aspectos do ecossistema. Além disso, esta é uma obra de engenharia pesada e como sempre acontece, os seus efeitos precisos só seriam rigorosamente conhecidos a partir do momento em que a obra é realmente construída. Consequentemente, a decisão de construção de uma infra-estrutura com uma dimensão tão elevada deverá ser sempre encarada com grande precaução.

Deste modo, e tal como se concluiu em estudos anteriores, a batimetria da laguna e o seu contorno, nomeadamente as diferenças na geomorfologia da zona inferior da laguna para a superior, desempenham um papel fundamental no estabelecimento dos padrões da circulação deste sistema, o que se verifica nos padrões dos principais constituintes de maré. Possivelmente, a longo prazo, a construção da marina causaria constantes alterações na geomorfologia do canal de Mira, o que por sua vez poderia constituir um novo factor indutor de alterações hidrodinâmicas.

CONCLUSÕES

Com a elaboração deste trabalho conclui-se que, a acrescentar à lista de argumentos que foram apresentados contra a construção da marina da Barra, a hidrodinâmica do local seria de facto afectada pela construção desta infra-estrutura. Consequentemente, seriam induzidos efeitos no processos dependentes da hidrodinâmica, como alterações na dinâmica sedimentar, nos processos de erosão e até no equilíbrio de espécies dependentes das actuais condições ambientais do canal de Mira.

Assim, uma possível reavaliação deste projecto exigiria a realização de mais estudos, mais pormenorizados e multidisciplinares, que abrangessem os aspectos hidrodinâmicos, mas também os processos biogeoquímicos inerentes à implementação desta obra, para garantir o equilíbrio local a todos os níveis.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se à Professora Doutora Fátima Alves e à Administração do Porto de Aveiro, S.A. pelas informações disponibilizadas indispensáveis para a realização deste trabalho.

LITERATURA CITADA

DIAS, J. M., 1993. *Comparação dos resultados de um modelo numérico bi-dimensional com observações de correntes no estuário do Tejo*. Lisboa, Portugal: Departamento de Física da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Tese de Mestrado, 244 pp.

DIAS, J.M., 2001. *Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics*. Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, Tese de Doutoramento, 288 p.

DIAS, J. M., 2009. Hidro/morfologia da Ria de Aveiro: alterações de origem antropogénica e natural, *Debater a Europa*, 1, 99-121, ISSN 1647-6336.

DIAS, J. M. e LOPES, J. F., 2006. Calibration and Validation of Hydrodynamic, Salt and Heat Transport Models for Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Journal of Coastal Research,* SI 39, 1680-1684.

DIAS, J. M. e SOUSA, M. C., 2009. Numerical modeling of Ria Formosa tidal Dynamics. *Journal of Coastal Research,* SI 56, 1345 – 1349.

DIAS, J.; M., LOPES.; J. F. e DEKEYSER, I., 1999. Hidrological characterization of Ria de Aveiro,Portugal, in early summer. *Oceanologica Acta,* 22 (5), 473-485.

DIAS, J. M.; LOPES, J. F. e DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Phys Chem Earth* (B) 25, 369-374.

HAINES, P.E.; TOMLINSON, R.B. e THOM, B.G., 2006. Morphometric assessment of intermittently open/closed coastal lagoons in New South Wales, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67, 321- 332.

JESUS, J. e SILVA, R., 2003. Estudo de impacto ambiental do projecto 'Complexo da marina da barra', 44 pp.

KETCHUM, B.H., 1950. Hydrographic Factors Involved in the Dispersion of Pollutants Introduced into Tidal Waters. *J. Boston Soc. Civ. Engrs.,* 37, 296 – 314.

LEENDERTSE, J.J. e GRITTON, E. C., 1971. A Water-Quality Simulation Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas. Volume II, *Computation Procedures.* Memorandum R-708-NYC. The Rand Corporation, New York, USA.

LOPES, J.F.; DIAS, J.M. e DEKEYSER, I., 2006. Numerical modelling of cohesive sediments transport in the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Journal of Hydrology,* 319, 176-198.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M. e KJERFVE, B., 2002. *Princípios de Oceanografia Física de Estuários*. Edusp – Editora da Universidade de São Paulo, 424 pp.

PAWLOWICZ, R.; BEARDSLEY, B. e LENTZ, S., 2002. Classic tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T TIDE. *Computers and Geosciences,* 28, 929 – 937.

PICADO, A.; DIAS, J. M. e FORTUNATO, A. B., 2009. Effect of flooding the salt pans in the Ria de Aveiro. *Journal of Coastal Research*, SI 56, 1395 – 1398.

SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; ALLEY, R. B., BERNTSEN, T.; BINDOFF, N. L., CHEN, Z., CHIDTHAISONG, A., GREGORY, J. M., HEGERL, G. C.; HEIMANN, M.; HEWITSON, B.; HOSKINS, B. J.; JOOS, F.; JOUZEL, J.; KATTSOV, V.; LOHMANN, U.; MATSUNO, T.; MOLINA, M.; NICHOLLS, N.; OVERPECK, J.; RAGA, G.; RAMASWAMY, V.; REN, J.; RUSTICUCCI, M.; SOMERVILLE, R.; STOCKER, T. F.; WHETTON, P.; WOOD, R. A. e WRATT, D., 2007. Technical Summary. In: QIN, S., MANNING, D., CHEN, M., MARQUIS, Z., AVERYT, M., TIGNOR M., MILLER, H. L. (ed.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Solomon Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 274 pp.

SOUSA, M. C. e DIAS, J. M., 2007. Hydrodynamic Model Calibration for a Mesotidal Lagoon: the Case of Ria de Aveiro (Portugal). *Journal of Coastal Research,* SI 50, 1075-1080.

VALE, L., 2008. *Estudo hidrodinâmico do porto de Viana do Castelo.* Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, Tese de Mestrado, 164 pp.

Bioacumulação de Mercúrio em Diversos Níveis Tróficos da Ria de Aveiro

J.P. Coelho [a], A.C. Duarte [a], M.E. Pereira [a] e M.A. Pardal [b]
[a]CESAM & Departamento de Química, Universidade de Aveiro,
Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro
{jpcoelho, aduarte, eduper}@ua.pt
[b]CEF, Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra,
Apartado 3046, 3001-401 Coimbra
mpardal@ci.uc.pt

SUMÁRIO

Tirando partido do gradiente de concentrações de mercúrio existente na Ria de Aveiro, estudaram-se os mecanismos de bioacumulação e de transferência trófica deste elemento. Os resultados estimam uma média de 70 µg de mercúrio por m2 de área vegetada por macrófitas que estará disponível para bioacumulação através da via detritívora ou por herbivoria, enquanto nas macroalgas a quantidade aumenta para 280 µg, o que implica um maior risco de contaminação para os níveis tróficos superiores. As diferenças observadas entre espécies de macroalgas dever-se-ão à diferente mobilidade, fisiologia e morfologia destas. A amêijoa Scrobicularia plana acumula mais mercúrio do que a poliqueta Hediste diversicolor, sugerindo características fisiológicas e ecológicas distintas. Devido à maior biomassa e bioacumulação, a amêijoa é responsável por 90% do mercúrio associado a estas espécies (até 175 µg m-2 por ano), o que corresponde a um total de 74 g de Hg acumulado no Largo do Laranjo. Comparando estes valores com os obtidos para os produtores primários (60 – 280 µg m-2), verifica-se que são semelhantes, mas tendo em conta a fracção orgânica do metal, verifica-se um incremento (3X) na quantidade de mercúrio disponível para bioacumulação. Os resultados indicam que a amêijoa acumula mercúrio ao longo da vida, estando a taxa de acumulação associada aos níveis de contaminante na matéria particulada em suspensão. No caso do predador Carcinus maenas dois cenários foram identificados: em locais com baixa contaminação a via de exposição parece ser a dieta, enquanto que em locais contaminados a exposição ambiental (coluna de água) é predominante.

PALAVRAS CHAVE: *Mercúrio;bioacumulação; cadeias tróficas;*

INTRODUÇÃO

A Ria de Aveiro recebeu, durante décadas, descargas de efluentes ricos em mercúrio provenientes da indústria de soda cáustica (Uniteca) instalada no complexo industrial de Estarreja. Estes efluentes originaram um gradiente de contaminação ambiental com mercúrio desde o Esteiro de Estarreja até ao Cais do Bico, visível nos sedimentos, na água e nas partículas suspensas na coluna de água. Medidas de mitigação foram tomadas no sentido de melhorar as condições ambientais, primeiro através da implementação de uma estação de tratamento das águas residuais da indústria (Pereira et al 1997), e mais tarde com a mudança do processo industrial, que permitiu eliminar o recurso a eléctrodos de mercúrio, a principal fonte de contaminação (OSPAR, 2004, PEREIRA *et al.*, 2009). No entanto, estima-se que cerca de 30 toneladas deste contaminante estejam retidas nos sedimentos da Ria de Aveiro, na sua grande parte na zona do Largo do Laranjo (PEREIRA *et al.*, 1998).

A contaminação ambiental da Ria com mercúrio foi estudada exaustivamente (PEREIRA *et al.*, 1997, PEREIRA *et al.*, 1998, RAMALHOSA *et al.*, 2001), havendo dados que permitem afirmar que os níveis de mercúrio nos diversos compartimentos do sistema (sedimento, fracção dissolvida e partículas da coluna de água) têm vindo a diminuir ao longo do tempo, através do aumento da profundidade a que se encontram as camadas mais contaminadas de sedimento e da deposição de partículas menos ricas neste contaminante.

Já relativamente ao impacto do mercúrio nas comunidades biológicas da Ria de Aveiro, dados referentes a contaminação de espécies estuarinas são escassos. Estudos anteriores (LUCAS *et al.*, 1986) indicam níveis elevados de mercúrio em várias espécies de peixe, nomeadamente linguado (*Platichthys flesus*, 5.6 mg kg^{-1}), enguia (*Anguilla anguilla*, 1.63 mg kg^{-1}) e robalo (*Dicentrarchus labrax,* 0.92 mg kg^{-1}), todos acima da legislação nacional para consumo humano (0.5 mg kg^{-1}). Mais de uma década depois, Abreu e co-autores (2000) reportaram níveis de 0.03 - 1.7 mg kg^{-1} em músculo de robalo, o que sugere que apesar das medidas de mitigação e da diminuição dos níveis ambientais, os processos de bioacumulação deste contaminante continuam presentes e preocupantes. Estudos mais recentes debruçaram-se sobre plantas de sapal (VÁLEGA *et al.*, 2008a), comunidades planctónicas (PEREIRA *et al.*, 2007) e aves aquáticas (TAVARES *et al.*, 2008, TAVARES *et al.*, 2005), mas não existe ainda informação sobre outros níveis tróficos, como sejam macroalgas e ervas marinhas, detritívoros com interesse económico (a amêijoa *Scrobicularia plana* (lambujinha) e a poliqueta *Hediste diversicolor* (serradela)) ou predadores invertebrados como o caranguejo *Carcinus maenas*.

Assim sendo, o principal objectivo foi clarificar os processos de bioacumulação e biomagnificação de mercúrio em diversos elos tróficos da Ria de Aveiro, de produtores primários a predadores invertebrados, dando foco a algumas espécies com interesse económico para as populações locais, segundo o esquema abaixo:

- Estudo dos padrões de bioacumulação dos diferentes grupos de produtores primários, dada a sua posição chave na base das cadeias tróficas estuarinas.
- Verificar possíveis efeitos de processos eutróficos na dinâmica do mercúrio associado a produtores primários.

- Estudar a acumulação de mercúrio em organismos que vivem no sedimento, nomeadamente detritívoros, pelo seu contacto directo com sedimentos contaminados.
- Comparar o bivalve *Scrobicularia plana* e o poliqueta *Hediste diversicolor.*
- Estudar os padrões de acumulação de mercúrio ao longo do ciclo de vida do bivalve *Scrobicularia plana.*
- Avaliar a resposta de um predador invertebrado de interesse económico como o caraguejo *Carcinus maenas* ao gradiente de contaminação, ao longo do seu ciclo de vida.

METODOLOGIA

As campanhas de amostragens foram realizadas no Largo do Laranjo (Figura 1), a zona mais impactada pelas descargas de mercúrio. Foram escolhidos 5 locais (A1 – A5), desde a saída do Esteiro de Estarreja até ao cais do Chegado, para reflectir o gradiente de contaminação presente, bem como um local de referência no braço de Mira (Ref 1) e um outro no estuário do Mondego (Ref 2).

Em cada local, em situação de maré baixa, foram recolhidas à mão 5 réplicas de produtores primários (as macroalgas verde *Ulva sp,* vermelha *Gracilaria verrucosa* e castanha *Fucus vesiculosus*, bem como ervas marinhas enraizadas (moliço), *Zostera noltii,* e plantas de sapal (*Halimione portulacoides* e *Juncus maritimus*)). Foram recolhidos também indivíduos adultos (n=10) do poliqueta *H. diversicolor*, vulgarmente conhecida por serradela, uma espécie muito usada como isco de pesca, bem como do bivalve *S. plana*, conhecida por lambujinha, e de caranguejo verde (*C. maenas*). No caso destas duas últimas espécies, devido ao seu valor económico e sendo consumidas pelas populações, foi feito um esforço de avaliar a bioacumulação de mercúrio ao longo do ciclo de vida, tendo-se recolhido indivíduos (n=5) representativos de várias idades.

Todas as amostras foram depuradas, dissecadas, liofilizadas e homogeneizadas para análise, sendo que apenas no caso do caranguejo houve separação em tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) e distinção de género (machos e fêmeas).

As análises de mercúrio total ($[Hg]_{tot}$) foram efectuadas por absorção atómica com decomposição térmica da amostra, num equipamento Leco AMA-254, sem qualquer pré-tratamento ou adição de reagentes às amostras. Os níveis de mercúrio orgânico ($[Hg]_{org}$) nos tecidos biológicos foram quantificados através de um processo de digestão com uma mistura de 18% KBr em 5% H_2SO_4, seguida de extracção do mercúrio orgânico com tolueno (para mais detalhes ver (VÁLEGA *et al.*, 2006)). A solução resultante foi analisada no mesmo equipamento utilizado para as amostras sólidas.

RESULTADOS

Produtores Primários

Os resultados de bioacumulação de mercúrio nos produtores primários da Ria de Aveiro estão resumidos na Figura 2. As plantas de sapal acumularam mercúrio essencialmente na parte subterrânea, até um máximo de 1.3 mg kg^{-1}, enquanto na biomassa aérea os níveis nunca excederam 0.3 mg kg^{-1}. Verificou-se também a existência de diferenças de bioacumulação entre as duas

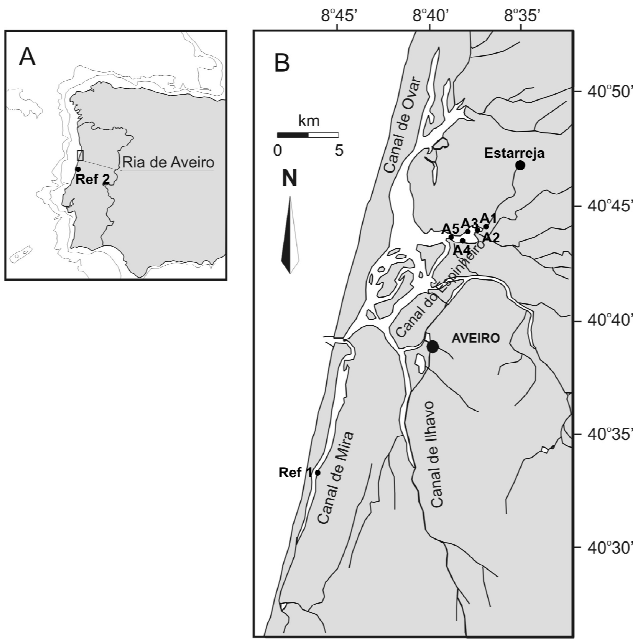


Figura 1: Representação esquemática da Ria de Aveiro, com indicação dos locais de amostragem.

plantas de sapal, sendo que a *Halimione portulacoides* apresentou sistematicamente valores mais altos de mercúrio do que o *Juncus maritimus*.

Relativamente à erva marinha, ou moliço, apenas foi encontrada em 3 dos locais de amostragem, estando em declínio na Ria de Aveiro. Os padrões de bioacumulação observados foram diferentes dos das plantas de sapal, havendo acumulação significativa tanto na biomassa subterrânea (até 0.81 mg kg^{-1}) como nas folhas (até 0.59 mg kg^{-1}). Observou-se também que as folhas mais antigas, em decaimento, tinham teores de mercúrio mais altos (máximo de 0.59 mg kg^{-1}) do que o observado nas folhas mais jovens (máximo de 0.34 mg kg^{-1}). Os teores de mercúrio orgânico foram quantificados para esta planta (Tabela 1) no local A3, tendo oscilado entre 0.010 mg kg^{-1} nas raízes e 0.015 mg kg^{-1} nas folhas novas, com uma média para a biomassa aérea de 0.014 mg kg^{-1}. Estas concentrações corresponderam a uma fracção de mercúrio orgânico de 1.2%, 2.3% e 4.4% nas raízes, folhas velhas e folhas novas, respectivamente.

As macroalgas apresentaram os níveis de mercúrio mais altos observados em produtores primários da Ria de Aveiro, chegando até um máximo de 2.1 mg kg^{-1} em *Ulva* no local A1. Os níveis de contaminação decresceram com a distancia à fonte, tal como os níveis de mercúrio orgânico (máximo de 0.065 mg kg^{-1}), cuja fracção variou entre 2.5% e 10% (Figura 3). A fracção de mercúrio orgânico de cada uma das 3 espécies de algas demonstrou um padrão distinto com a distância à fonte, permanecendo estável na alga castanha, diminuindo na alga vermelha e aumentando na alga verde.

Os pools de mercúrio (total e orgânico) foram calculados para a zona contaminada, sendo que a substituição de área coberta por moliço por macroalgas, devido a processos de eutrofização, poderá significar um incremento de 4 a 5 vezes na quantidade de mercúrio associado a produtores primários (Tabela 1).

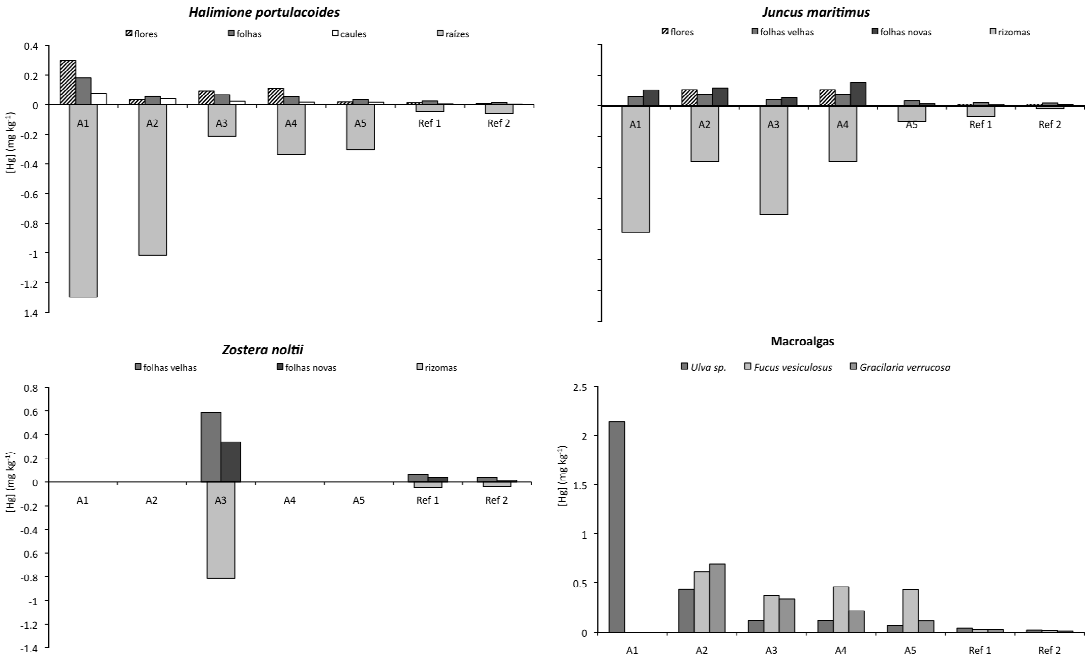


Figura 2: Mercúrio nos tecidos de plantas de sapal, erva marinha e macroalgas do Largo do Laranjo (adaptado de (COELHO *et al.*, 2009)).

Detritívoros

Na Figura 3 apresentam-se os resultados do estudo de bioacumulação das duas espécies bentónicas, a amêijoa *S. plana* e o poliqueta *H. diversicolor*. Ambas as espécies reflectiram o gradiente de mercúrio existente no sistema, com os valores mais altos a serem observados no local mais perto da fonte de contaminação. A amêijoa apresentou níveis de mercúrio significativamente superiores aos do poliqueta, atingindo um máximo de 0.7 mg kg^{-1} (peso fresco) no local mais contaminado (por comparação com o máximo de 0.15 mg kg^{-1} em *H. diversicolor*), acima do limite máximo por lei para consumo humano (0.5 mg kg^{-1}). Este comportamento manteve-se também para o mercúrio orgânico, sendo que para este a diferença entre as espécies não foi tão acentuada (máximo de 0.15 mg kg^{-1} em *S. plana* e 0.06 mg kg^{-1} em *H. diversicolor*). Esta diferença é reflectida na fracção de mercúrio orgânico destas duas espécies, que foi superior para o poliqueta com um valor médio de 34%, enquanto na amêijoa esse valor é de 18%, sensivelmente metade.

Tendo em conta os diferentes ciclos de vida das duas espécies, e com o objectivo de uma comparação mais directa entre elas, os níveis de mercúrio obtidos foram ajustados à idade estimada dos indivíduos (adultos no caso de *H. diversicolor*, ± 18 meses; ajustado ao tamanho da concha no caso de *S. plana*, sendo que esta cresce ± 1 cm por ano), por forma a calcular taxas de acumulação anuais. Os gráficos inferiores da Figura 3 resultam desse ajuste, e permitem verificar que avaliando para o mesmo período de exposição, a amêijoa (máximo de 0.2 mg kg^{-1} ano^{-1}) acumula valores totais de mercúrio superiores aos do poliqueta (0.09 mg kg^{-1} ano^{-1}). Relativamente ao mercúrio orgânico, pelo contrário, ambas as espécies acumulam anualmente quantidades comparáveis.

Num exercício semelhante ao utilizado para os produtores primários, os pools de mercúrio associados a estas duas espécies foram calculados para o Largo do Laranjo. A produção biológica anual das duas espécies foi estimada através de duas amostragens (Inverno e Verão, correspondendo a biomassa mínima e máxima), e os pools de mercúrio foram calculados tendo em consideração a produção biológica anual da espécie e os níveis de mercúrio registados nesse local. Na Tabela 2 apresentam-se esses resultados, onde é visível o maior papel da amêijoa na bioacumulação de mercúrio do ambiente, devido à sua maior acumulação anual de mercúrio e à sua superior produção biológica. Extrapolando estes resultados para o Largo do Laranjo, estima-se que estas duas espécies sejam responsáveis pela incorporação de 74 g de mercúrio nas cadeias tróficas estuarinas, sendo que destes, 70 g associados à amêijoa e apenas 4 g ao

Tabela 1 – Mercúrio associado aos produtores primários intertidais do Largo do Laranjo.

Produtor primário	*Zostera noltii*	macroalgas
Hg total (mg kg^{-1})	0.46	0.57
Hg org. (mg kg^{-1})	0.014	0.021
% orgânico	1.2 – 4.4	2.5 – 10
Biomassa (Kg m^{-2})	0.15	0.5
Pool Hg total (µg m^{-2})	**69**	**280**
Pool Hg org. (µg m^{-2})	**2**	**10**

Tabela 2 – Mercúrio associado aos detritívoros *Scrobicularia plana* e *Hediste diversicolor* do Largo do Laranjo.

	H. diversicolor	*S. plana*
Produção anual (g peso seco m^{-2} ano^{-1})	11	85
Pool Hg total (µg m^{-2} ano^{-1})	10	**175**
Pool Hg orgânico (µg m^{-2} ano^{-1})	3	**36**

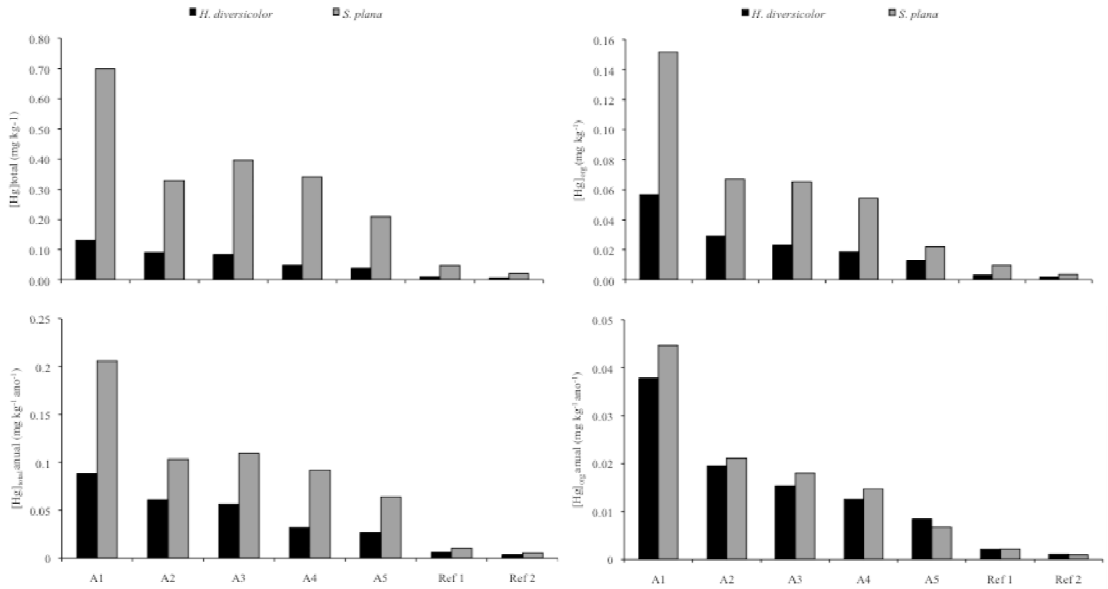


Figura 3: Mercúrio total e orgânico na amêijoa *Scrobicularia plana* e no poliqueta *Hediste diversicolor* no Largo do Laranjo (adaptado de (COELHO *et al.*, 2008a)).

poliqueta, o que justifica o estudo da bioacumulação de mercúrio ao longo do ciclo de vida deste bivalve.

Nesta parte do estudo, os níveis de mercúrio observados foram mais elevados, chegando a duplicar o limite permitido por lei, e verificou-se que esta espécie acumula mercúrio ao longo do seu ciclo de vida. Apesar de nem sempre estatisticamente válido, foi observado um padrão comum de aumento de contaminação com a idade em locais com contaminação alta e intermédia (Figura 4), enquanto em locais não contaminados a acumulação com a idade não se verificou. Correlações significativas foram encontradas entre a idade dos organismos e os níveis de contaminação, e uma correlação linear significativa (r^2=0.97, p=0.002) foi encontrada entre as taxas de acumulação anuais (calculadas a partir da recta de regressão) e as concentrações de mercúrio na matéria particulada em suspensão (SPM), sugerindo ser esta a fonte primordial de mercúrio para esta espécie. Contrariamente ao verificado para mercúrio total, não foi encontrado um padrão coerente de acumulação de mercúrio orgânico ao longo do ciclo de vida de *Scrobicularia plana*, e a fracção de mercúrio orgânico demonstrou uma tendência para diminuir com a idade, num processo de biodiluição. Verificou-se ainda que a razão entre as taxas de acumulação anuais e os níveis de mercúrio na matéria particulada em suspensão foi muito próxima de 0.01 em 3 dos seis locais de estudo, precisamente na zona mais contaminada (Tabela 3), o que se poderá revelar uma ferramenta simples para o controlo das taxas de bioacumulação anuais nesta espécie.

Predadores

Na Figura 5 apresentam-se os resultados do estudo de bioacumulação do caranguejo *Carcinus maenas*, um predador invertebrado abundante e com interesse económico na Ria de Aveiro. Os níveis observados nos vários tecidos reflectiram também o gradiente de contaminação existente, aumentando com a proximidade à fonte, até um máximo de 0.82 mg kg^{-1} nas brânquias, 0.73 mg kg^{-1} no hepatopâncreas e 0.51 mg kg^{-1} em tecido muscular, todos acima do limite permitido por lei para consumo humano. Apenas o tecido branquial denotou aumento de

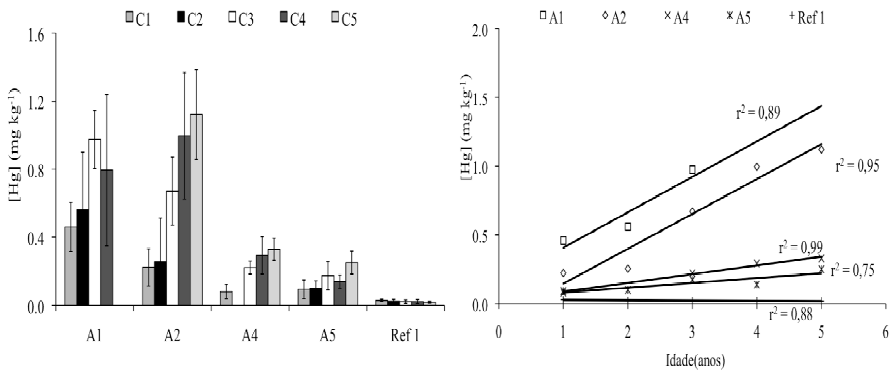


Figura 4: Mercúrio total nas diversas classes de tamanho da amêijoa *Scrobicularia plana* e taxas de acumulação no Largo do Laranjo (adaptado de (COELHO *et al.*, 2006)).

mercúrio com a idade, ocorrendo mesmo biodiluição com a idade em algumas ocasiões, como seja no hepatopâncreas. No local de referência, os tecidos mais contaminados foram o músculo e o hepatopâncreas, enquanto na zona contaminada os níveis de mercúrio nas brânquias aproximaram-se dos do músculo e hepatopâncreas. As taxas de bioacumulação anuais (calculadas a partir da recta de regressão) nunca excederam os 0.16 mg kg^{-1} ano^{-1}, consideravelmente inferiores às verificadas para o bivalve *Scrobicularia plana*. Verificou-se um aumento dos níveis de mercúrio orgânico com a idade apenas no local não contaminado, à imagem dos resultados de mercúrio total. O músculo foi o tecido com a percentagem de mercúrio orgânico mais elevada, chegando aos 90%, sendo que no geral, a percentagem de mercúrio orgânico nos tecidos foi mais alta no local não contaminado. As médias da fracção de mercúrio orgânico por tecido em baixa e alta contaminação são apresentadas na Tabela 4, sendo visível a maior percentagem das formas orgânicas de mercúrio em situação de baixa contaminação, especialmente a nível das brânquias e hepatopâncreas.

Biomagnificação

Na Figura 6 está representado o corolário dos resultados anteriores, onde se verifica que as formas orgânicas de mercúrio (ao contrário do observado para os teores totais de mercúrio) sofrem um incremento desde os produtores primários até às espécies predadoras, neste caso o predador invertebrado *C. maenas*. Estes processos de biomagnificação de mercúrio ao longo

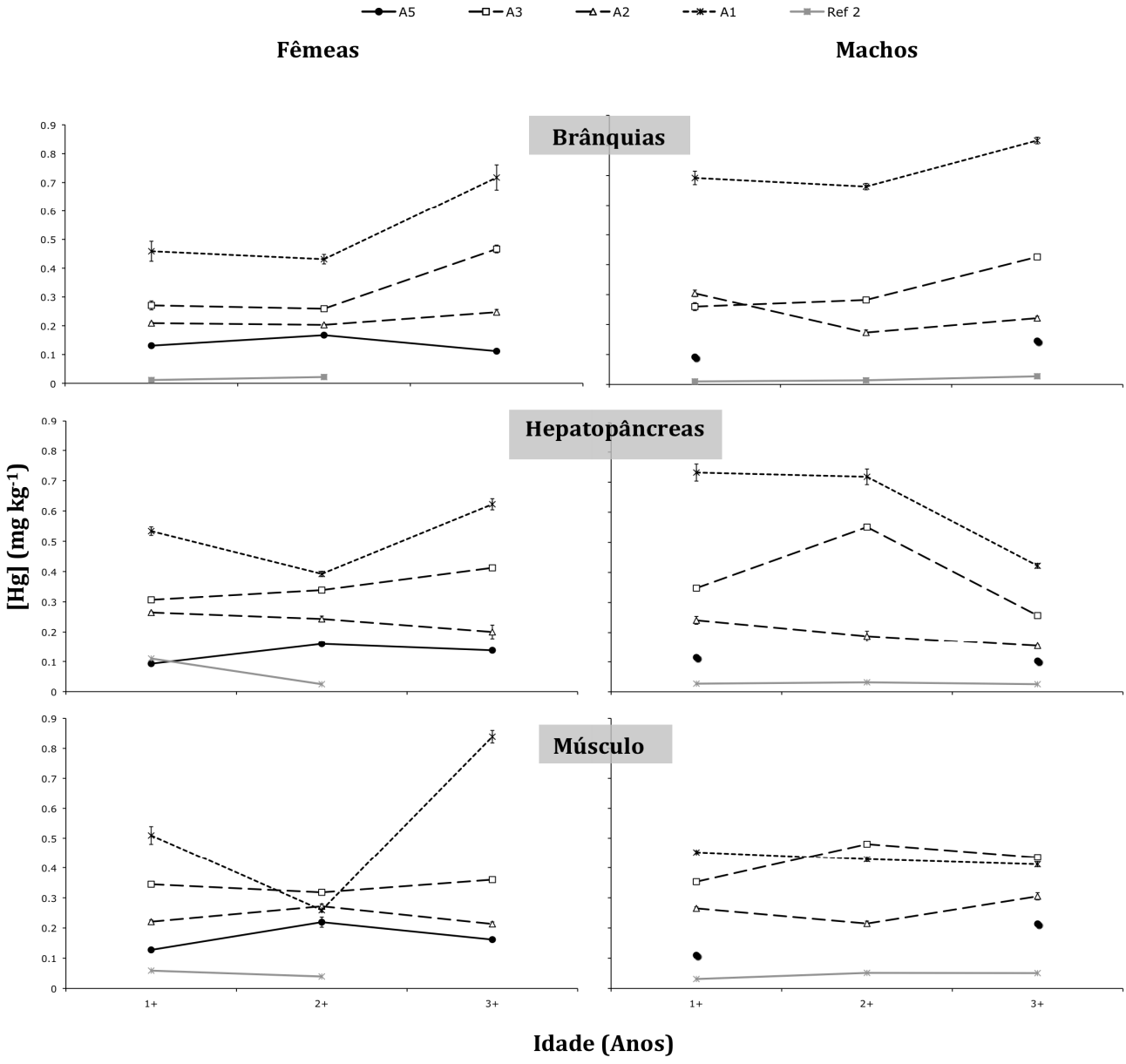


Figura 5: Mercúrio nos tecidos do caranguejo *Carcinus maenas* do Largo do Laranjo (adaptado de (COELHO *et al.*, 2008b)).

Tabela 3: Mercúrio na matéria particulada em suspensão (SPM), taxas de acumulação anuais e razão taxa acumulação/$[Hg]_{SPM}$ no bivalve *S. plana* no Largo do Laranjo.

	$[Hg]_{SPM}$ (mg kg^{-1})	Taxa acumulação anual	taxa acumulação /$[Hg]_{SPM}$
A1	25.8 ± 0.4	0.258	**0.01**
A2	20.1 ± 2.6	0.254	**0.013**
A4	6.5 ± 0.2	0.064	**0.01**
A5	8.9 ± 0.5	0.035	0.004
Ref 2	1.2 ± 0.5	-0.002	-0.002

da cadeia trófica estuarina foram verificados quer para níveis absolutos quer para a fracção de mercúrio orgânico, de cerca de 0.015 mg kg^{-1} nos produtores primários (correspondendo a menos de 10%) até 0.64 mg kg^{-1} em músculo de caranguejo (perfazendo até 90% do total de mercúrio).

DISCUSSÃO

A primeira questão em aberto estava relacionada com os padrões de acumulação de diferentes grupos de produtores primários, e o possível efeito dos processos de eutrofização nos pools de mercúrio a eles associados.

De facto, foram observados padrões distintos de acumulação para os diferentes grupos de produtores primários. As macroalgas incorporam nutrientes e contaminantes a partir da fracção dissolvida, enquanto as plantas de sapal os absorvem essencialmente através da biomassa subterrânea, e nas ervas marinhas podem coexistir os dois processos. Os resultados sugerem que a via de incorporação preferencial (fracção dissolvida, sedimentos ou uma combinação de ambos) condiciona os padrões de acumulação de mercúrio, sendo isto visível na parte aérea das plantas de sapal e do moliço. Enquanto as primeiras acumulam mercúrio essencialmente na biomassa subterrânea, e parecem evitar a sua translocação para os tecidos fotossintéticos, algo já observado anteriormente (WEIS *et al.*, 2002, WINDHAM *et al.*, 2003), o moliço apresentou níveis de mercúrio comparáveis na biomassa aérea e subterrânea. Este comportamento é indicativo de acumulação ao nível das folhas a partir da fracção dissolvida quando submersas, algo já reportado em estudos de acumulação de contaminantes em ervas marinhas (LAFABRIE *et al.*, 2007, LAFABRIE *et al.*, 2008). De um ponto de vista ecológico, as plantas de sapal, ervas marinhas e macroalgas terão um papel diferente no ciclo biogeoquímico do mercúrio. Enquanto as plantas de sapal funcionam como agentes imobilizadores, ao acumular mercúrio na biomassa subterrânea, o moliço (devido à elevada taxa de substituição das folhas) e as algas (essencialmente espécies flutuantes não fixas como a *Ulva*) terão um importante papel no transporte de mercúrio por acção das marés.

Do ponto de vista da transferência de mercúrio para elos tróficos superiores, mais uma vez as plantas de sapal terão um papel divergente dos restantes produtores primários. Estas plantas não são normalmente alvo de herbivoria, entrando nos fluxos tróficos essencialmente pela via detritívora (CRÉACH *et al.*, 1997, LILLEBØ *et al.*, 1999), enquanto o moliço e essencialmente as algas são consumidas activamente por várias espécies de herbívoros (HECK e VALENTINE, 2006, MACARTHUR e HYNDES, 2007). O mercúrio associado poderá assim ser incorporado tanto por herbívoros como por detritívoros, sendo o papel das macroalgas neste campo mais relevante, devido à maior quantidade de mercúrio associado a estes produtores primários, quando comparados com o moliço.

Tabela 4 – Fracção média (± desvio padrão) de mercúrio orgânico nos tecidos do caranguejo *C. maenas* em baixa e alta contaminação.

	Baixa contaminação	Alta contaminação
Brânquias	41.8 ± 9%	27.1 ± 7%
Hepatopâncreas	45.3 ± 8%	33.3 ± 5%
Músculo	77.8 ± 8%	74.0 ± 10%

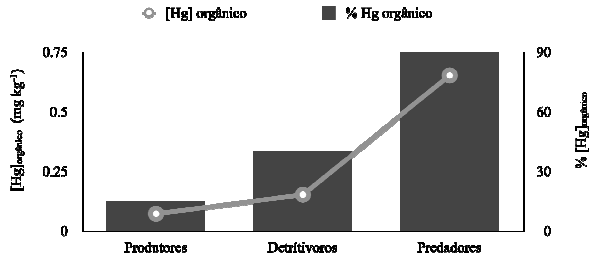


Figura 6: Biomagnificação de mercúrio orgânico nas cadeias tróficas da Ria de Aveiro.

Enquanto em área coberta de moliço haverá em média cerca de 70 µg de mercúrio associado a biomassa vegetal por m^2, disponível para incorporação em consumidores por herbivoria ou pela via detritívora, em áreas cobertas por algas essa quantidade aumenta para 280 µg por m^2. Estes factos evidenciam os possíveis efeitos da eutrofização nos processos de bioacumulação de mercúrio em estuários, uma vez que a típica substituição de planícies de moliço por tapetes de macroalgas em sistemas com excesso de nutrientes irá resultar num risco acrescido para as cadeias tróficas locais, resultante do aumento da quantidade de mercúrio associado a biomassa vegetal, disponível para herbívoros ou detritívoros.

Tendo em conta a importância das macroalgas nos processos de bioacumulação de mercúrio, ganha especial relevância a clarificação dos padrões de acumulação deste contaminante nas espécies estuarinas dominantes (*Fucus vesiculosus, Gracilaria verrucosa* e *Ulva* sp), tendo em consideração a sua diferente morfologia e ciclo de vida.

As diferenças observadas entre espécies de algas dever-se-ão a diversos factores. Uma variável importante será a maior mobilidade da alga verde, pois tanto a alga vermelha como a alga castanha são formas sésseis, fixando-se a rochas ou conchas, enquanto a alga verde é transportada com as correntes de maré, pelo que a exposição aos níveis de contaminação poderá ser descontínua.

Por outro lado, diferenças fisiológicas tais como a taxa de crescimento poderão também influenciar os processos de bioacumulação nas algas. No entanto, parece ser o ciclo de vida distinto a governar estes processos, uma vez que os níveis mais altos foram encontrados (excepto no local mais contaminado) nas algas perenes, com o ciclo de vida mais longo e de crescimento lento (HUGHES e OTTO, 1999, PEDERSEN e BORUM, 1996, ROUND, 1981), devendo-se portanto ao período de exposição mais longo. A alga verde *Ulva* tem taxas de crescimento muito elevadas (MARTINS *et al.*, 1999), mas é uma espécie sazonal e por isso não estará na presença de contaminação por períodos longos.

As diferenças entre as duas espécies perenes dever-se-ão às diferentes razões área/volume, que irão influenciar a incorporação de mercúrio e assim explicar as maiores concentrações observadas na alga castanha, de forma laminar, quando comparada com a alga

vermelha, de forma tubular. Por último, a produção de exudados (proteínas de baixo peso molecular, fitoquelatinas e fito-metalotioninas) que irão competir com as algas pela ligação aos metais (LOBBAN e HARRISON, 1997, VASCONCELOS e LEAL, 2001) e assim impedir a sua entrada nas células não pode ser descartada, podendo ser também um factor importante nos padrões distintos de acumulação entre as três espécies de alga, tanto para mercúrio total como para as formas orgânicas deste metal.

O conteúdo de formas orgânicas de mercúrio nas algas pode dever-se tanto à incorporação directa destas formas como a processos de metilação nas células das algas, estando assim dependente do seu metabolismo. Pongratz e Heumann (1998) registaram metilação de mercúrio na alga *Fucus distichus* em ambiente polar, mas não existe informação disponível sobre as espécies estudadas ou para climas temperados que suportem esta hipótese. As fracções de mercúrio orgânico das três algas foram completamente distintos para a zona contaminada, sugerindo a presença de factores específicos de cada espécie de alga a regular a acumulação ou produção destas formas tóxicas de mercúrio.

Tendo em conta que o mercúrio associado com as macroalgas e restantes produtores primários estará disponível para ser incorporado em organismos essencialmente pela via detrítivora, o estudo dos processos de bioacumulação nestes organismos ganha portanto bastante relevo.

Isto leva-nos ao objectivo seguinte do trabalho, que passou pela avaliação dos padrões de bioacumulação de mercúrio de duas espécies endobentónicas detritívoras, a amêijoa *Scrobicularia plana* e o poliqueta *Hediste diversicolor*, com ciclos de vida distintos mas hábitos alimentares próximos.

Os resultados mostram que a amêijoa bioacumula maiores quantidades de mercúrio do que o poliqueta, tanto em valor absoluto como anualmente. Dada a maior esperança de vida do bivalve (aproximadamente 5 anos) comparativamente com o poliqueta (cerca de 18 meses), seria expectável que apresentasse níveis mais altos de contaminação, mas apesar de explorarem sensivelmente o mesmo nicho ecológico, a *S. plana* bioacumulou anualmente mais do dobro do mercúrio que *H. diversicolor*, sugerindo características fisiológicas e ecológicas específicas desta espécie. Uma hipotética maior taxa de ingestão de sedimento, ou maior eficiência de assimilação por parte da amêijoa quando comparada com o poliqueta, devido a sucos digestivos mais eficientes, poderão explicar as diferenças observadas entre espécies, mas nenhuma destas hipóteses foi testada.

Apesar dos teores de mercúrio total mais baixos, a *H. diversicolor* apresentou sempre uma fracção de mercúrio orgânico mais elevada do que *S. plana.* Enquanto este bivalve é referido na literatura como um detritívoro (PEREZ *et al.*, 2004, VERDELHOS *et al.*, 2005), *H. diversicolor* comporta-se tipicamente como um detritívoro (MOREIRA *et al.*, 2006), mas é considerado um omnívoro e pode até comportar-se como predador (MOREIRA *et al.*, 2006, SCAPS, 2002). Considerando o maior teor de mercúrio orgânico dos organismos, relativamente ao sedimento (normalmente menos de 1%), o oportunismo dietético do poliqueta poderá ser a base do elevado teor de mercúrio orgânico encontrado.

Num exercício semelhante ao efectuado para os produtores primários, a quantidade de mercúrio associada a cada um dos detritívoros foi calculada, tendo em consideração a produção biológica anual de cada espécie. Devido à maior biomassa e aos níveis de mercúrio mais elevados, a *S. plana* é responsável por 90% do mercúrio incorporado nos tecidos destas duas espécies, atingindo valores de 175 $\mu g\ m^{-2}\ ano^{-1}$, para um total de 74 g no total do Largo do Laranjo.

Comparando o pool de mercúrio associado aos detritívoros (175 $\mu g\ m^{-2}\ ano^{-1}$) com o estimado para os produtores primários (70 – 280 $\mu g\ m^{-2}$, dependendo do coberto vegetal), verifica-se uma semelhança na gama de valores. No entanto, focando a atenção nos pools de mercúrio orgânico, verifica-se um aumento substancial na quantidade de mercúrio disponível para transferência trófica. Uma vez que ambas as espécies detritívoras estudadas são consumidas por predadores estuarinos, tais como peixes (LEITÃO *et al.*, 2006), caranguejos (BAETA *et al.*, 2005) e aves (LOPES *et al.*, 2006), este pool de mercúrio orgânico pode ser transferido ao longo da cadeia trófica por predação, e ser assim exportado para outras áreas do sistema.

Tendo em linha de conta a contribuição dominante do bivalve *S. plana* para o pool de mercúrio associado aos detritívoros, e sendo esta uma espécie de interesse económico explorado pelas populações locais, considerou-se oportuno aprofundar o estudo dos padrões de bioacumulação de mercúrio desta espécie. O facto de ter uma biologia bem estudada foi uma vantagem, tendo permitido uma abordagem de estudo mais completa para abranger o seu ciclo de vida.

Os resultados sugerem que a amêijoa acumula mercúrio linearmente ao longo do seu ciclo de vida. As taxas de acumulação anuais estão correlacionadas com os níveis de mercúrio na matéria particulada em suspensão, facilmente explicável pelos seus hábitos alimentares, que consistem em partículas recém depositadas (BYRNE e O'HALLORAN, 2001, VERDELHOS *et al.*, 2005).

A taxa de acumulação anual máxima, de 0.25 $mg\ kg^{-1}\ ano^{-1}$, foi registada na zona mais contaminada, e indicia que nesta zona os indivíduos de tamanho comercial (2.5 cm tamanho mínimo, ± 2.5 anos) irão exceder o limite de mercúrio estipulado na Legislação Portuguesa (0.5 $mg\ kg^{-1}$). Já relativamente ao mercúrio orgânico, não foi observado um incremento consistente dos níveis com a idade dos organismos, sendo que a fracção de mercúrio orgânico tende por isso a diminuir com a idade dos organismos. Estes resultados sugerem que a taxa de ingestão de mercúrio inorgânico será superior à de mercúrio orgânico, causando um "efeito de diluição" observável com a idade dos organismos. Face aos níveis baixos de mercúrio orgânico nos sedimentos, fonte alimentar desta espécie, uma exposição preferencial a mercúrio inorgânico seria expectável.

Estes resultados poderão ter implicações importantes para biomonitorização e para as autoridades, através da aparentemente constante razão observada entre as taxas anuais de bioacumulação e os níveis de mercúrio na matéria particulada em suspensão (muito próxima de 0.01). Se se confirmar e for válida para outros sistemas, esta razão poderá revelar-se uma forma simples de prever as taxas de bioacumulação de mercúrio nesta espécie. Uma vez que o incremento de mercúrio nesta espécie parece ser linear com a idade, prever taxas anuais de acumulação permitirá estimar os níveis de mercúrio para qualquer classe de tamanho, o que poderia ser uma boa ferramenta de gestão de risco associado ao consumo deste bivalve para as autoridades competentes.

Uma vez que várias espécies estuarinas se alimentam de detritívoros (peixes (LEITÃO *et al.*, 2006), caranguejos (BAETA *et al.*, 2005) e aves (LOPES *et al.*, 2006)), considerou-se importante estudar também o efeito que o pool de mercúrio associado aos detritívoros poderia ter em espécies predadoras. O principal problema associado a este tipo de estudo prende-se com a superior mobilidade da generalidade das espécies predadoras, especialmente peixes e aves. Em situações onde as descargas de contaminantes são localizadas, não existe a certeza se estes organismos estiveram expostos à contaminação durante os

mesmos períodos de tempo e aos mesmos níveis de contaminação, como seria o caso com espécies sésseis (PEREIRA *et al.*, 2006, USERO *et al.*, 2004). O objectivo final deste trabalho foi então avaliar os padrões de acumulação de mercúrio numa espécie predadora, tendo-se escolhido o caranguejo *Carcinus maenas*, um dos predadores com menos mobilidade e que incorpora tanto *S. plana* como *H. diversicolor* na sua dieta (BAETA *et al.*, 2005).

Dos resultados emergem dois cenários distintos na acumulação de mercúrio nesta espécie. Em situação de baixa contaminação, este contaminante é acumulado preferencialmente em órgãos internos como o hepatopâncreas ou o músculo, que em conjugação com a maior fracção de mercúrio orgânico observada, sugerem que a maior fonte de contaminação seja a dieta. É do conhecimento geral que em níveis tróficos superiores o mercúrio é acumulado essencialmente pela alimentação (EVANS *et al.*, 2000), pelo que mesmo em locais com baixa contaminação os constituintes da dieta estarão enriquecidos em mercúrio, e essencialmente em formas orgânicas, as mais passíveis de bioacumulação (LAWSON e MASON, 1998). Pelo contrário, em locais contaminados a exposição ambiental (essencialmente a mercúrio inorgânico) parece dominar, reflectida na maior proporção de mercúrio associado às brânquias, expostas ao mercúrio dissolvido e particulado na coluna de água, e também na menor fracção de mercúrio orgânico observada em alguns tecidos. A acumulação nas brânquias foi associada a incorporação de mercúrio inorgânico, por estar em contacto directo com a coluna de água (LAPORTE *et al.*, 1997).

Para além das diferentes vias de exposição em zonas com níveis de contaminação distinta, foram observados também os padrões de bioacumulação ao longo do ciclo de vida, verificando-se não haver um aumento dos níveis de mercúrio com a idade. Este comportamento poderá dever-se a várias razões, entre as quais a entrada em funcionamento de estratégias de destoxificação como a produção de metalotioninas, ou diferenças dietéticas relacionadas com a mobilidade diferencial de juvenis e adultos, pois os primeiros são mais gregários e estarão por isso mais tempo expostos à contaminação, enquanto os adultos migram de e para outras zonas do sistema (PEREIRA *et al.*, 2006).

Globalmente, os níveis de mercúrio no predador *Carcinus maenas* foram mais baixos do que os observados no detritívoro *S. plana*, apesar do nível trófico superior. No entanto, a concentração de mercúrio orgânico foi a mais alta de todas as espécies estudadas, pondo em evidência os processos de biomagnificação destas formas orgânicas de mercúrio na Ria de Aveiro. Ao contrário do teor total deste metal observado nas espécies dos diversos níveis tróficos estudados, os níveis de mercúrio orgânico aumentaram desde os produtores primários até à espécie predadora, quer em concentração absoluta quer em fracção do total, o que pode também sugerir algum risco para as populações locais pelo consumo de organismos pescados na zona do Largo do Laranjo.

CONCLUSÃO

Este estudo permitiu a constatação dos processos de biomagnificação de mercúrio, nomeadamente nas suas formas orgânicas, ao longo das cadeias tróficas estuarinas, na zona mais contaminada da Ria de Aveiro. Abriu-se também a porta a uma ferramenta de previsão de taxas de acumulação de mercúrio na amêijoa *S. plana*, útil para a gestão de risco de consumo humano.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) através de uma bolsa de pós-doutoramento a J. P. Coelho (SFRH/BPD/48449/2008) e pelo CESAM- Universidade de Aveiro.

LITERATURA CITADA

ABREU, S. N.; PEREIRA, E.; VALE, C. e DUARTE, A. C. 2000. Accumulation of mercury in sea bass from a contaminated lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin,* 40**,** 293-297.

BAETA, A.; CABRAL, H. N.; NETO, J. M.; MARQUES, J. C. e PARDAL, M. A. 2005. Biology, population dynamics and secondary production of the green crab *Carcinus maenas* (L.) in a temperate estuary. *Estuarine Coastal And Shelf Science,* 65**,** 43-52.

BYRNE, P. A. e O'HALLORAN, J. 2001. The role of bivalve molluscs as tools in estuarine sediment toxicity testing: a review. *Hydrobiologia,* 465**,** 209-217.

COELHO, J. P.; NUNES, M.; DOLBETH, M.; PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C. e PARDAL, M. A. 2008a. The role of two sediment-dwelling invertebrates on the mercury transfer from sediments to the estuarine trophic web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 78**,** 505-512.

COELHO, J. P.; PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C. e PARDAL, M. A. 2009. Contribution of primary producers to mercury trophic transfer in estuarine ecosystems: Possible effects of eutrophication. *Marine Pollution Bulletin,* 58**,** 358-365.

COELHO, J. P.; REIS, A. T.; VENTURA, S.; PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C. e PARDAL, M. A. 2008b. Pattern and pathways for mercury lifespan bioaccumulation in *Carcinus maenas*. *Marine Pollution Bulletin,* 56**,** 1104-1110.

COELHO, J. P.; ROSA, M.; PEREIRA, E.; DUARTE, A. e PARDAL, M. A. 2006. Pattern and annual rates of *Scrobicularia plana* mercury bioaccumulation in a human induced mercury gradient (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science,* 69**,** 629-635.

CRÉACH, V.; SCHRICKE, M. T.; BERTRU, G. e MARIOTTI, A. 1997. Stable Isotopes and Gut Analyses to Determine Feeding Relationships in Saltmarsh Macroconsumers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 44**,** 599-611.

EVANS, D. W.; KATHMAN, R. D. e WALKER, W. W. 2000. Trophic accumulation and depuration of mercury by blue crabs (*Callinectes sapidus*) and pink shrimp (*Penaeus duorarum*). *Marine Environmental Research,* 49**,** 419-434.

HECK, J. K. L. e VALENTINE, J. F. 2006. Plant-herbivore interactions in seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 330**,** 420-436.

HUGHES, J. S. e OTTO, S. P. 1999. Ecology and the evolution of biphasic life cycles. *American Naturalist,* 154**,** 306-320.

LAFABRIE, C.; PERGENT, G.; KANTIN, R.; PERGENT-MARTINI, C. e GONZALEZ, J. L. 2007. Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species - Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. *Chemosphere,* 68**,** 2033-2039.

LAFABRIE, C.; PERGENT-MARTINI, C. e PERGENT, G. 2008. Metal contamination of *Posidonia oceanica* meadows along the Corsican coastline (Mediterranean). *Environmental Pollution,* 151**,** 262-268.

LAPORTE, J. M.; TRUCHOT, J. P.; RIBEYRE, F. e BOUDOU, A. 1997. Combined effects of water pH and salinity on the bioaccumulation of inorganic mercury and methylmercury in the shore grab *Carcinus maenas*. *Marine Pollution Bulletin,* 34**,** 880-893.

LAWSON, N. M. e MASON, R. P. 1998. Accumulation of mercury in estuarine food chains. *Biogeochemistry,* 40**,** 235-247.

LEITÃO, R.; MARTINHO, E.; NETO, J. M.; CABRAL, H.; MARQUES, J. C. e PARDAL, M. A. 2006. Feeding ecology, population structure and distribution of *Pomatoschistus microps* (Kroyer, 1838) and *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) in a temperate estuary, Portugal. *Estuarine Coastal And Shelf Science,* 66**,** 231-239.

LILLEBØ, A. I.; FLINDT, M. R.; PARDAL, M. A. e MARQUES, J. C. 1999. The effect of macrofauna, meiofauna add microfauna on the degradation of *Spartina maritima* detritus from a salt marsh area. *Acta Oecologica-International Journal Of Ecology,* 20**,** 249-258.

LOBBAN, C. S. e HARRISON, P. J. 1997. *Seaweed Ecology and Physiology,* Cambridge, Cambridge University Press.

LOPES, R. J.; PARDAL, M. A.; MURIAS, T.; CABRAL, J. A. e MARQUES, J. C. 2006. Influence of macroalgal mats on abundance and distribution of dunlin Calidris alpina in estuaries: a long-term approach. *Marine Ecology-Progress Series,* 323**,** 11-20.

LUCAS, M. F.; CALDEIRA, M. T.; HALL, A.; DUARTE, A. C. e LIMA, C. 1986. Distribution of mercury in the sediments and fishes of the lagoon of Aveiro, Portugal. *Water Science and Technology,* 18**,** 141-148.

MACARTHUR, L. D. e HYNDES, G. A. 2007. Varying foraging strategies of Labridae in seagrass habitats: Herbivory in temperate seagrass meadows? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* 340**,** 247-258.

MARTINS, I.; OLIVEIRA, S. M.; FLINDT, M. R. e MARQUES, J. C. 1999. The effect of salinity on the growth rate of the macroalgae *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) in the Mondego estuary (west Portugal). *Acta Oecologica-International Journal Of Ecology,* 20**,** 259-265.

MOREIRA, S. M.; LIMA, I.; RIBEIRO, R. e GUILHERMINO, L. C. 2006. Effects of estuarine sediment contamination on feeding and on key physiological functions of the polychaete Hediste diversicolor: Laboratory and in situ assays. *Aquatic Toxicology,* 78**,** 186-201.

OSPAR 2004. Mercury losses from the chlor-alkali industry (1982-2002). *Hazardous Substances series.* OSPAR Comission.

PEDERSEN, M. F. e BORUM, J. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. *Marine Ecology-Progress Series,* 142**,** 261-272.

PEREIRA, E.; ABREU, S. N.; COELHO, J. P.; LOPES, C. B.; PARDAL, M. A.; VALE, C. e DUARTE, A. C. 2006. Seasonal fluctuations of tissue mercury contents in the European shore crab *Carcinus maenas* from low and high contamination areas (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin,* 52**,** 1450-1457.

PEREIRA, M.; LILLEBØ, A.; PATO, P.; VÁLEGA, M.; COELHO, J.; LOPES, C.; RODRIGUES, S.; CACHADA, A.; OTERO, M.; PARDAL, M. e DUARTE, A. 2009. Mercury pollution in Ria de Aveiro (Portugal): a review of the system assessment. *Environmental Monitoring and Assessment,* 155**,** 39-49.

PEREIRA, M. E.; ABREU, S.; PATO, P.; COELHO, J. P.; AZEITEIRO, U. M.; PARDAL, M. A. e DUARTE, A. C. 2007. Seasonal mercury concentrations in plankton-net material from a contaminated coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Fresenius Environmental Bulletin,* 16**,** 1442-1450.

PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C.; MILLWARD, G. E.; ABREU, S. N. e REIS, M. C. 1997. Distribution of mercury and other heavy metals in the Ria de Aveiro. *Quimica Analitica,* 16**,** 31-35.

PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C.; MILLWARD, G. E.; ABREU, S. N. e VALE, C. 1998. An estimation of industrial mercury stored in sediments of a confined area of the Lagoon of Aveiro (Portugal). *Water Science and Technology,* 37**,** 125-130.

PEREZ, E.; BLASCO, J. e SOLE, M. 2004. Biomarker responses to pollution in two invertebrate species: *Scrobicularia plana* and *Nereis diversicolor* from the Cadiz bay (SW Spain). *Marine Environmental Research,* 58**,** 275-279.

PONGRATZ, R. e HEUMANN, K. G. 1998. Production of methylated mercury and lead by polar macroalgae -- A significant natural source for atmospheric heavy metals in clean room compartments. *Chemosphere,* 36**,** 1935-1946.

RAMALHOSA, E.; MONTERROSO, P.; ABREU, S.; PEREIRA, E.; VALE, C. e DUARTE, A. 2001. Storage and export of mercury from a contaminated bay (Ria de Aveiro, Portugal). *Wetlands Ecology and Management,* 9**,** 311.

ROUND, F. E. 1981. *The Ecology of Algae,* Cambridge, Cambridge University Press.

SCAPS, P. 2002. A review of the biology, ecology and potential use of the common ragworm *Hediste diversicolor* (OF Muller) (Annelida : Polychaeta). *Hydrobiologia,* 470**,** 203-218.

TAVARES, P. C.; KELLY, A.; MAIA, R.; LOPES, R. J.; SERR„O SANTOS, R.; PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C. e FURNESS, R. W. 2008. Variation in the mobilization of mercury into Black-winged Stilt Himantopus himantopus chicks in coastal saltpans, as revealed by stable isotopes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 77**,** 65-76.

TAVARES, P. C.; MONTEIRO, L. R.; LOPES, R. J.; PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C. e FURNESS, R. W. 2005. Variation of mercury contamination in chicks of Little Tern *Sterna albifrons* in southwest Europe: Brood, age, and colony related effects. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology,* 74**,** 177-183.

USERO, J.; IZQUIERDO, C.; MORILLO, J. e GRACIA, I. 2004. Heavy metals in fish (*Solea vulgaris, Anguilla anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain. *Environment International,* 29**,** 949-956.

VÁLEGA, M.; ABREU, S.; PATO, P.; ROCHA, L.; GOMES, A. R.; PEREIRA, M. E. e DUARTE, C. 2006. Determination of organic mercury in biota, plants and contaminated sediments using a thermal atomic absorption spectrometry technique. *Water Air and Soil Pollution,* 174**,** 223-234.

VÁLEGA, M.; LILLEBØ, A. I.; CAÇADOR, I.; PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C. e PARDAL, M. A. 2008a. Mercury mobility in a salt marsh colonised by Halimione portulacoides. *Chemosphere,* 72**,** 1607-1613.

VÁLEGA, M.; LILLEBØ, A. I.; PEREIRA, M. E.; CAÇADOR, I.; DUARTE, A. C. e PARDAL, M. A. 2008b. Mercury in salt marshes ecosystems: Halimione portulacoides as biomonitor. *Chemosphere,* 73**,** 1224-1229.

VÁLEGA, M.; LILLEBØ, A. I.; PEREIRA, M. E.; CORNS, W. T.; STOCKWELL, P. B.; DUARTE, A. C. e PARDAL, M. A. 2008c. Assessment of methylmercury production in a temperate salt marsh (Ria de Aveiro Lagoon, Portugal). *Marine Pollution Bulletin,* 56**,** 153-158.

VÁLEGA, M.; LILLEBØ, A. I.; PEREIRA, M. E.; DUARTE, A. C. e PARDAL, M. A. 2008d. Long-term effects of mercury in a salt marsh: Hysteresis in the distribution of vegetation following recovery from contamination. *Chemosphere,* 71**,** 765-772.

VASCONCELOS, M. e LEAL, M. F. C. 2001. Seasonal variability in the kinetics of Cu, Pb, Cd and Hg accumulation by macroalgae. *Marine Chemistry,* 74**,** 65-85.

VERDELHOS, T.; NETO, J. M.; MARQUES, J. C. e PARDAL, M. A. 2005. The effect of eutrophication abatement on the bivalve

Scrobicularia plana. *Estuarine Coastal And Shelf Science,* 63**,** 261-268.

WEIS, P.; WINDHAM, L.; BURKE, D. J. e WEIS, J. S. 2002. Release into the environment of metals by two vascular salt marsh plants. *Marine Environmental Research,* 54**,** 325-329.

WINDHAM, L.; WEIS, J. S. e WEIS, P. 2003. Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 56**,** 63-72.

Caracterização Sinóptica dos Gradientes Ambientais na Ria de Aveiro. Parte I: Salinidade e Temperatura

J. M. Dias[a], M. Rodrigues[b], S. Leandro[c], F. Morgado[d], A. Oliveira[e] e H. Queiroga[d]

[a] CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro, joao.dias@ua.pt

[b] Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras, Departamento de Hidráulica e Ambiente, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Avenida do Brasil, 1700-066 Lisboa, mfrodrigues@lnec.pt

[c] Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar, Grupo de Investigação em Recursos Marinhos, Instituto Politécnico de Leiria, 2520-641 Peniche, sleandro@ipleiria.pt

[d] CESAM, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro, {henrique.queiroga, fmorgado}@ua.pt

[e] Núcleo de Tecnologias da Informação, Departamento de Hidráulica e Ambiente, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Avenida do Brasil, 1700-066 Lisboa, aoliveira@lnec.pt

SUMÁRIO

A localização dos estuários, na transição entre o oceano e os rios, favorece a ocorrência de gradientes temporais e espaciais, os quais são fortemente influenciados pela sazonalidade das condições ambientais. Desta forma, a sazonalidade dos gradientes termohalinos e ecológicos na Ria de Aveiro é analisada com base nos dados de quatro campanhas de amostragem realizadas entre Outubro de 2000 e Julho de 2001. Estas campanhas visaram a medição sinóptica em cada um dos canais principais da Ria de Aveiro (Mira, Ílhavo, Espinheiro e São Jacinto) de parâmetros físicos (salinidade e temperatura da água) e bio-químicos (oxigénio dissolvido, fosfatos, nitritos, silicatos, amónia e clorofila *a)*. As medições foram realizadas ao longo de perfis transversais e longitudinais em cada um dos canais, assim como a várias profundidades na coluna de água. A análise é realizada em duas partes distintas: inicialmente é analisada a variação espacial e sazonal dos gradientes físicos, sendo posteriormente descritos os gradientes ecológicos. Assim, nesta primeira parte do estudo são elaborados mapas de salinidade e temperatura da água a diferentes profundidades para toda a área da Ria (superfície, meia água e fundo) para cada estação do ano, por interpolação dos valores medidos. Através da sua observação é efectuada a caracterização da variação sazonal dos gradientes salinos e da temperatura da água em cada um dos canais principais da Ria de Aveiro, sendo a análise realizada considerando a influência das condições ambientais, nomeadamente do caudal fluvial afluente à Ria e do forçamento de maré. A zonação longitudinal dos limites físicos (estuário inferior, médio e superior), assim como a zonação baseada no Sistema de Veneza são também estabelecidas com base na distribuição da salinidade em cada um dos períodos analisados.

PALAVRAS CHAVE: *Salinidade, Temperatura, Zonação estuarina, Sazonalidade*

INTRODUÇÃO

Os estuários representam uma fronteira entre os meios marinho, terrestre e fluvial, comunicando com a área oceânica correspondente à zona litoral, sendo considerados como zonas de interacção entre a água doce e a água salgada. Existem várias definições mais precisas de estuários na literatura, mas a definição mais frequentemente aceite é a de CAMERON e PRITCHARD (1963): um estuário é um corpo de água costeiro semi-fechado com uma ligação livre com o oceano, e no qual a água do mar é diluída de forma mensurável com a água doce proveniente dos escoamentos terrestres. Esta definição permite compreender bastante bem as especificidades dos meios estuarinos, que são assim caracterizados pela existência de uma mistura constante de massas de água salgada e doce. A definição de FAIRBRIDGE (1980), mais recente, tem também uma ampla aceitação na comunidade científica: um estuário é um braço de mar estendendo-se pelo vale de um rio até ao limite superior da subida da maré, sendo usualmente divido em três sectores: a) estuário inferior ou marinho, com ligação livre com o oceano, e com uma salinidade superior a 25; b) estuário intermédio, sujeito a forte mistura entre água salgada e água doce (salinidade entre 18 e 25); c) estuário superior ou fluvial, caracterizado pela água doce, mas sujeito à acção diária da maré (salinidade inferior a 18).

Numa perspectiva biológica, os estuários são considerados dos habitats naturais mais produtivos do mundo, constituindo áreas fundamentais para a alimentação de um número significativo de espécies de aves, de reprodução de muitas espécies de peixes, assim como locais de pesca costeira. Adicionalmente, os estuários constituem áreas de enorme interesse para a compreensão dos processos adaptativos de plantas e animais, sob condições ambientais muito variáveis à escala temporal e espacial.

A ecologia de um estuário depende de uma interacção complexa de factores físicos, químicos e biológicos. As definições de estuário acima referidas reflectem o entendimento de que a distribuição da salinidade ao longo do gradiente estuarino, a qual depende da amplitude da maré na embocadura e da descarga fluvial nas cabeceiras e, portanto, apresenta um importante carácter sazonal nas zonas temperadas, é o principal factor que condiciona a sua ecologia (MCLUSKY e ELLIOT, 2004). A posição e intensidade do gradiente de salinidade afecta directamente a ocorrência e a densidade das populações das espécies nos estuários, a qual é basicamente função da sua tolerância salina (ATTRILL e RUNDLE, 2002). A salinidade afecta directamente os processos físicos e químicos, tal como a floculação e deposição de sedimentos (POSTMA, 1967) ou a especiação e a toxicidade de metais dissolvidos em águas superficiais (LAING *et al.*, 2009). A distribuição e as escalas espaciais e temporais da variação da densidade das populações dependem também da mobilidade das espécies, com as espécies bentónicas geralmente reagindo apenas a flutuações sazonais (ATTRILL e RUNDLE, 2002, as espécies

planctónicas sendo directamente afectadas pela circulação associada à maré (CLOERN, 1996; WOOLDRIDGE e ERASMUS, 1980), e as espécies vágeis de maiores dimensões (peixes, aves) reagindo activamente às variações de salinidade. Os processos biogeoquímicos, incluindo a distribuição dos habitats, a produção primária e secundária e o uso e a reciclagem de nutrientes, estão portanto dependentes em última análise da distribuição da salinidade e dos processos de mistura ao longo do gradiente estuarino.

O reconhecimento da importância da salinidade no estabelecimento dos gradientes ecológicos estuarinos conduziu ao estabelecimento de esquemas de zonação dos estuários em função da salinidade. Estes foram estabelecidos de forma a permitir interpretar a definição, dentro dos sistemas estuarinos, de segmentos dotados de uma identidade ecológica. O mais conhecido destes esquemas é denominado de Sistema de Veneza, datando de 1958, e tendo sido posteriormente expandido por CARRIKER (1967). Neste sistema consideram-se seis secções fundamentais num estuário:

- Zona limnética: Rio, salinidade inferior a 0.5;
- Zona oligohalina: Topo do estuário, salinidade de 0,5 a 5;
- Zona mesohalina: Secção superior do estuário, salinidade de 5 a 18;
- Zona polihalina: Abrangendo as secções média e inferior do estuário:
  - Secção média: salinidade de 18 a 25;
  - Secção inferior: salinidade de 25 a 30;
- Zona euhalina: Barra, salinidade de 30 a 35.

Pelas várias razões enunciadas é fundamental descrever os gradientes salinos nos sistemas estuarinos para compreender a sua ecologia. Esta descrição é ainda mais relevante num sistema geomorfologicamente complexo como a Ria de Aveiro e fortemente sujeito a variações sazonais (MOREIRA *et al*, 1993). Assim, é objectivo deste trabalhado a caracterização sinóptica da Ria de Aveiro em termos de parâmetros físicos (salinidade e temperatura da água) e bio-químicos (oxigénio dissolvido, fosfatos, nitritos, silicatos, amónia e clorofila a), através da análise dos resultados de campanhas de amostragem realizadas em 2000 e 2001. A análise da variação espacial e sazonal dos gradientes físicos e ecológicos é efectuada em duas partes distintas, sendo apresentados no presente estudo os mapas de salinidade e temperatura da água a diferentes profundidades (superfície, meia água e fundo) para cada estação do ano.

ÁREA DE ESTUDO

A Ria de Aveiro (Figura 1) é uma laguna costeira de águas pouco profundas, situada a Noroeste na costa portuguesa (40°38'N, 8°45'W), ligada ao Oceano Atlântico através de uma única embocadura. Localiza-se no litoral centro de Portugal, estando integrada na bacia hidrográfica do rio Vouga. Tem uma área variável entre 83 km^2 (preia-mar) e 66 km^2 (baixa-mar), uma largura máxima de 8.5 km na sua zona central, um comprimento de 45 km e uma profundidade média relativamente ao zero hidrográfico de aproximadamente 1 m (DIAS *et al*., 2000). As profundidades máximas (cerca de 30 m) são observadas no canal da embocadura. São também observadas profundidades elevadas (a rondar os 10 m) nos canais de navegação, que são mantidos artificialmente através da realização de dragagens de manutenção (DIAS e LOPES, 2006).

Este sistema tem uma geometria bastante complexa, caracterizada pela presença de sapais, marinhas de sal e canais meandrizados de dimensão muito reduzida. Na sua geometria destacam-se 4 canais principais (Figura 1): 3 que se estendem

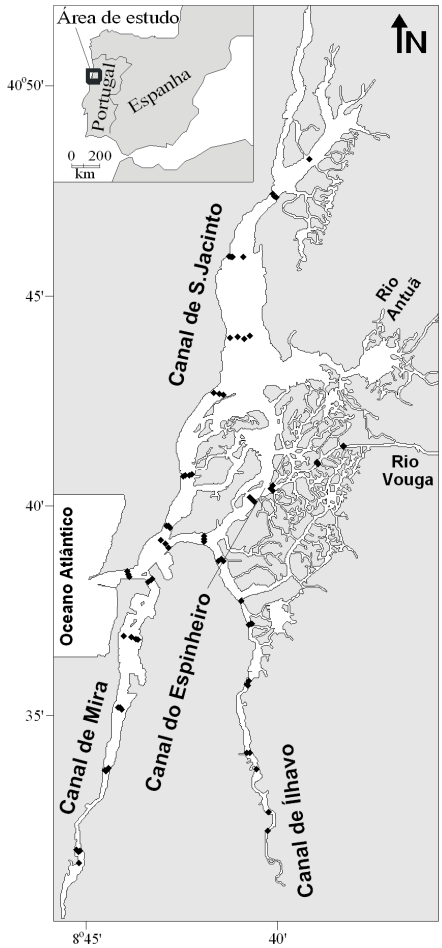


Figura 1: Mapa da Ria de Aveiro, com as estações de amostragem assinaladas por um losango preto.

segundo a direcção Norte-Sul (S.Jacinto, Mira e Ílhavo) e um segundo a direcção Este-Oeste (Espinheiro). Todos estes canais têm uma fonte de água doce na sua cabeceira e podem ser considerados sub-estuários ligados a uma única embocadura comum.

As principais acções forçadoras da dinâmica da Ria de Aveiro são: a maré oceânica, que se propaga de Sul para Norte ao longo da costa Oeste de Portugal, penetrando na laguna através do canal de embocadura e fazendo sentir os seus efeitos mesmo na extremidade montante dos vários canais; o caudal dos rios Vouga (desagua no Canal do Espinheiro), Antuã (desagua na bacia no Laranjo), Boco (desagua no Canal de Ílhavo), Caster, Gonde e Fontela (desaguam no Canal de S.Jacinto) e de diversos ribeiros e cursos de água que desaguam na extremidade montante do Canal de Mira, assegurando a sua ligação à Barrinha de Mira; e o vento, que faz sentir a sua acção por períodos curtos e especialmente nas zonas mais largas da laguna. O efeito da agitação marítima limita-se à zona da embocadura. Deste modo, a hidrodinâmica da Ria de Aveiro apresenta uma elevada sazonalidade.

A maré na Ria de Aveiro é dominantemente semi-diurna, sendo modelada por um importante ciclo quinzenal associado à ocorrência de marés vivas/marés mortas. A sua amplitude na embocadura varia entre 0.6 m em maré morta e 3.2 m em maré viva, com uma amplitude média de 2 m, sendo portanto a maré classificada como mesotidal (DAVIES, 1964). O rio Vouga contribui com cerca de 2/3 da água doce afluente à Ria de Aveiro

(caudal médio de 50 m^3s^{-1}) (MOREIRA *et al*. 1993; DIAS *et al*., 1999), seguindo-se em importância o rio Antuã, com um caudal médio de 5 m^3s^{-1}.

O prisma de maré estimado para a laguna varia entre 136.7 e 34.9 Mm^3 para marés vivas e mortas extremas (DIAS, 2001). Comparativamente, o volume total de água doce que aflui à laguna durante um ciclo de maré é muito reduzido (1.8Mm^3 – MOREIRA *et al*. (1993)), indicando que a circulação na Ria de Aveiro é principalmente forçada pelo regime de maré. Apesar desta menor contribuição fluvial, a entrada de água doce na Ria de Aveiro é bastante importante na determinação do transporte residual de longo termo (DIAS *et al*., 2003), e consequentemente no estabelecimento dos padrões termohalinos neste sistema lagunar (VAZ *et al*., 2005). A hidrologia de cada canal principal da laguna é então determinada pelo seu prisma de maré e pelos aportes fluviais respectivos.

Devido à complexa interacção entre a sua geomorfologia, os efeitos da maré e a sazonalidade das descargas fluviais, vários estudos apontam que a Ria de Aveiro é verticalmente homogénea durante largos períodos do ano (DIAS *et al*., 1999). No entanto, alguns canais podem revelar estratificação vertical parcial ou total, nas situações de elevado caudal fluvial (DIAS *et al*. 1999; VAZ *et al*., 2005).

Alguns estudos recentes combinando a análise de dados observacionais e resultados de modelação (VAZ *et al*., 2005; VAZ e DIAS, 2008) revelaram a importância do caudal fluvial no estabelecimento dos padrões horizontais termohalinos ao longo do Canal do Espinheiro. Nestes estudos foi identificada a formação de uma frente salina a uma distância de 7 a 8 km da embocadura, migrando de posição ao longo de cerca de 1 km, em função da modulação pelo ciclo quinzenal das marés vivas/mortas. Este forte gradiente horizontal de salinidade define dois sectores distintos: um estuário marinho inferior, com forte relação com o oceano adjacente, e um estuário fluvial superior, caracterizado pela aporte de água doce, mas ainda sujeito ao efeito da maré.

MÉTODOS

Campanhas de Amostragem

Pretendeu-se definir uma metodologia de amostragem que permitisse caracterizar as propriedades hidrológicas de cada secção de amostragem nas mesmas condições de maré, ou seja, que permitisse uma caracterização aproximadamente sinóptica da Ria de Aveiro.

A estratégia básica de amostragem consistiu na realização de campanhas sazonais para obtenção de perfis longitudinais e transversais das propriedades hidrológicas dos quatro canais principais da Ria de Aveiro (Canal de Mira, Canal de Ílhavo, Canal de S.Jacinto e Canal do Espinheiro), em condições aproximadamente de meia-enchente em cada ponto de amostragem, durante marés de amplitude média. Dadas as condicionantes logísticas impostas pela geometria da Ria de Aveiro e pela disponibilidade de equipamentos e recursos humanos, cada campanha de amostragem distribuiu-se por dois ou três dias diferentes (Tabela 1).

O plano de amostragem consistiu na medição *in situ* de salinidade e temperatura da água (sondas mini-STD Markdan Ocean SD200, calibradas em fábrica antes do início da amostragem), ao longo da coluna de água, a intervalos de 1 m de profundidade, em estações de amostragem dispostas ao longo do eixo dos canais separadas por aproximadamente 3 km (Figura 1). Nas secções mais largas de cada canal foram ainda repetidas estas medições até um máximo de 4 estações em cada secção (Figura 1), de forma a obter-se a variabilidade transversal.

Tabela 1: Detalhes das campanhas de amostragem

Estação do ano	Datas de amostragem	Canais
Outono	02.10.2000	Ílhavo
		Mira
	03.10.2000	Espinheiro
	04.10.2000	S.Jacinto
Inverno	29.11.2000	Mira
		Espinheiro
	14.12.2000	Ílhavo
		S.Jacinto
Primavera	29.03.2001	Mira
	30.03.2001	Espinheiro
	05.04.2001	Ílhavo
		S.Jacinto
Verão	26.06.2001	Ílhavo
		S.Jacinto
	27.06.2001	Mira
		Espinheiro

A amostragem foi executada de jusante para montante, iniciando-se antes do momento esperado de meia maré na primeira estação de cada canal e terminando depois do momento esperado de meia maré na estação mais a montante. Em média, cada estação foi amostrada com 12 minutos de atraso em relação ao momento esperado de meia maré, com adiantamentos e atrasos máximos de 50 e 97 minutos, respectivamente.

Interpolação de Campos Horizontais

Foram interpolados campos horizontais de temperatura da água e de salinidade para três profundidades distintas (superfície, meia-água e fundo), para cada uma das estações do ano. A metodologia seguida consistiu numa análise inicial e preparação dos perfis verticais previamente medidos, de forma a seleccionar os valores para cada uma das profundidades referidas. A partir dos vários conjuntos de dados organizados por latitude, longitude e valor da grandeza (temperatura ou salinidade) efectuou-se uma interpolação espacial de valores para a totalidade da Ria de Aveiro. A interpolação foi realizada utilizando o Método Ordinário de Kriging (CRESSIE, 1993), considerando um modelo isotrópico de variograma linear com um erro na variância igual a zero.

RESULTADOS

Os campos horizontais de temperatura da água e de salinidade para cada estação do ano são apresentados nas Figuras 2 a 7, em função das profundidades definidas anteriormente (superfície, meia-água e fundo).

Gradientes Espaciais e Variabilidade Sazonal

Temperatura da água: Através da análise comparativa das Figuras 2, 3 e 4 verifica-se que globalmente a temperatura da água apresenta uma variabilidade sazonal significativa. O seu valor mínimo observa-se no período de Inverno (Nov/Dez2000), sendo ligeiramente mais elevada no final do Inverno/princípio da Primavera (Mar/Abr2001). O seu valor máximo foi observado no Verão (Jun2001), sendo o valor no final do Verão (Out2000) ainda elevado. Concretamente, nos períodos de Verão as temperaturas são superiores a 20 ºC, enquanto nos períodos mais frios variam entre os 14-16 ºC.

De uma forma geral não se observam variações longitudinais significativas, não se verificando uma influência evidente do forçamento oceânico e fluvial em cada estação do ano. Assim, de

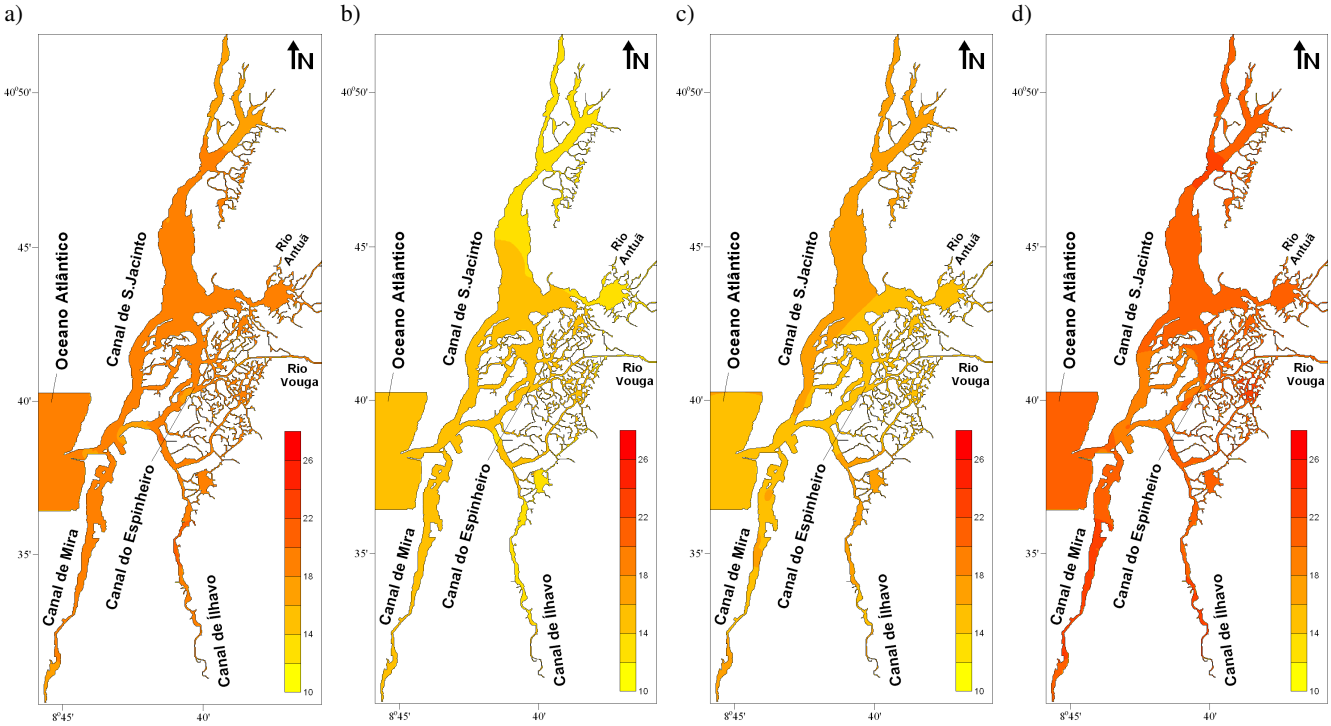


Figura 2: Estrutura horizontal da temperatura da água interpolada para a camada superficial da Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

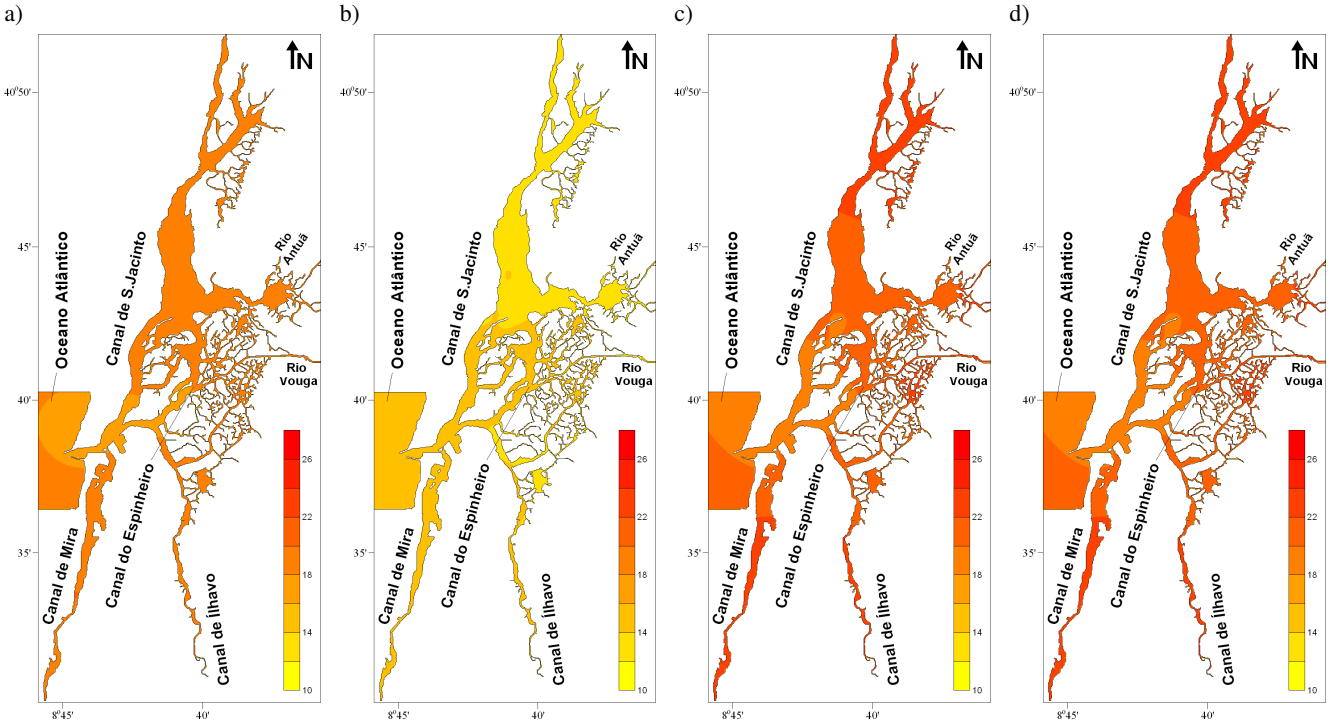


Figura 3: Estrutura horizontal da temperatura da água interpolada para a camada intermédia da Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

uma forma geral verifica-se que a temperatura da água de origem marinha e fluvial não apresenta diferenças significativas para cada um dos períodos em análise. No entanto, no período de Verão (Jun2001) existe um ligeiro gradiente térmico longitudinal, com uma tendência para um aumento da temperatura da água a montante em todos os canais.

Os gradientes transversais em cada canal são negligenciáveis, uma vez que existe uma grande homogeneidade lateral dos valores da temperatura da água.

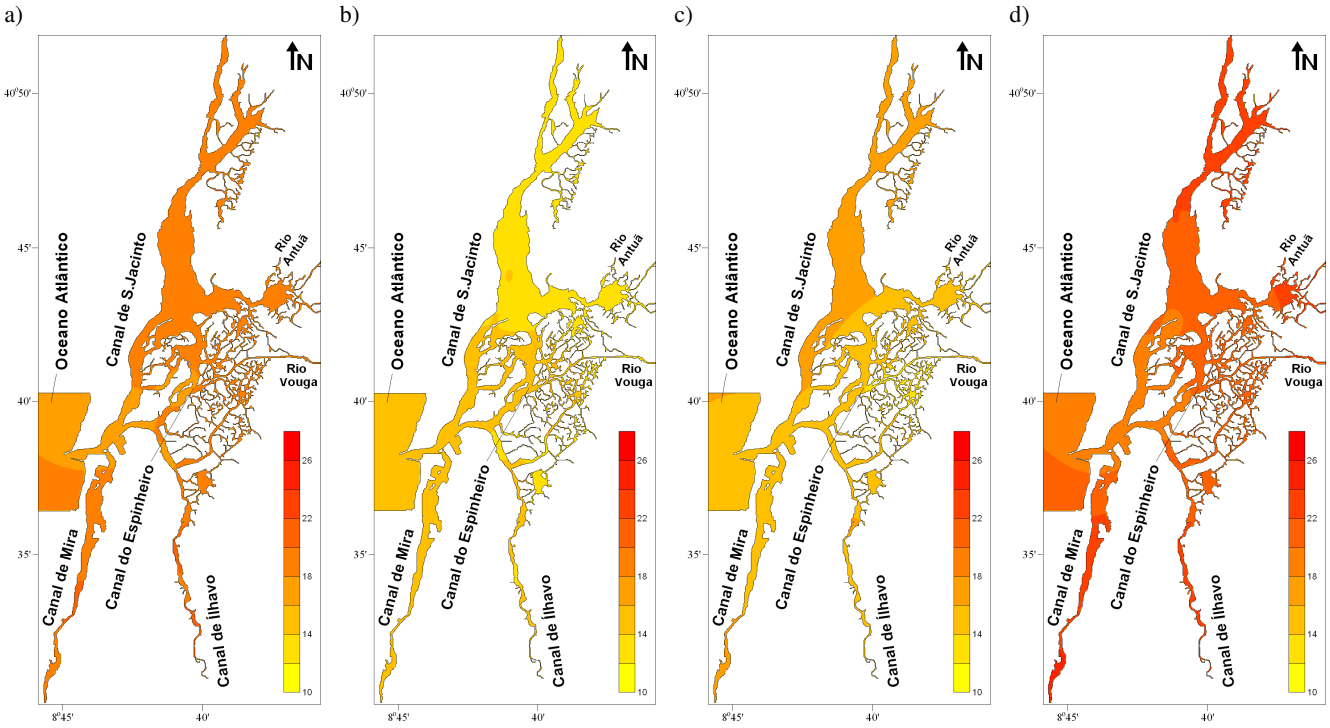


Figura 4: Estrutura horizontal da temperatura da água interpolada para a camada de fundo da Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

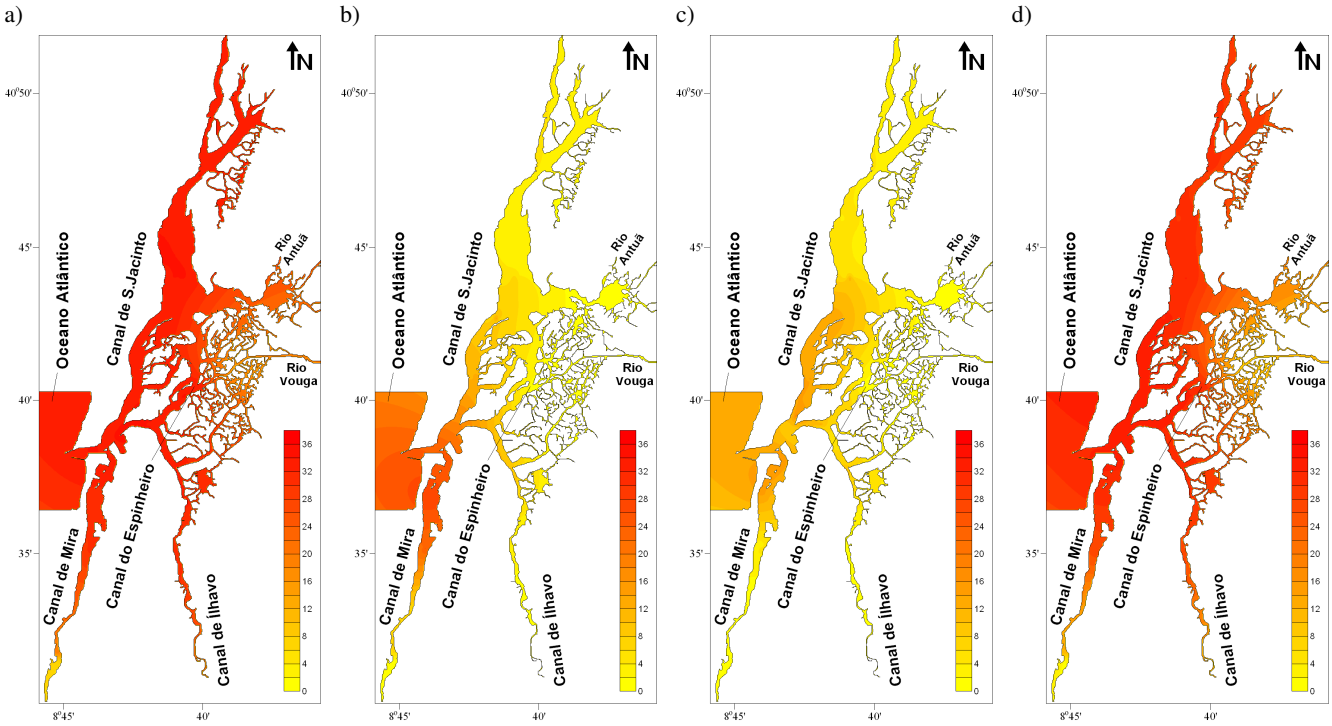


Figura 5: Estrutura horizontal da salinidade interpolada para a camada superficial da Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

Verticalmente verifica-se uma grande homogeneidade, com diferenças negligenciáveis entre os campos às 3 profundidades definidas.

A única excepção observa-se a jusante dos canais nos períodos de fim de Primavera (Jun2001) e de Verão (Out2000), com temperaturas superiores à superfície a revelarem uma ligeira estratificação vertical.

Salinidade: A análise comparativa das Figuras 5, 6 e 7 revela uma sazonalidade muito importante nos campos da salinidade. Globalmente observam-se as menores salinidades no final do

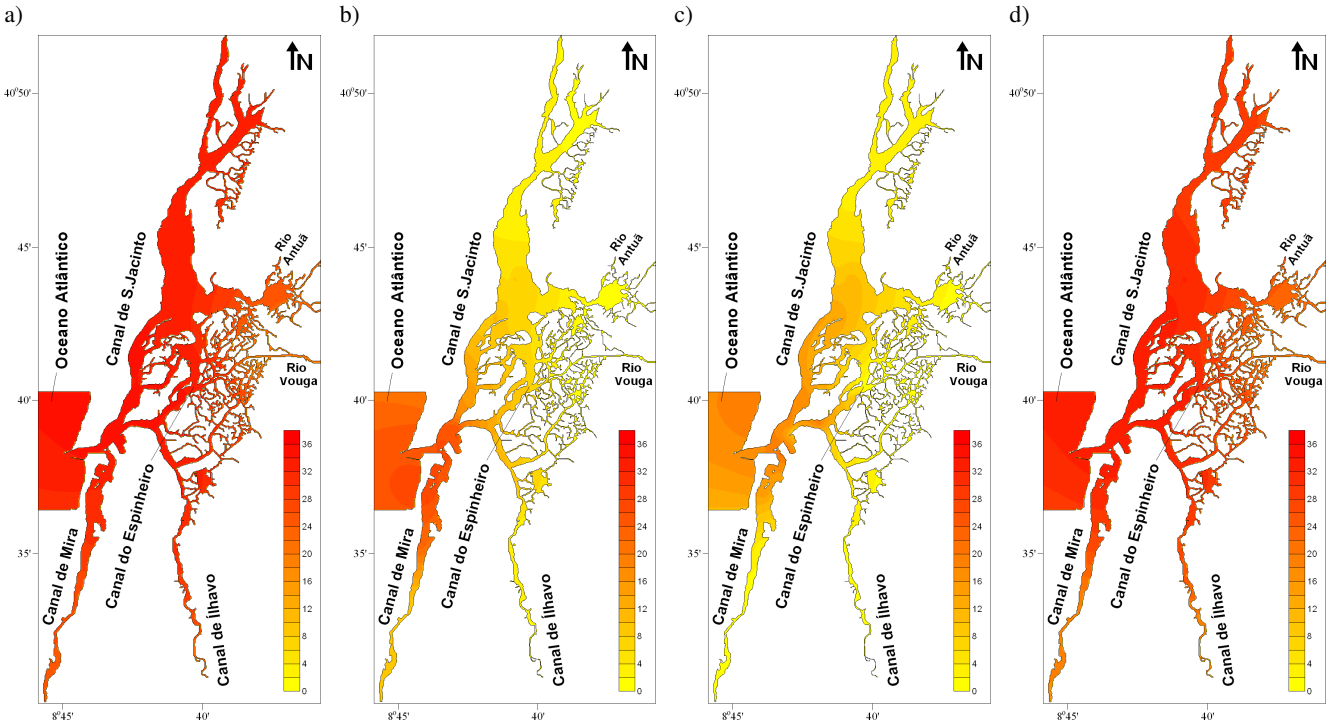


Figura 6: Estrutura horizontal da salinidade interpolada para a camada intermédia da Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

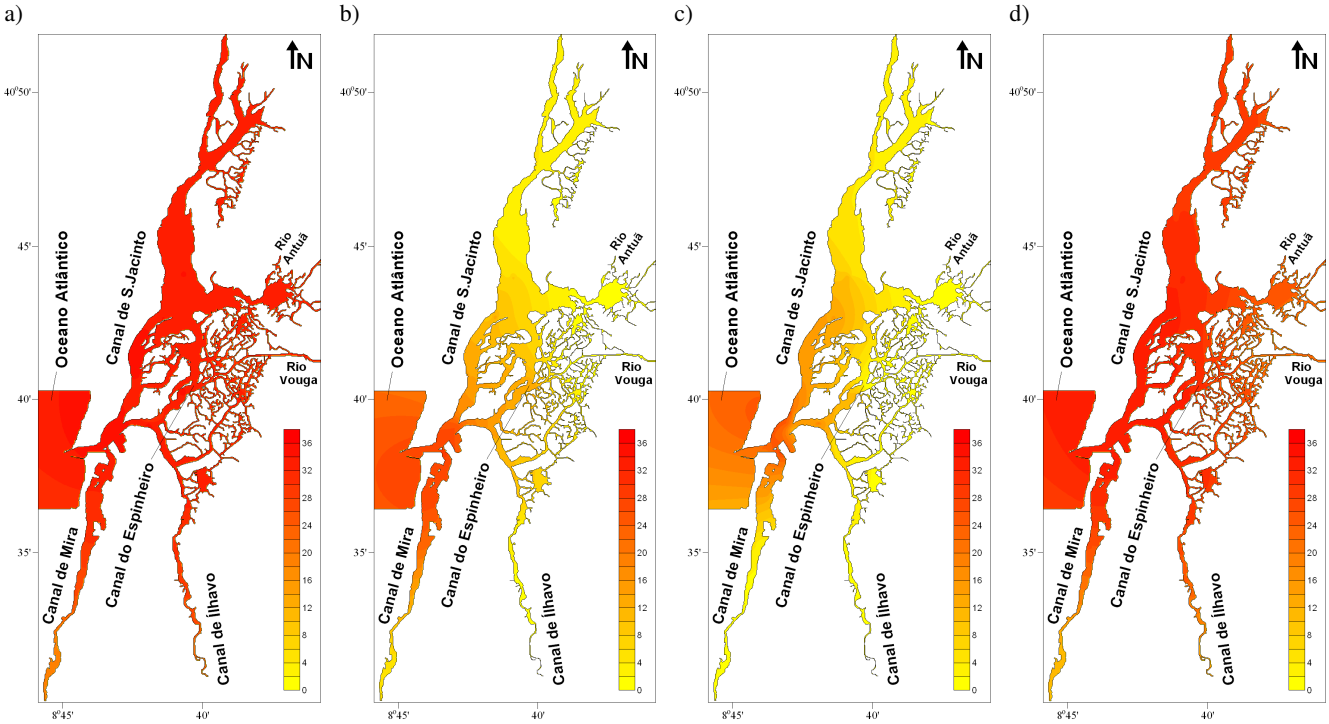


Figura 7: Estrutura horizontal da salinidade interpolada para a camada de fundo da Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

Inverno/princípio de Primavera (Abr2001) e durante o Inverno (Nov/Dez2000). De um modo geral os valores da salinidade são inferiores a 4 nas cabeceiras dos canais, e estão nos intervalos 10-18 em Abr2001 e 10-26 em Dez2000 em toda a zona central da Ria de Aveiro, incluindo a embocadura.

Os valores máximos de salinidade ocorreram no final do Verão (Out2000) e da Primavera (Jun2001), onde se observam valores máximos superiores a 30 em toda a zona central da laguna e mínimos de cerca de 18 nas cabeceiras dos canais do Espinheiro e

Ílhavo, na zona intermédia montante do canal de Mira e na bacia do Laranjo.

Nos canais de Mira, Espinheiro e Ílhavo observam-se durante todos os períodos um comportamento tipicamente estuarino, com água mais doce nas cabeceiras dos canais e água de elevada salinidade junto à embocadura.

No canal de S. Jacinto, a variação espacial é atenuada durante os períodos de Jun2001 e Out2000. Nos períodos de Inverno (Dez2000) e fim de Inverno/princípio de Primavera (Abr2001) observa-se um decréscimo da salinidade para montante neste canal, correspondente ao estabelecimento de um gradiente longitudinal menos intenso. Os campos de salinidade obtidos revelam a presença de água salina tipicamente oceânica em toda a zona central da laguna no Outono e no Verão, estendendo-se os valores de salinidade elevada bastante a montante.

Durante todo o ano observa-se água doce dos canais, e mesmo nos meses de maior salinidade é claramente visível a influência da descarga fluvial dos rios Vouga, Antuã, e Boco e da ligação do canal de Mira à barrinha de Mira no estabelecimento dos padrões salinos longitudinais

Lateralmente verifica-se uma elevada homogeneidade nos valores da salinidade, pelo que os gradientes transversais não são significativos.

No canal do Espinheiro, nos períodos de final de Primavera (Jun2001) e de Verão (Out2000) observa-se estratificação vertical a montante, com salinidades inferiores à superfície. Verifica-se também alguma estratificação vertical a jusante, na zona inferior e na embocadura, especialmente nos períodos de menor salinidade média (Inverno e Primavera).

Zonação Longitudinal

Considerando a fraca ou nula estratificação vertical observada nos campos horizontais de salinidade, para efeitos de zonação longitudinal da Ria de Aveiro optou-se por analisar apenas os campos de salinidade à superfície.

Conforme referido na Introdução os estuários podem ser divididos em 3 sectores: estuário inferior ou marinho – EI/M (salinidade superior a 25); estuário intermédio – EI (salinidade entre 18 e 25); estuário superior ou fluvial – ES/F (salinidade inferior a 18). No caso da Ria de Aveiro a existência ou extensão de cada um destes sectores varia sazonalmente, conforme se pode observar na Figura 8. No Outono a maioria da laguna tem características de EI/M, com excepto a bacia do Laranjo, cabeceira do canal do Espinheiro e zonas envolventes, assim como a cabeceira do canal de Ílhavo e de zona superior do canal de Mira que tem valores de salinidade típicos de EI. A cabeceira do Canal de Mira tem características de ES/F. No Inverno a maioria dos canais pode ser classificada como ES/F. São excepções a zona da embocadura e a zona inferior do Canal de Mira com características de EI/M ou EI A totalidade da Ria de Aveiro apresenta características de ES/F na Primavera. No Verão quase toda a laguna têm características de EI/M, com excepção da bacia do Laranjo, cabeceira do canal do Espinheiro e zona envolvente e cabeceiras dos canais de Mira e de Ílhavo (com características de ES/F), e de zonas intermédias de transição que tem salinidades típicas de EI.

A zonação pelo Sistema de Veneza considera 6 secções: limnética (salinidade inferior a 0.5), oligohalina (salinidade entre 0.5 e 5), mesohalina (salinidade entre 5 e 18), polihalina média ou inferior (salinidades entre 18 e 25 e entre 25 e 30, respectivamente) e euhalina (salinidade superior a 30). Na Figura 9 estão representados os campos horizontais de salinidade para cada estação do ano, com os valores representados pelas classes referidas. Numa primeira análise verifica-se que a existência ou extensão de cada uma das secções varia sazonalmente. No Outono a maioria da Ria de Aveiro tem características euhalinas. As excepções são a bacia do Laranjo, cabeceira do canal do Espinheiro e zona envolvente, assim como cabeceira do canal de Ílhavo com características de secção polihalina inferior, seguindo-se uma secção polihalina média de transição. No canal de Mira verifica-se uma transição sequencial a partir da cabeceira de secções mesolhalina, polihalina (média e inferior) e euhalina no

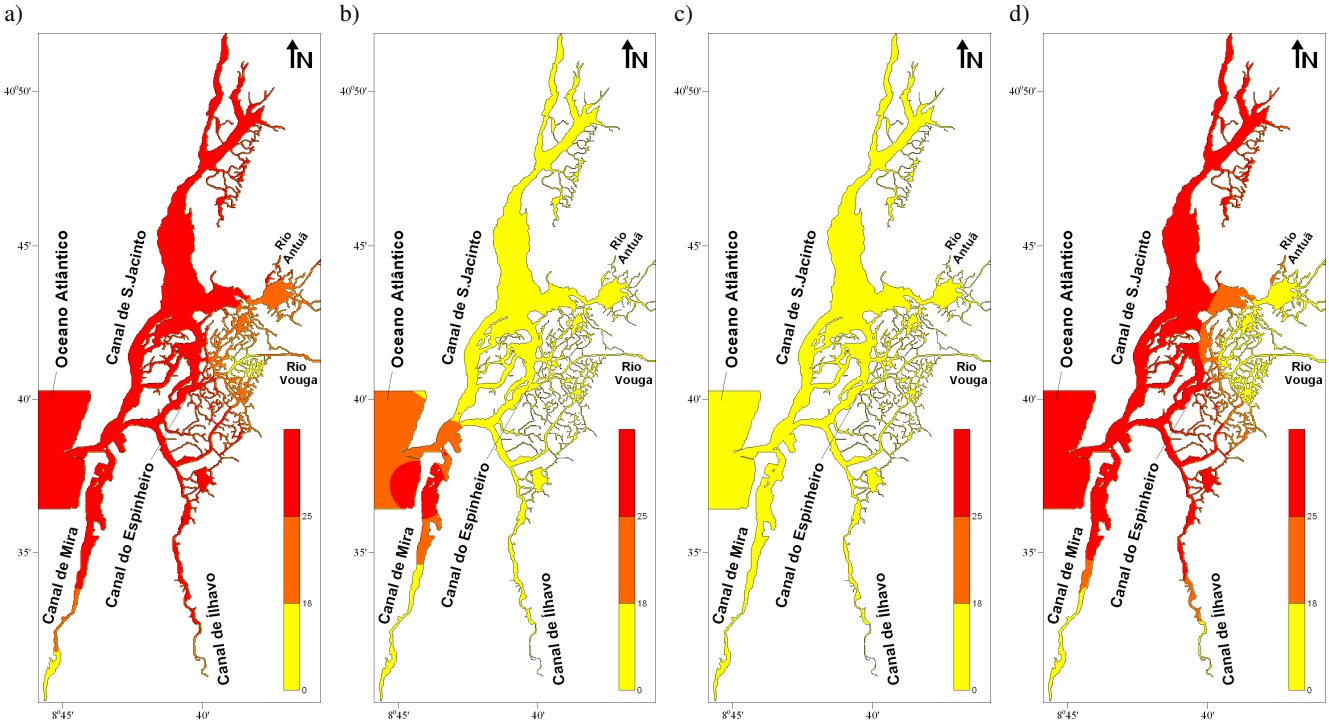


Figura 8: Estrutura horizontal da salinidade representada em classes de salinidade superior a 25, entre 18 e 25e inferior a 18 para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

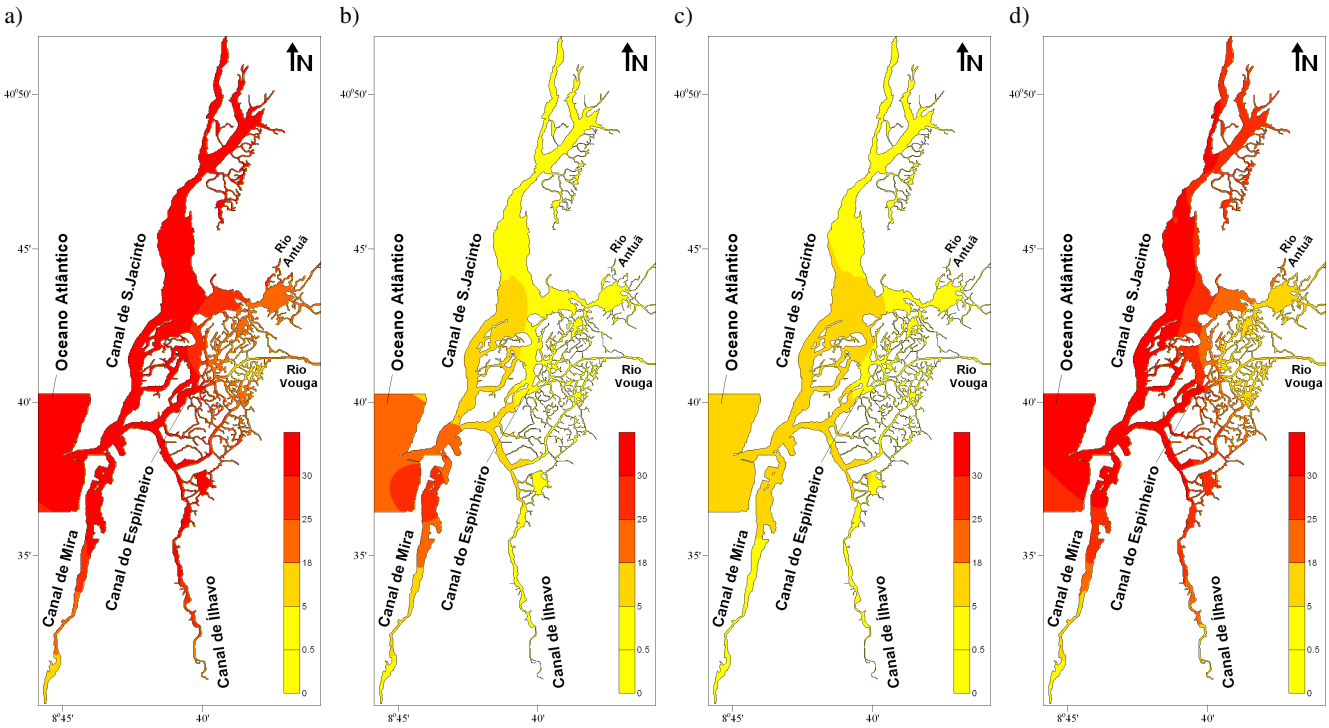


Figura 9: Estrutura horizontal da salinidade representada em classes de salinidade superior a 30, entre 25 e 30, entre 18 e 25, entre 5 e 18, entre 0.5 e 5 e inferior a 0.5 para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

terço jusante do canal. No Inverno observam-se secções limnéticas na bacia do Laranjo, e cabeceiras dos canais do Espinheiro e de Ílhavo. Nesta estação do ano verifica-se uma grande extensão da secção oligohalina, incluindo a cabeceira do canal de Mira, e cerca de metade da extensão montante dos canais de S.Jacinto, do Espinheiro e de Ílhavo. Segue-se uma transição para secção mesohalina numa extensão significativa dos 4 canais principais. Observa-se ainda secções polihalinas médias na zona da embocadura e estuário inferior, com uma pequena secção polihalina inferior no canal de Mira. Na Primavera observa-se um padrão semelhante ao descrito para o Inverno, mas com uma menor extensão da secção limnética na bacia do Laranjo, cabeceira do Espinheiro e zona envolvente, e incluindo a cabeceira do canal de Mira. Nesta estação do ano os canais principais estão divididos sensivelmente a meio em secções oligohalinas a montante e mesohalinas a jusante, incluindo a embocadura. No Verão a cabeceira do canal de Mira é holigohalina e as cabeceiras dos canais de Ílhavo e do Espinheiro, a bacia do Laranjo e zona envolvnte são mesohalinas, assim como a zona intermédia do canal de Mira. Observam-se secções polihalinas (média e inferior) na cabeceira do canal de S.Jacinto e em zonas de transição intermédias nos restantes 3 canais principais. Verifica-se ainda a existência de secções euhalinas significativas, incluindo a embocadura e a maioria da zona central da laguna, com uma maior extensão para montante no canal de S.Jacinto.

DISCUSSÃO

Os padrões termohalinos descritos anteriormente de uma forma geral revelam que não existem gradientes transversais da temperatura da água e da salinidade significativos na Ria de Aveiro. Os gradientes verticais na maioria das situações são também negligenciáveis, revelando uma laguna verticalmente homogénea na maioria da sua extensão e em quase todas as estações do ano.

Em termos térmicos a única excepção observa-se na cabeceira dos canais, em períodos de reduzido caudal fluvial e elevado aquecimento térmico (início e final do Verão), com temperaturas superiores à superfície a revelarem uma ligeira estratificação vertical. Considerando que se tratam de locais de profundidade muito reduzida, e como tal, de fraco hidrodinamismo, a turbulência gerada pelas correntes de maré não é suficiente para misturar completamente a coluna de água, pelo que esta tem maiores temperaturas superficiais devido ao efeito acumulado do aquecimento pela radiação solar.

A estratificação vertical de salinidade observou-se em condições e localizações distintas: na cabeceira do canal do Espinheiro, nos períodos de início e final do Verão, com salinidades inferiores à superfície, mas elevadas salinidades nesta zona; na embocadura e início do canal do Espinheiro, nos períodos de menor salinidade média (início e final do Inverno). Ambas as situações ocorrem devido à influência do caudal fluvial do principal rio que desagua na Ria de Aveiro (Vouga). Em períodos de caudal muito reduzido a intrusão salina ao longo do canal do Espinheiro é muito forte, observando-se salinidades muito elevadas próximo da sua cabeceira. Ou seja, existe uma situação tipicamente estuarina de penetração de uma cunha salina sob uma camada superficial de água doce. Como o caudal fluvial é reduzido, a água doce de menor densidade fica circunscrita à camada superficial. Note-se que devido também às menores correntes de maré que se verificam nesta zona da cabeceira do canal e ao reduzido atrito entre as camadas de origem fluvial e marinha, não existe turbulência suficiente para promover a mistura da coluna de água. Na situação oposta, em que o caudal do Vouga é muito elevado, lentamente vai estendendo a sua influência para jusante, observando-se salinidades baixas próximo da embocadura. Assim, uma vez mais ocorre penetração de uma

cunha salina sob a água salobra de menor densidade. Nestes casos, o efeito turbulento de mistura provocado pelo atrito induzido pelas correntes de maré não é suficiente para vencer o efeito de estratificação devido à impulsão da camada de água de menor densidade sobre a camada marinha de maior densidade.

Longitudinalmente foram descritos padrões termohalinos com gradientes significativos, especialmente em termos salinos. De facto, as variações longitudinais observadas para a temperatura da água não apresentaram padrões organizados, não tendo revelado uma influência determinante das várias fontes de água doce (origem fluvial) e salina (origem marinha). Assim, pensa-se que as temperaturas da água do oceano e dos rios não foram significativamente diferentes entre si durante os períodos analisados. Em termos térmicos verificou-se uma variação sazonal significativa, com valores mínimos no Inverno e máximos no Verão, o que revela a influência dos ciclos naturais de aquecimento do Hemisfério Norte, com o Verão mais quente e o Inverno mais frio. Considerando que a Ria de Aveiro apresenta uma profundidade muito reduzida e extensos bancos de maré que acumulam calor durante a maré baixa (MOREIRA et al. 1993), para além das fontes externas de calor de origem fluvial e marinha os fluxos locais de calor poderão ser também bastante importantes no estabelecimento da temperatura da água.

Os gradientes salinos observados são bastante significativos, revelando um padrão tipicamente estuarino, com água doce nas cabeceiras dos canais e água de elevada salinidade na embocadura. Da análise efectuada verificou-se que os caudais dos rios Vouga e Antuã são geralmente os mais importantes para o estabelecimento dos padrões observados, e que de menor importância serão as descargas fluviais efectuadas na cabeceira do canal de S. Jacinto. Nas estações mais chuvosas verifica-se também uma influência significativa do caudal do rio Boco nos padrões observados no canal de Ílhavo. O padrão observado para o canal de Mira é curioso: em todas as estações do ano a sua cabeceira revela salinidades relativamente baixas, apesar de não desaguarem neste canal cursos de água com importância significativa. É possível que este canal tenha uma contribuição difusa de água doce subterrânea na parte superior que contribua para o gradiente observado (RODRIGUES *et al.*, 2009).

Sazonalmente verifica-se uma forte variabilidade dos valores de salinidade observados em toda a laguna. Nas estações secas, e consequentemente de menores caudais fluviais, verifica-se uma intrusão salina considerável em toda a Ria de Aveiro, observando-se valores de elevada salinidade numa elevada extensão da laguna. Nas estações de precipitação elevada, e com maiores caudais fluviais, verifica-se um decréscimo significativo da salinidade média da laguna, existindo um recuo claro da intrusão salina. A clara influência da variabilidade dos caudais fluviais justifica a heterogeneidade sazonal das classificações obtidas para a zonação longitudinal da Ria de Aveiro. Foram identificadas zonas do tipo estuário inferior ou marinho, com propriedades típicas da água do mar adjacente, do tipo estuário intermédio, sujeitas a forte mistura entre água salgada e água doce, e do tipo estuário superior ou fluvial, com propriedades características da água doce, mas sujeitas à acção diária da maré.

CONCLUSÕES

Os padrões termohalinos espaciais e temporais observados na Ria de Aveiro são determinados pelo balanço entre o forçamento da maré e as descargas de água doce de origem fluvial, especialmente dos rios Vouga e Antuã, mas também dos restantes rios. O aquecimento pela radiação solar é também importante no estabelecimento dos padrões térmicos, especialmente nas áreas pouco profundas características das cabeceiras dos canais.

Os gradientes termohalinos verticais e transversais na Ria de Aveiro podem ser desprezados face aos gradientes longitudinais, que são bastante significativos: tipicamente observa-se uma massa de água de origem marinha de elevada salinidade próxima da embocadura, e massas de água doce ou salobra de origem fluvial na cabeceira dos canais. Face a estes resultados a Ria de Aveiro pode ser geralmente considerada verticalmente homogénea. No entanto, observa-se ligeira estratificação vertical junto à embocadura e início do canal do Espinheiro nas situações de elevado caudal do rio Vouga, e na cabeceira do canal do Espinheiro em situações de reduzido caudal do rio Vouga.

Os padrões observados revelam uma forte sazonalidade: a temperatura da água é claramente influenciada pelo ciclo natural de aquecimento do H.N., com o Verão mais quente e o Inverno mais frio. Este aquecimento afecta a temperatura da água de origem fluvial e marinha, mas a água no interior da Ria de Aveiro é também aquecida localmente por transferência radiativa; a variabilidade da salinidade é determinada pelas variações dos caudais fluviais, que são menores nas estações secas e mais intensos nas estações húmidas.

A zonação longitudinal revelou que na Ria de Aveiro existem zonas com características marinhas, intermédias e fluviais, e a zonação pelo sistema de Veneza que existem todos os tipos de secções na Ria de Aveiro. Em qualquer dos casos, a respectiva existência, localização e extensão revelam uma forte variabilidade sazonal.

AGRADECIMENTOS

A realização das campanhas contou com o apoio de um conjunto de pessoas às quais os autores agradecem: Ana Lúcia Tavares, Fábio Pereira, Luísa Pontes, Maria João Almeida, Rui Marques, Sizenando Abreu e Sónia Meireles. A segunda autora foi co-financiada pela bolsa SFRH/BD/41033/2007 da FCT.

LITERATURA CITADA

ATTRILL, M. J., e RUNDLE, S. D. 2002. Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 55, 929-936.

CAMERON, W.M. e PRITCHARD, D.W., 1963. Estuaries. In: HILL, M.N. (ed.), *The Sea*, vol 2. John Wiley & Sons, New York, 306-324.

CARRIKER, M. R., 1967. Ecology of estuarine benthic invertebrates: A perspective. In: LAUFF, G.H. (ed.), *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science 83:442–487.

CLOERN, J. E. 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Reviews of Geophysics* 34, 127-168.

CRESSIE, N.A.C., 1993. Statistics for Spatial Data - Revised Edition. New York: John Wiley & Sons, Inc. 900 p.

DAVIES, J.L. 1964. A morphogenetic approach to world shorelines. *Z Geomorph*, 8 , 127.

DIAS, J.M., 2001. Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics. Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, Tese de Doutoramento, 288 p.

DIAS, J.M. e LOPES J.F., 2006. Implementation and Assessment of Hydrodynamic, Salt and Heat Transport Models: The Case of Ria de Aveiro Lagoon (Portugal*). Environmental Modelling & Software*. 21, 1-15

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 1999. Hydrological characterization of Ria de Aveiro, Portugal, in early summer. *Oceanologica Acta* 22 (5), 473-485.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro Lagoon, Portugal. *Phys Chem Earth* (B) 25 (4), 369-374.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2003. A numerical system to study the transport properties in the Ria de Aveiro lagoon. *Ocean Dynamics* 53, 220–23.

FAIRBRIDGE, R.W., 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. In: OLAUSSON, E. and CATO, I. (ed.), *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*. John Wiley & Sons, New York, 1-35.

LAINGA, G.D., RINKLEBE, J.; VANDECASTEELE, B.; MEERS E. e TACKA, F.M.G., 2009. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review, *Science of The Total Environment*, 407, 3972-3985.

MCLUSKY, D.S. e ELLIOTT, M., 2004. *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management*. Third Edition. Oxford: Oxford University Press, 214 p.

MOREIRA, M.H.; QUEIROGA, H.; MACHADO, M.M. e CUNHA, M.R., 1993. Environmental gradients in a southern estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal, implication for soft bottom macrofauna colonization. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27 (2–4), 465–482.

POSTMA, H., 1967. Transport and sedimentation in the estuarine environment. *In* Lauff, G.H. (ed.) *Estuaries*, Washington: American Association for the Advancement of Science, 158-179.

RODRIGUES, M.; OLIVEIRA, A.; COSTA, M.; FORTUNATO, A.B. e ZHANG, Y.J., 2009. Sensitivity Analysis of an Ecological Model Applied to The Ria de Aveiro, *Journal of Coastal Research*, SI56, 448-452.

VAZ, N. e DIAS, J.M., 2008. Hydrographic characterization of an estuarine tidal channel. *Journal of Marine Systems* 70 (1–2), 168–181.

VAZ, N.; DIAS, J.M.; LEITÃO, P., e MARTINS, I., 2005. Horizontal patterns of water temperature and salinity in an estuarine tidal channel: Ria de Aveiro. *Ocean Dynamics* 55, 416–429.

WOOLDRIDGE, T., E ERASMUS, T. 1980. UTILIZATION OF TIDAL CURRENTS BY ESTUARINE ZOOPLANKTON. ESTUARINE AND COASTAL MARINE SCIENCE 11, 107-114.

Caracterização Sinóptica dos Gradientes nos Canais da Ria de Aveiro. Parte II: Oxigénio, Clorofila e Zonação Ecológica

M. Rodrigues[a], J.M. Dias[b], S. Leandro[c], F. Morgado[d], A. Cunha[d], A. Almeida[d], A. Oliveira[e] e H. Queiroga[d]

[a] Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa
1700-066, Portugal
mfrodrigues@lnec.pt

[b] CESAM & Departamento de Física
Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193, Portugal
joao.dias@ua.pt

[c] Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar, Grupo de Investigação em Recursos Marinhos
Instituto Politécnico de Leiria, Peniche
2520–641, Portugal
sleandro@ipleiria.pt

[d] CESAM & Departamento de Biologia
Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193, Portugal
{henrique.queiroga,fmorgado,aalmeida,acunha}@ua.pt

[e] Núcleo de Tecnologias da Informação
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa
1700-066, Portugal
aoliveira@lnec.pt

SUMÁRIO

Os gradientes ecológicos nos estuários estão associados a gradientes de salinidade, temperatura e outras variáveis abióticas, apresentando, por isso, uma variabilidade espacial e temporal importante. Neste estudo de caracterização sinóptica da Ria de Aveiro pretendeu-se caracterizar a variabilidade espacial e sazonal dos gradientes físicos (salinidade e temperatura, Parte I) e dos gradientes ecológicos (Parte II) com base em dados medidos quasi-sinopticamente nos canais principais da Ria, durante quatro campanhas. A caracterização dos gradientes ecológicos é realizada em duas fases. Inicialmente, a partir da interpolação dos valores amostrados, estabeleceram-se mapas horizontais de oxigénio dissolvido, amónia, nitritos, fosfatos, silicatos e clorofila *a* em todo o domínio da Ria de Aveiro, para cada estação do ano. Com excepção do oxigénio dissolvido, os resultados evidenciam a sazonalidade dos parâmetros biológicos e químicos. As concentrações de oxigénio dissolvido são globalmente inferiores a 10 mg/L e não apresentam variabilidades sazonais e longitudinais relevantes. Para a clorofila *a* as concentrações mais elevadas são observadas na Primavera e no Verão, estando associadas à maior biomassa fitoplanctónica. Este padrão é inverso ao observado nos nutrientes, em particular, na amónia, fosfatos e silicatos, para os quais as concentrações mais elevadas ocorrem no Outono. Estes parâmetros apresentam gradientes longitudinais, com concentrações mais elevadas a montante dos canais. A influência da salinidade na distribuição do zooplâncton e da macrofauna bentónica poderá traduzir-se numa variabilidade sazonal e longitudinal destas grandezas, com maior extensão para jusante das áreas ocupadas por populações de afinidade estuarina em períodos chuvosos, e maior extensão para montante das áreas ocupadas por populações de afinidade marinha em períodos secos.

PALAVRAS CHAVE: *Sazonalidade, Clorofila a, Nutrientes, Oxigénio Dissolvido, Zonação Longitudinal*

INTRODUÇÃO

Os estuários, devido à sua natureza de ambientes de transição entre a terra e o mar, suportam inúmeros biota de características únicas. A dinâmica das comunidades destes biota é afectada por diversos factores ambientais e pelas interacções entre os processos hidrodinâmicos, químicos e bióticos. Da interacção entre a maré e os caudais fluviais, em particular, resultam gradientes espaciais de salinidade, que afectam a distribuição das diferentes comunidades biológicas. A intervenção antrópica nos sistemas estuarinos (e.g. construção de barragens) constitui também um factor de alteração dos regimes hidrológicos e, consequentemente, da dinâmica do ecossistema.

A alteração desta dinâmica pode ter consequências gravosas, quer em termos de qualidade da água, quer em termos de perda de abundância e riqueza das espécies. A ocorrência de fenómenos de eutrofização, devidos ao aumento das cargas de nutrientes (e.g. CUGIER *et al.*, 2005), ou as dragagens necessárias para movimentação de navios em zonas portuárias, são exemplos de intervenções que podem contribuir para a alteração da estrutura do ecossistema (e.g. PAERL *et al.*, 2003; SAMPAIO, 2001). Para além destes fenómenos, a variabilidade climática natural e as alterações climáticas a longo prazo podem também contribuir para a alteração dos regimes hidrológicos e traduzir-se em alterações na ecologia dos sistemas estuarinos (e.g. FERREIRA *et al.*, 2005).

De modo a garantir a sustentabilidade destes ecossistemas a longo prazo e o seu bom estado ecológico (preconizado no âmbito da Directiva Quadro da Água) é importante perceber a sua variabilidade natural e a resposta à variação dos parâmetros hidrológicos.

A zonação e a classificação ecológica de estuários têm sido objecto de vários estudos. Em particular, a correlação entre a distribuição biótica em sistemas estuarinos e a variação dos parâmetros físicos, nomeadamente, da salinidade, foi abordada por vários autores (e.g. MCLUSKY e ELLIOT, 2004; PAAVOLA *et al.*, 2005; WOLF *et al.*, 2009). A zonação dos sistemas estuarinos com base na salinidade é geralmente estabelecida com base no sistema de Veneza de 1958, o qual foi expandido por CARRIKER (1967): zonas limnética, oligohalina, mesohalina, polihalina e euhalina (Tabela 1). Vários autores propõem também uma classificação biótica dos organismos estuarinos com base na sua tolerância à salinidade (Tabela 2). Nesta tabela, de forma global, é possível identificar três grupos principais de espécies: espécies límnicas (origem fluvial), espécies estuarinas e espécies marinhas. ATTRILL e RUNDLE (2003) propõem, no entanto, um novo modelo de estuário. Segundo estes autores, os estuários enquadram-se num modelo de dupla ecoclina: uma ecoclina da zona marinha até ao estuário médio que se sobrepõe a uma segunda ecoclina desde o estuário médio até à zona dulçaquícola. Estes autores propõem assim que na zona média do estuário não existem espécies estuarinas endémicas, mas sim espécies marinhas derivadas e espécies límnicas derivadas. A zonação biótica de estuários trata-se, assim, de uma matéria complexa e controversa que depende da interacção de vários factores.

Tabela 1: Sistema de Veneza (expandido por CARRIKER, 1967).

Zona	Valor
Limnética: rio	<0.5
Oligohalina: topo do estuário	0.5-5
Mesohalina: secção superior do estuário	5-18
Polihalina: abrangendo as secções média e inferior do estuário	Secção média: 18-25 Secção inferior: 25-30
Euhalina: barra	30-35

A variação sazonal e espacial das condições ambientais é também um factor a ter em consideração, dado que irá afectar a dinâmica das comunidades dos ecossistemas estuarinos. Desta forma poderão ocorrer deslocações longitudinais dos grupos de organismos, associadas às variações das condições sazonais (ATTRILL e RUNDLE, 2003).

A Ria de Aveiro é um ecossistema estuarino localizado na costa NW de Portugal, caracterizado pela sua diversidade faunística e florística. Ao longo dos anos, vários estudos têm sido realizados visando a caracterização das comunidades bióticas e das características biológicas e químicas deste ecossistema (e.g. MORGADO *et al.*, 2003; LEANDRO *et al.*, 2007; LOPES *et al.*, 2007; NUNES *et al.*, 2008). A influência dos gradientes longitudinais na distribuição dos organismos na Ria de Aveiro é também abordada. MOREIRA *et al.* (1993) analisaram a distribuição da macrofauna bentónica e LEANDRO (2008) a distribuição do zooplâncton, ao longo de um gradiente salino (canal de Mira). Estes estudos são, no entanto, de abrangência espacial e/ou temporal limitada (e.g. medições num único canal da Ria).

No presente estudo pretendeu-se adquirir um conjunto de dados de parâmetros físicos (salinidade e temperatura) e biológicos e químicos em toda a extensão da Ria de Aveiro, os quais permitem caracterizar sazonalmente os gradientes físicos e ecológicos. O presente artigo constitui a Parte II deste estudo, onde são analisadas a variação sazonal e longitudinal dos gradientes ecológicos. Adicionalmente é ainda discutida uma zonação longitudinal ecológica da Ria baseada nos gradientes salinos medidos e na caracterização do zooplâncton de LEANDRO (2008) e da macrofauna bentónica de MOREIRA *et al.* (1993).

MATERIAL E MÉTODOS

A zona de estudo, Ria de Aveiro, é descrita detalhadamente na Parte I. As campanhas de campo para a caracterização biológica e química da Ria de Aveiro decorreram em simultâneo com as campanhas de caracterização física, as quais são também descritas detalhadamente na Parte I. A estratégia básica de amostragem consistiu na realização de campanhas sazonais para obtenção de perfis longitudinais e transversais das propriedades hidrológicas dos quatro canais principais da Ria de Aveiro (Canal de Mira, Canal de Ílhavo, Canal de Ovar e Rio Vouga), em condições

Tabela 2: Classificações bióticas baseadas em tolerâncias à salinidade (baseado em WOLF *et al.*, 2009; salinidade entre parênteses).

Salinidade	REMANE, 1969; REMANE e SCHLIEPER, 1971	GIERE e PFANNKUCHE, 1982	MCLUSKY e ELLIOT, 2004	WOLF *et al.*, 2009
0	Estenohalinos limnobiônticos (0-≤0.5)	Límnicos (0-≈5)	Migrantes	Límnicos (0)
			Organismos oligohalinos (0-≤5)	Límnicos, toleram sal (0-≤0.5)
	Eurihalinos limnobiônticos (0-≤8)	Espécies eurihalinas límnicas (0-≤18)		Eurihalinos límnicos (0-≤10)
	Espécies endémicas de águas salobras (0.5-≤35; 3-≤18)	Espécies eurihalinas oportunistas (≈3-≤21)	Organismos estuarinos endémicos (5-18)	
		Espécies endémicas de águas salobras (≈3-≈21)		Espécies de águas salobras 0.5-≤30)
	Espécies marinhas eurihalinas (≥3-35)	Espécies marinhas eurihalinas (≈7-<30)	Organismos marinhos eurihalinos (18.5-≤25)	Marinhas eurihalinos (0.5-≤35)
40	Organismos marinhos estenohalinos (30-35)	Espécies marinhas estenohalinas (≤25)	Organismos marinhos estenohalinos (≤25)	
▼	Holoeurihalino (≥0-<40)			Holoeurihalino (≥0-<40)

aproximadamente de meia-enchente em cada ponto de amostragem, durante marés de amplitude média. As campanhas decorreram nos seguintes períodos: Outono (Outubro/2000), Inverno (Novembro e Dezembro/2000), Primavera (Março e Abril/2001) e Verão (Junho/20001). A amostragem foi executada de jusante para montante, nas estações indicadas na Figura 1.

No que se refere à caracterização dos gradientes ecológicos foram realizadas medições *in situ* de oxigénio dissolvido (sondas WTW calibradas antes do início de cada dia de amostragem), material em suspensão (D&A OBS3) e intensidade luminosa (quantómetro Licor LI-189) ao longo da coluna de água, a intervalos de 1 m de profundidade. Foram ainda colhidas amostras de água a meio da coluna de água para medições de nutrientes inorgânicos, carbono orgânico dissolvido (COD), carbono orgânico particulado (COP) e clorofila.

As amostras de água para a medição de nutrientes inorgânicos (amónia, nitrito, fosfato e silicato) foram imediatamente filtradas usando filtros MSI Acetate Plus de 450 µm. A água filtrada foi armazenada em garrafas de PVC a -20º C até à análise, exceptuando a água para análise de fosfato que foi mantida em garrafas de vidro a 4º C. As análises de nutrientes foram feitas com um auto-analisador Alliance Evolution II de acordo com os métodos recomendados no manual do equipamento.

A clorofila foi estimada fluorimetricamente após filtração de três sub-amostras de 0.5 L através de filtros Whatman GF/C e extracção em acetona fria a 90% (v/v) durante cerca de 18 h.

Interpolação de Campos Horizontais

Os campos horizontais de oxigénio dissolvido foram interpolados a três profundidades distintas (superfície, meia-água e fundo), para cada uma das estações do ano. Foram ainda interpolados os campos horizontais de clorofila *a* para cada uma das estações do ano, e de nutrientes para o Outono de 2000 e o Verão de 2001. Dado que para estes últimos parâmetros não se observou variabilidade vertical significativa, na interpolação consideraram-se os valores médios verticais A metodologia seguida foi idêntica à adoptada na caracterização física e consistiu numa análise inicial e preparação dos perfis verticais previamente medidos, organizando-os por latitude, longitude e valor da grandeza. Posteriormente efectuou-se uma interpolação espacial de valores para a totalidade da Ria de Aveiro, utilizando o Método Ordinário de Kriging (CRESSIE, 1993) e considerando um modelo isotrópico de variograma linear com um erro na variância igual a zero.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Gradientes Espaciais e Variabilidade Sazonal

Nas Figuras 2 a 7 apresentam-se mapas horizontais de concentrações sazonais de oxigénio dissolvido, clorofila *a*, amónia, nitritos, fosfatos e silicatos estabelecidos a partir da interpolação dos valores amostrados. Para a variação da concentração de oxigénio dissolvido apresentam-se resultados a três profundidades: superfície, meia-água e fundo.

Oxigénio dissolvido: O padrão de variação sazonal do oxigénio dissolvido (Figuras 2-4) é caracterizado por valores globalmente inferiores ou iguais a 10 mg/l em todos os períodos. O valor máximo observado é de 10,61 mg/l no Outono (canal de S. Jacinto, Out2000), sendo o valor mínimo de 5,90 mg/l no Verão (canal de Ílhavo, Jun2001). O perfil de variação espacial é, em geral, idêntico ao longo dos canais. Uma das excepções observa-se no canal de Ílhavo, no período de Verão, com um decréscimo da concentração para montante. A variação vertical é caracterizada por concentrações ligeiramente mais elevadas à superfície, possivelmente relacionadas com as trocas entre a coluna de água e a atmosfera. Esta situação é mais evidente no período de Verão, no canal de Ílhavo.

Clorofila *a*: A concentração de clorofila *a* (Figura 5) varia segundo um padrão sazonal evidente, com concentrações mais elevadas nos períodos de Primavera (Mar/Abr2001) e Verão (Jun2001). Nestes períodos as condições ambientais são mais favoráveis para a produção fitoplanctónica, o que conduz às concentrações mais elevadas observadas. Os valores médios (mínimos e máximos, entre parênteses) nestes períodos são, respectivamente, de 6.68 µg/l (1,03-31,20 µg/l) e 8.77 µg/l (4,65-14,40 µg/l). Na Primavera, as concentrações mais elevadas ocorrem a montante do canal de S. Jacinto e no Verão a montante do canal de Mira. No período de Inverno (Nov/Dez2001) as concentrações de clorofila *a* atingem o valor mínimo de 0,22 µg/l. O padrão de variação espacial caracteriza-se pelo aumento tendencial das concentrações para montante ao longo dos canais da Ria. Globalmente as concentrações mais baixas ocorrem próximo da embocadura, devido à maior influência marinha.

Nutrientes: A estrutura horizontal da concentração de nutrientes é apresentada nas Figuras 6 e 7. As concentrações de amónia são mais elevadas no Outono (Out2000) relativamente ao Verão (Jun2001) e evidenciam uma correlação negativa entre a concentração deste nutriente e a menor produtividade fitoplanctónica. Desta forma, observam-se menores concentrações deste nutriente quando as concentrações de clorofila *a* são mais elevadas, o que indica o seu consumo pelo fitoplâncton. A concentração máxima, de 40 µM NH_4^+, é observada a montante do canal de Mira, onde existe um gradiente longitudinal acentuado no Outono, com um aumento das concentrações de jusante para montante. No canal de Ílhavo são também observadas concentrações elevadas da ordem de 25 a 35 µM NH_4^+. Durante o Outono, o padrão longitudinal é observado em todos em todos os canais, existindo uma maior uniformidade no período de Verão (concentrações geralmente inferiores a 100 µM NH_4^+).

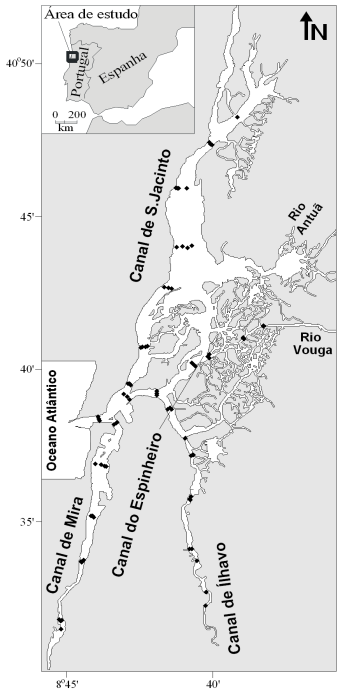


Figura 1: Mapa da Ria de Aveiro, com as estações de amostragem assinaladas com um losango preto.

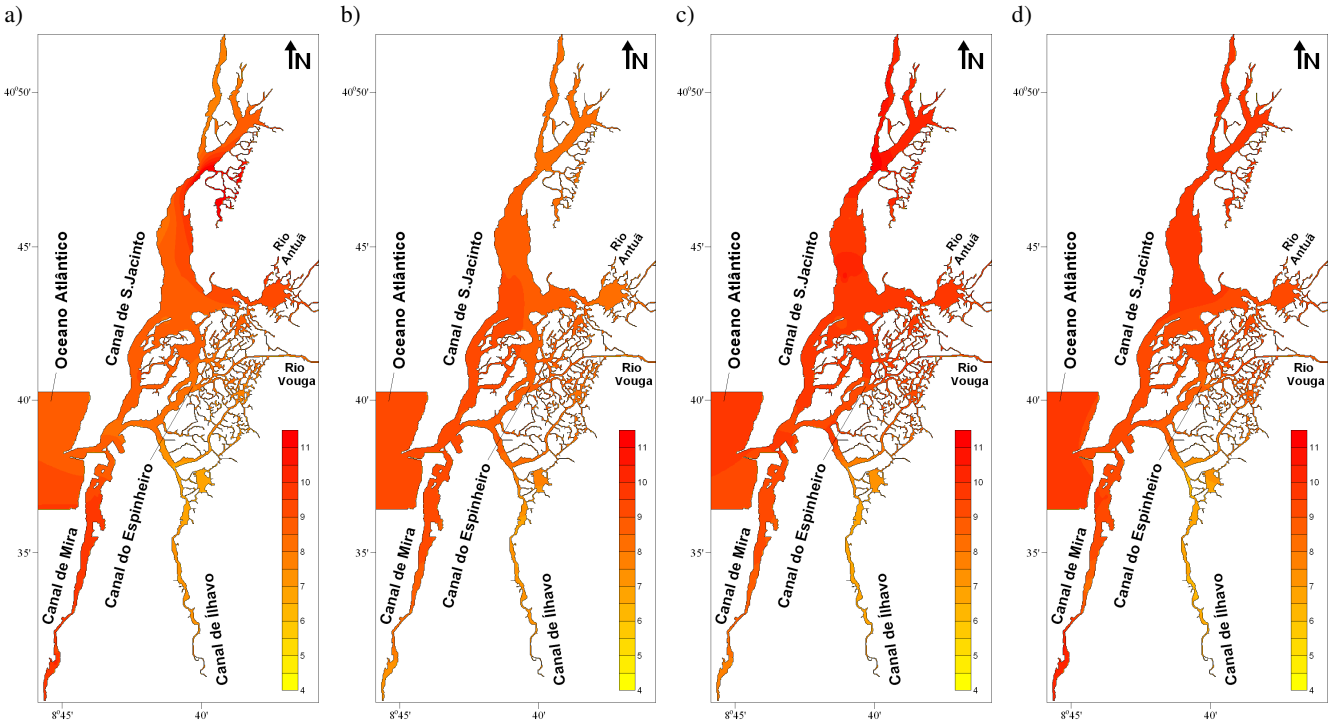


Figura 2: Estrutura horizontal do oxigénio dissolvido (mg/l) interpolada para a camada superficial da Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

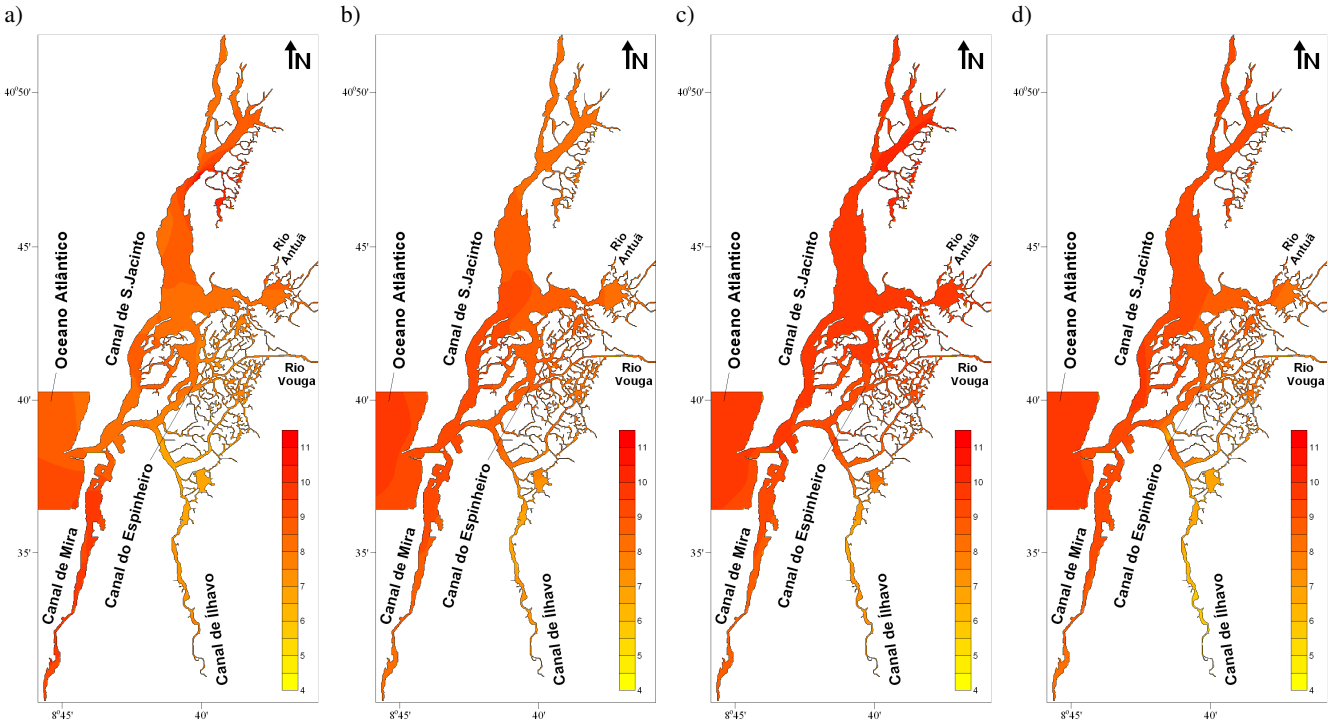


Figura 3: Estrutura horizontal do oxigénio dissolvido (mg/l) interpolada para a camada intermédia da Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

Os nitritos apresentam, à semelhança da amónia, uma variabilidade espacial relevante, com concentrações mais elevadas a montante. Embora as concentrações tendam a ser ligeiramente mais elevadas no Outono (Out2000), o valor máximo (114,6 µM NO_2^-) é observado no Verão a montante do canal de Ílhavo. Este facto poderá estar associado ao menor caudal fluvial deste período, o qual poderá traduzir-se num aumento da concentração. As concentrações mais elevadas de fosfatos são também observadas no Outono (Out2000). Durante este período, as concentrações variam entre 2,0 a 9,9 µM PO_4^{3-}, sendo o valor máximo observado a montante do canal de Mira. No Verão as concentrações são geralmente inferiores a 3,0 µM PO_4^{3-}, sendo o

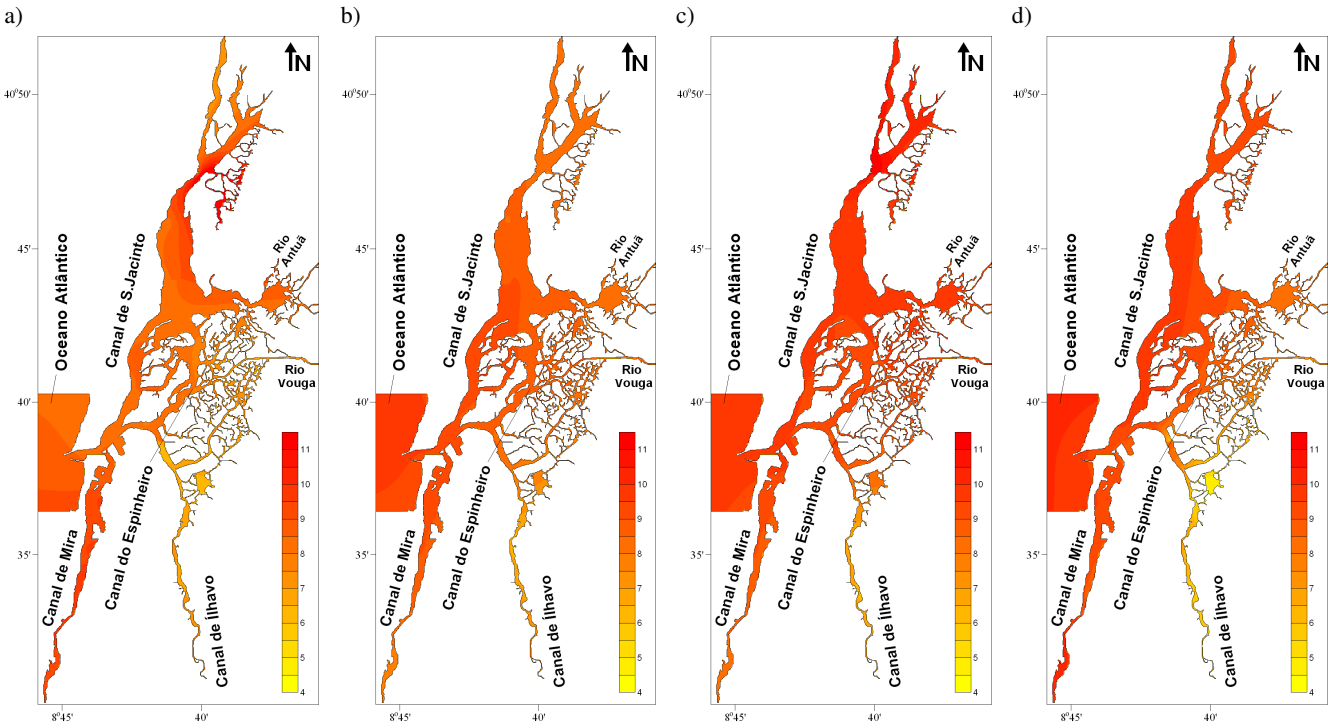


Figura 4: Estrutura horizontal do oxigénio dissolvido (mg/l) interpolada para a camada de fundo da Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

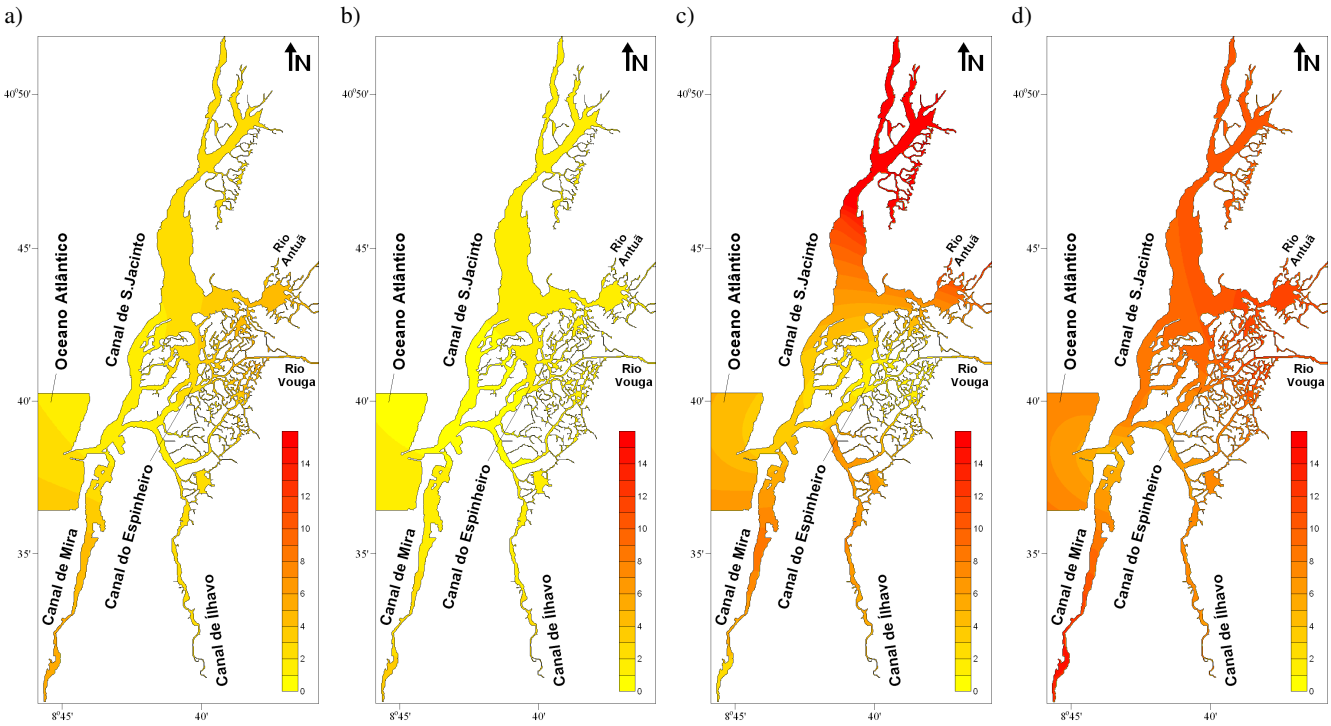


Figura 5: Estrutura horizontal da clorofila *a* (µg/l) na Ria de Aveiro para cada estação do ano: a) Outono de 2000; b) Inverno de 2000; c) Primavera de 2001; d) Verão de 2001.

As concentrações de silicatos variam entre valores de cerca de 20 a 200 µM SiO_2 O valor máximo é observado no canal de Mira a montante no Outono (Out2000). Tal como para a amónia e para os fosfatos, a variação sazonal de silicatos evidencia um consumo deste nutriente nos períodos de maior produtividade fitoplanctónica. O padrão de variação espacial é semelhante ao dos outros nutrientes analisados, com um gradiente longitudinal de jusante para montante mais acentuado no Outono.

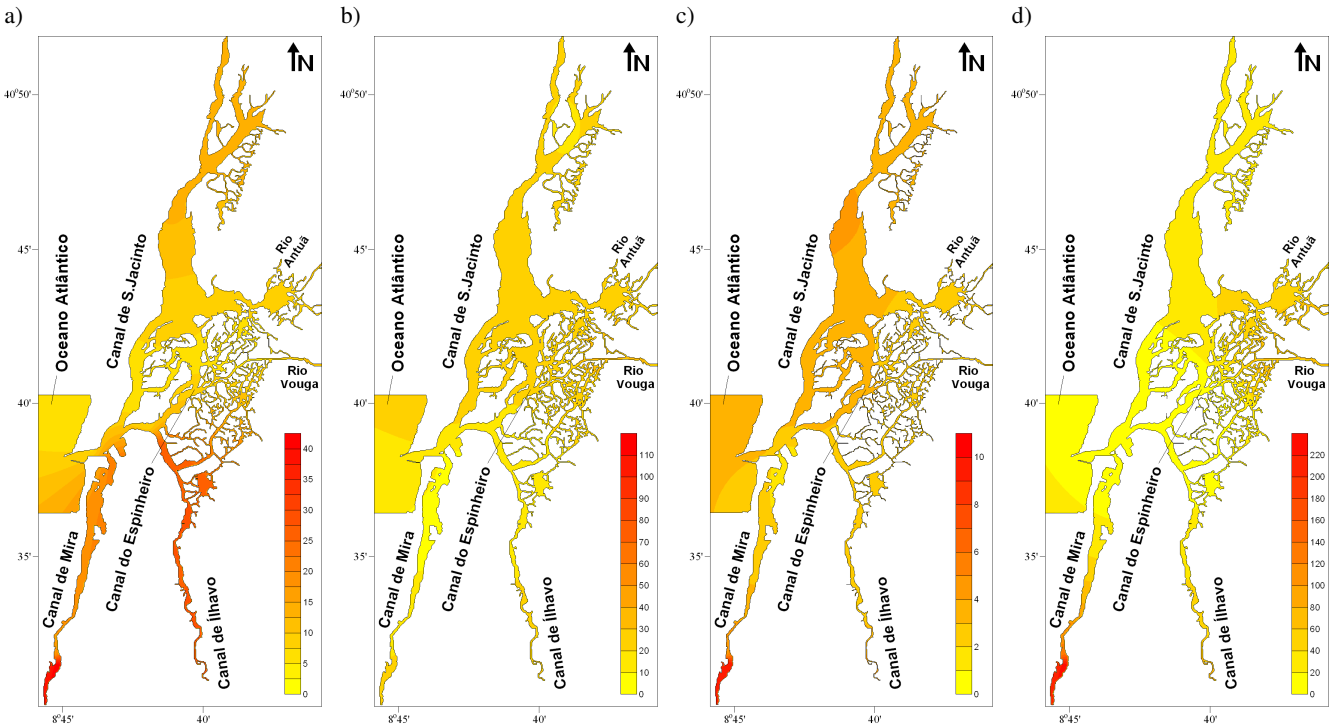


Figura 6: Estrutura horizontal dos nutrientes na Ria de Aveiro no Outono de 2000 (µM): a) amónia, b) nitritos, c) fosfatos e d) silicatos.

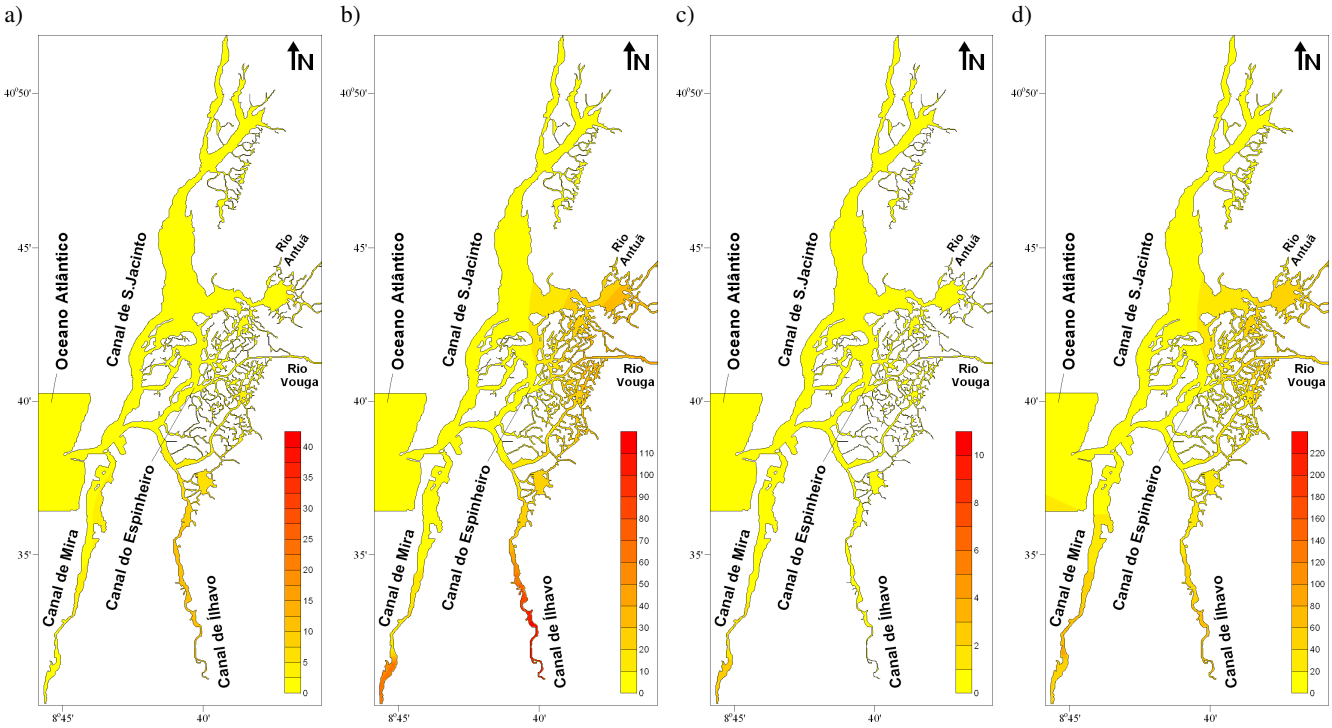


Figura 7: Estrutura horizontal dos nutrientes na Ria de Aveiro no Verão de 2001 (µM): a) amónia, b) nitritos, c) fosfatos e d) silicatos.

Zonação Longitudinal Ecológica

O estudo da distribuição espacial de diversas propriedades físicas, químicas e biológicas da coluna da água da Ria de Aveiro apresentado em DIAS *et al.* (este volume) e no presente trabalho evidencia, como seria de esperar, a complexidade dos padrões espaciais, fruto da complexidade geomorfológica da Ria, bem como a sua forte variabilidade sazonal. Nesta secção apresenta-se uma análise explorativa das variações da distribuição do zooplâncton e da macrofauna bentónica na Ria de Aveiro, baseada na descrição dos gradientes ambientais da coluna de água. A discussão é realizada tendo como referencial os padrões de distribuição espacio-temporal do zooplâncton e da fauna bentónica no Canal de Mira, descritos por LEANDRO *et al.* (2007), LEANDRO

(2008) e MOREIRA *et al.* (1993). Note-se que a variação da salinidade depende da interacção entre os caudais fluviais e a maré, variando por isso a escalas temporais curtas (ciclo de maré) e a escalas temporais mais alargadas (variação sazonal dos caudais afluentes). Os fluxos de maré ocasionam nos estuários variações da distribuição longitudinal das comunidades planctónicas mas não das comunidades bentónicas, enquanto que sazonalmente se verificam variações no padrão de distribuição espacial dos dois tipos de comunidade. A análise apresentada baseia-se, assim, nas condições de salinidade medidas durante as campanhas e tem um carácter explorativo. Para os períodos das campanhas, os mapas de salinidade de acordo com as classes do Sistema de Veneza são apresentados na Figura 9 da Parte I (DIAS *et al.*, este volume).

Dada a variabilidade associada aos gradientes salinos e a ocorrência natural das populações, é também de referir que no presente estudo não se pretendem estabelecer limites físicos para a ocorrência de espécies ou comunidades, mas sim discutir a variação sazonal da extensão da ocupação das espécies de afinidade marinha, estuarina e limnética na Ria de Aveiro.

Zooplâncton: LEANDRO *et al.* (2007) estudou as variações sazonais de abundância, biomassa e produtividade zooplanctónica na Ria de Aveiro e identificou os copépodes como o grupo de zooplâncton mais abundante na Ria. Neste estudo, realizado entre 2000 e 2001, as maiores abundâncias de copépodes foram observadas no mês de Setembro. As produtividades mais elevadas foram obtidas em Junho e Setembro, estando os períodos de menor produtividade associados às épocas de precipitação mais elevada (e, consequentemente, salinidade inferior). LEANDRO (2008) estudou os padrões sazonais e longitudinais de *Acartia spp.* no canal de Mira entre Agosto de 2000 e Junho de 2002, tendo identificado três zonas: Zona 1 (Z1), que corresponde a estações de jusante e onde as abundâncias de *Acartia clausi* (espécie de afinidade marinha) são mais elevadas; Zona 2 (Z2), estuário médio, onde dominam as populações de *Acartia tonsa* (espécie de afinidade estuarina); e Zona 3 (Z3), com baixa abundância de copépodes.

A análise dos dados obtidos por LEANDRO (2008) permite verificar que, genericamente, nas três zonas identificadas e durante o período analisado a salinidade variou da seguinte forma:

Z1: 25-35 – zonas euhalina e polihalina inferior;
Z2: 25-5 – zonas polihalina média e mesohalina;
Z3: 5-0 – zonas oligohalina e limnética.

A correlação da abundância zooplanctónica com os factores ambientais realizada por LEANDRO (2008) evidenciou uma correlação negativa com a salinidade na Z1, a qual reflecte a advecção do zooplâncton de montante para jusante, sendo as respostas do zooplâncton a estas variações rápidas. Nas Z2 e Z3 o zooplâncton correlacionou-se positivamente com a temperatura. Nas Z1 e Z2 LEANDRO (2008) identificou uma forte variabilidade sazonal, enquanto na Z3 este padrão não foi evidente.

Os padrões de variabilidade identificados por LEANDRO (2008) sugerem, assim, uma resposta rápida do zooplâncton à variação das condições ambientais, nomeadamente das condições de circulação e termo-halinas. Deste modo, é expectável uma variação sazonal da distribuição das populações de zooplâncton ao longo da Ria em resposta às alterações das condições ambientais. Em particular, no que se refere, à salinidade estas alterações irão traduzir-se na advecção para montante e para jusante das populações. A extensão da advecção das populações dependerá temporalmente das condições de caudal fluvial e de maré, as quais irão influenciar a distribuição da salinidade na Ria.

Os dados obtidos nas presentes campanhas permitem identificar duas épocas contrastantes no que se refere à variação sazonal da salinidade na Ria. Nos períodos de Outono (Out2000) e Verão (Jun2001) observam-se salinidades mais elevadas ao longo de toda a extensão da Ria, as quais se devem aos caudais fluviais mais baixos – período seco. Inversamente, na Primavera (Mar/Abr2001) e no Inverno (Nov/Dez2001) os caudais fluviais mais elevados contribuem para salinidades inferiores ao longo da Ria – período chuvoso.

No período seco (Out2000 e Jun2001) as medições de salinidade realizadas evidenciaram uma extensão significativa das secções euhalinas e polihalinas inferiores, as quais abrangem a quase totalidade da área da Ria. Nas cabeceiras dos canais do Espinheiro, de Ílhavo e Mira observam-se salinidades inferiores a 25. A excepção é o canal de S. Jacinto, onde se observam salinidades superiores a 30 em toda a sua extensão durante o período de Outono (Out2000). Nestes períodos, devido aos menores caudais fluviais, existe, assim, uma tendência para a extensão para montante das populações de zooplâncton de afinidade marinha, ocupando a quase totalidade da área da Ria.

Nos períodos de Inverno (Nov/Dez2000) e Primavera (Mar/Abr2001) as salinidades apresentam valores significativamente inferiores. Nestes períodos uma maior extensão para jusante (entre as cabeceiras e cerca de metade da extensão dos vários canais) das zonas com salinidade inferior a 5 (secções limnéticas e oligohalinas). Deste modo, durante estes períodos poderá ocorrer tendencialmente uma situação de extensão para jusante das populações de afinidade estuarina, transportadas pelos caudais fluviais.

Macrofauna bentónica: MOREIRA *et al.* (1993) estudaram a evolução da macrofauna bentónica ao longo de um gradiente longitudinal no canal Mira. Os resultados deste estudo evidenciaram a ocorrência de três grupos principais de espécies: Grupo I (GI), dominado por espécies marinhas eurihalinas e polihalinas e que apresenta uma larga abundância no canal; Grupo II, limitado às zonas de jusante do canal e caracterizado por espécies polihalinas marinhas; e Grupo III, localizado nas secções de montante e constituído por espécies estuarinas e límnicas eurihalinas. Refira-se que a análise realizada por MOREIRA *et al.* (1993) se refere à distribuição média da macrofauna bentónica, não distinguindo variações sazonais. A análise destes dados permite identificar as seguintes classes de salinidade nas zonas onde ocorrem cada um dos grupos:

GII: 25-35 – zonas euhalina e polihalina inferior;
GI: 25-5 – zonas polihalina média e mesohalina;
GIII: 5-0 – zonas oligohalina e limnética.

De um modo geral, a distribuição da macrofauna bentónica é mais estável do que a das comunidades planctónicas. No entanto, a variação das condições sazonais poderá também induzir variações na distribuição destas comunidades, sobretudo associadas à variação dos limites montante ou jusante da distribuição das espécies. Assim, é comum nos estuários assistir-se a uma extensão para montante do limite superior da distribuição das espécies de afinidade marinha na estação seca, e uma extensão para jusante do limite inferior das espécies de afinidade dulçaquícola na estação pluviosa (ATTRILL e RUNDLE 2002).

Conforme referido anteriormente observam-se salinidades mais elevadas nos períodos de Outono (Out2000) e Verão (Jun2001). No canal de S. Jacinto, em particular, não existe um gradiente salino marcado durante o período de Outono, o que poderá indicar uma tendência para uma maior extensão para montante das comunidades típicas das zonas euhalina e polihalina. No período seco (Out2000 e Jun2001), nos restantes canais, observam-se gradientes salinos idênticos aos observados por MOREIRA *et al.* (1993) no canal de Mira. Assim, dada a analogia existente entre os padrões de salinidade existe uma tendência para uma ocupação semelhante à observada por MOREIRA *et al.* (1993) no canal de

Mira: populações bentónicas de maior afinidade marinha a jusante e uma transição para populações bentónicas de afinidade estuarina a montante. Nos períodos com precipitação mais elevada (Mar/Abr2001 e Nov/Dez2000) a tendência será para a maior ocupação a jusante de espécies de maior afinidade estuarina.

CONCLUSÕES

Na Ria de Aveiro observam-se variações sazonais e longitudinais dos parâmetros biológicos e químicos. As concentrações de clorofila *a* apresentam uma variabilidade sazonal significativa, sendo mais elevadas na Primavera e no Verão. Neste período as condições ambientais, nomeadamente a radiação solar, são mais favoráveis à produção fitoplanctónica. Esta tendência é inversa às dos nutrientes, nomeadamente a amónia, fosfatos e silicatos, evidenciando este facto o consumo dos mesmos pelas comunidades de fitoplâncton. Em termos longitudinais ocorrem gradientes ao longo dos vários canais, normalmente com concentrações mais elevadas a montante, o que mostra uma tendência para origem fluvial de cargas mais elevadas, em particular, de nutrientes.

No que se refere à zonação longitudinal do zooplâncton e da macrofauna bentónica, existirá também uma tendência para a variação sazonal da extensão ocupada pelas populações para montante e para jusante. Estes gradientes serão marcados por uma maior extensão para montante das áreas ocupadas por populações de afinidade marinha durante os períodos de salinidade mais elevada (Verão e Outono). Nos períodos de maior caudal fluvial (Inverno e Primavera) é previsível uma maior extensão para jusante das áreas ocupadas por populações de afinidade estuarina e dulçaquícola. Estes padrões devem ser considerados como tendências e não como limites físicos para a ocorrência das populações. A zonação ecológica detalhada de estuários baseada na salinidade deverá considerar a variabilidade temporal da salinidade ao longo do ciclo de maré e sazonalmente, devido à variação dos caudais fluviais.

De um modo geral, a ocorrência de fortes gradientes biológicos, físicos e químicos sazonais e longitudinais na Ria de Aveiro constitui um factor de extrema importância e complexidade no estudo da dinâmica ecológica do sistema. Os ecossistemas estuarinos podem ser considerados uma ecoclina, apresentando uma variação gradual das comunidades ao longo do gradiente de salinidade caracterizada por uma gama heterogénea de estados transicionais (ATTRILL e RUNDLE 2002). Este padrão deve ser considerado no estabelecimento de programas de investigação, monitorização e gestão deste ecossistema, e os dados recolhidos pelo projecto de Caracterização Sinóptica da Ria de Aveiro (ver também DIAS *et al.* neste volume) permitem estabelecer uma base referencial para estes programas.

AGRADECIMENTOS

A primeira autora foi co-financiada pela bolsa SFRH/BD/41033/2007 da FCT. A realização das campanhas contou com o apoio de um conjunto de pessoas às quais os autores agradecem: Ana Lúcia Tavares, Fábio Pereira, Luísa Pontes, Maria João Almeida, Rui Marques, Sizenando Abreu e Sónia Meireles.

LITERATURA CITADA

ATTRILL, M.J. e RUNDLE, S.D., 2002. Ecotone or Ecocline: Ecological Boundaries in Estuaries, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 929–936

CARRIKER, M. R., 1967. Ecology of estuarine benthic invertebrates: A perspective. In: LAUFF, G.H. (ed.), *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science 83:442–487.

CRESSIE, N.A.C., 1993. Statistics for Spatial Data - Revised Edition. New York: John Wiley & Sons, Inc. 900 p.

CUGIER, P.; BILLEN, G.; GUILLAUD, J.F.; GARNIER, J. e MÉNESGUEN, A., 2005. Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading, *Journal of Hydrology*, 304, 381-396.

DIAS, J.M.; RODRIGUES, M., LEANDRO, S.; MORGADO, F.; OLIVEIRA, A. e QUEIROGA, H., 2011. Caracterização Sinóptica dos Gradientes nos Canais da Ria de Aveiro. Parte I: Gradientes Físicos, este volume.

FERREIRA, J.G.; WOLFF, W.J.; SIMAS, T.C. e BRICKER, S.B., 2005. Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology?, *Ecological Modelling*, 187, 513-523.

LEANDRO, S.M., 2008. Environmental forcing of an estuarine gradient of zooplankton abundance and production, Aveiro: Universidade de Aveiro, Tese de Doutoramento.

LEANDRO, S.M.; MORGADO, F.; PEREIRA, F. e QUEIROGA, H., 2007 Temporal changes of abundance, biomass and production of copepod community in a shallow temperate estuary (Ria de Aveiro, Portugal), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(1-2), 215-222.

LOPES, C.B.; LILLEBØ, A.I.; DIAS, J.M.; PEREIRA, E.; VALE, C. e DUARTE, A.C., 2007. Nutrient dynamics and seasonal succession of phytoplankton assemblages in a Southern European Estuary: Ria de Aveiro, Portugal, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 71(3-4), 480-490.

MCLUSKY, D.S. e ELLIOTT, M., 2004. *The Estuarine Ecosystem – Ecology, Threats and Management*, Third Edition, Oxford University Press, 214 pp.

MOREIRA, M.H.; QUEIROGA, H.; MACHADO, M.M. e CUNHA, M.R., 1993. Environmental gradients in a Southern Europe estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal. Implications for soft bottom macrofauna colonization, *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27(2-4), 465-482.

MORGADO, F.; ANTUNES, C. e PASTORINHO, R., 2003. Distribution and patterns of emergence of suprabenthic and pelagic crustaceans in a shallow temperate estuary (Ria de Aveiro, Portugal), Acta Oecologica, 24(1), S205-S217.

NUNES, M.; COELHO, J.P.; CARDOSO, P.G.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C. e PARDAL, M.A., 2008. The macrobenthic community along a mercury contamination in a temperate estuarine system (Ria de Aveiro, Portugal), *The Total Environment*, 405(1-3), 186-194.

PAAVOLA, M.; OLENIN, S. e LEPPAKOSKI, E., 2005, Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas?, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, 738-750.

PAERL, H.W.; DYBLE, J.; MOISANDER; P.H., NOBLE, R.T.; PIEHLER, M.F.; PINCKNEY, J.L.; STEPPE, T.F.; TWOMEY, L. e VALDES, L.M., 2003. Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies, *FEMS Microbiology Ecology*, 46, 233-246.

SAMPAIO, L., 2001. Processo sucessional de recolonização dos fundos dragados da Ria de Aveiro após o desassoreamento: comunidades macrobentónicas, Aveiro: Universidade de Aveiro, Tese de Mestrado, 154 pp.

WOLF, B.; KIEL, E.; HAGGE, A.; KRIEG, H.-J. e FELD, C.K., 2009, Using the salinity preferences of benthic macroinvertebrates to classify running waters in brackish marshes in Germany, *Ecological Indicators*, 9, 837-847.

Circulação Residual, Transporte Lagrangiano e Distribuição de Sedimentos na Ria de Aveiro

J.F. Lopes[a] e J.M. Dias[a]
[a] CESAM, Departamento de Física
Universidade de Aveiro, Campus de Santiago
3810-193 Aveiro
{jflopes, joao.dias}@ua.pt

SUMÁRIO

Nos sistemas costeiros o transporte de sedimentos é um processo de longo prazo no tempo. A circulação e o transporte residual nesses sistemas é dominado pelas assimetrias da maré, mas a influência do vento e a contribuição dos rios é também relevante. Com o objectivo de estudar a circulação residual e a dinâmica sedimentar na Ria de Aveiro um sistema de modelos incluindo um modelo hidrodinâmico, descrevendo a circulação geral e residual e o transporte lagrangiano, assim como um modelo de transporte sedimentar foram implementados e aplicados à Ria de Aveiro. Os resultados evidenciam valores importantes do tempo de residência das partículas passivas em suspensão, para as áreas mais afastadas da laguna, quando comparado com os valores para as áreas próximas da embocadura. A concentração dos sedimentos em suspensão ao longo dos principais canais reflecte os padrões e as assimetrias da maré, mas o padrão dos ventos e a descarga fluvial contribuem em geral para aumentar a exportação dos sedimentos. A circulação lagrangiana e o cálculo dos tempos de residência de partículas passivas em suspensão na coluna de água permitem prever o destino dos sedimentos em suspensão na Ria de Aveiro. As trajectórias lagrangianas mostram que as partículas próximas da embocadura e situadas ao longo dos canais de S. Jacinto e Espinheiro escapam mais facilmente da laguna, tendência oposta relativamente às partículas situadas nas extremidades dos canais. O mapeamento obtido permitiu classificar a Ria de Aveiro em três principais domínios: (1) áreas próximas da embocadura, incluindo os canais de S. Jacinto e Espinheiro, onde se observam os mais baixos valores de tempo de residência (aproximadamente 1 dia); (2) as áreas centrais com valores variando entre 2 e 6 dias; (3) as cabeceiras dos canais com valores elevados, da ordem de duas semanas. O balanço sedimentar erosão-deposição claramente indica uma tendência de acumulação dos sedimentos nas áreas pouco profundas da laguna.

PALAVRAS CHAVE: *Sedimentos coesivos, Tempo de residência, Maré, Laguna*

INTRODUÇÃO

A circulação residual desempenha um papel importante no transporte de sedimentos e da matéria orgânica em sistemas lagunares costeiros, nomeadamente na sua exportação para o oceano. O transporte residual é em geral induzido por interacções não lineares entre o escoamento e a batimetria. Efeitos de atrito no fundo e a advecção da vorticidade geram também circulação residual (ZIMMERMAN, 1979). A geração de componentes sub-harmónicas da maré é um dos processos não lineares dominantes em zonas costeiras, resultante da interacção correntes/ topografia (LE PROVOST, 1991; LE PROVOST E FORNERINO, 1985; PARKER, 1991). Estes efeitos podem produzir alterações no regime médio das correntes e da elevação da superfície livre, assim como assimetrias enchente-vazante, afectando o transporte de longo prazo da matéria em suspensão e dissolvida, nomeadamente sal, poluentes e sedimentos. ALLEN *et al*., (1980), UNCLES e STEPHENS, (1989) e DRONKERS (1986), entre outros, mostraram que assimetrias nas correntes de maré, com a corrente de enchente excedendo a de vazante e os períodos de preia-mar excedendo os de baixa-mar, desempenham um papel essencial na re-suspensão dos sedimentos de fundo pelas correntes residuais, e como tal na formação de zonas de turbidez máxima (ZTM). Este efeito é amplificado nos períodos de marés vivas e mortas (CASTAING e ALLEN, 1981; GEYER *et al*., 2001). O transporte lagrangiano (DIAS (2001); DIAS *et al*. (2001; 2003)) permite determinar o destino de partículas através da estimativa das suas trajectórias prováveis, assim como os seus tempos de residência numa determinada área, sendo bastante útil para a interpretação do transporte sedimentar.

O objectivo principal deste trabalho consiste em estudar numericamente a influência dos principais forçamentos, nomeadamente, descarga fluvial, vento e maré, no transporte e destino dos sedimentos na Ria de Aveiro. Neste âmbito foram utilizados modelos hidrodinâmico e de transporte desenvolvidos para a Ria de Aveiro (DIAS *et al*., 2000a; DIAS, 2001) para avaliar o transporte de sedimentos e o destino da matéria em suspensão na laguna.

ÁREA DE ESTUDO

A Ria de Aveiro (Figura 1) é uma laguna costeira situada na costa Noroeste atlântica de Portugal (40º38'N, 8º45'W), medindo 45 km de comprimento e 10 km largura. Possui uma complexa geometria arborescente e muito irregular, formada por longos canais estreitos ramificando a partir da embocadura. A análise da sua batimetria (Figura 1) revela que a laguna é pouco profunda (profundidade média 1 m), com as zonas mais profundas situadas junto à embocadura, com profundidades superiores a 20 m.

A maré é o principal agente forçador da dinâmica lagunar, sendo caracterizada por periodicidades semi-diurna, diurna e quinzenal. A sua influência faz-se sentir até às extremidades mais afastadas dos canais (DIAS, 2001). O prisma de maré estimado junto à embocadura varia entre o valor máximo de 136.7×10^6 m^3 numa maré viva de amplitude máxima e 34.9×10^6 m^3 numa maré morta de amplitude mínima (DIAS, 2001). Nos diferentes canais, S. Jacinto, Espinheiro, Mira e Ílhavo observam-se valores de

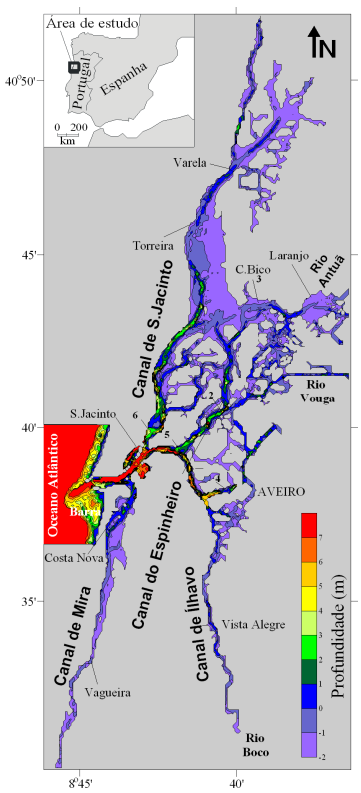


Figura 1: Batimetria da Ria de Aveiro com a respectiva localização geográfica e indicação das estações utilizadas neste estudo.

prisma de maré consideravelmente inferiores, respectivamente 35%, 26%, 14% e 10% do valor na embocadura (DIAS, 2001).

Os rios Antuã (caudal médio de 5 $m^3 s^{-1}$) e Vouga (caudal médio de 50 $m^3 s^{-1}$) constituem as principais fontes de água doce da Ria de Aveiro (DIAS *et al.*, 1999). Face aos valores médios destes caudais, a influência do forçamento fluvial é moderada em termos de circulação geral na laguna, mas espera-se uma contribuição não negligenciável na sua circulação residual.

A acção do vento, quer devido à tensão imposta na interface com a água, quer aos efeitos de geração de ondas, afectam a hidrodinâmica lagunar durante curtos períodos, induzindo correntes e processos de mistura na coluna de água.

A caracterização hidrológica da Ria de Aveiro (DIAS *et al.*, 1999; DIAS, 2001; DIAS *et al.*, 2000a; LOPES *et al.*, 2006; LOPES e DIAS, 2007) revela que, excluindo áreas junto à foz dos rios, a laguna pode ser considerada um sistema bem misturado verticalmente. Nestas condições, não se esperam efeitos significativos da circulação gravítica, uma vez que a mistura vertical contribui para a sua dissipação, sobretudo durante as marés vivas (WALTERS e GARTNER, 1985). Os mecanismos característicos de sistema bem misturados ou parcialmente estratificados (FISCHER, 1972), nomeadamente a advecção e a dispersão turbulenta são, portanto, os mais importantes no transporte de propriedades na Ria de Aveiro.

MODELOS HIDRODINÂMICO E DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

Os modelos hidrodinâmico e de transporte resolvem as equações da continuidade, movimento e transporte bidimensionais integradas na vertical (LEENDERTSE e GRITTON, 1971):

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t}+\frac{\partial (HU_1)}{\partial x_1}+\frac{\partial (HU_2)}{\partial x_2}=0$$

$$\frac{\partial U_1}{\partial t}+U_1\frac{\partial U_1}{\partial x_1}+U_2\frac{\partial U_1}{\partial x_2}-fU_2+g\frac{\partial \zeta}{\partial x_1}-\frac{\tau^s_{x_1}-\tau^b_{x_1}}{\rho H}-A_h\left(\frac{\partial^2 U_1}{\partial x_1^2}+\frac{\partial^2 U_1}{\partial x_2^2}\right)=0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t}+U_1\frac{\partial U_2}{\partial x_1}+U_2\frac{\partial U_2}{\partial x_2}+fU_1+g\frac{\partial \zeta}{\partial x_2}-\frac{\tau^s_{x_2}-\tau^b_{x_2}}{\rho H}-A_h\left(\frac{\partial^2 U_2}{\partial x_1^2}+\frac{\partial^2 U_2}{\partial x_2^2}\right)=0$$

$$\frac{\partial HC}{\partial t}+\frac{\partial (HU_1C)}{\partial x_1}+\frac{\partial (HU_2C)}{\partial x_2}-\frac{\partial (HD_{ij}\frac{\partial C}{\partial x_i})}{\partial x_j}=S_E-S_D$$

Onde U_1 e U_2 são respectivamente as componentes da velocidade da corrente integradas na vertical segundo as direcções x_1 (para este) e x_2 (para Norte), respectivamente:

$$U_1=\frac{1}{H}\int_{-h}^{\zeta}u_1 dz \qquad U_2=\frac{1}{H}\int_{-h}^{\zeta}u_2 dz \quad (2)$$

ζ é elevação da superfície, h a profundidade, $H=h+\zeta$ a profundidade total, t o tempo, f o parâmetro de Coriolis, g a aceleração da gravidade, ρ a densidade da água, A_h a viscosidade turbulenta, τ^s e τ^b a tensão do vento e a tensão de fundo devido ao efeito das correntes, respectivamente, D_{ij} o coeficiente de dispersão, e S_E e S_D correspondem, respectivamente, aos termos que incluem processos de erosão e de deposição. C é a concentração das partículas em suspensão, expressa em mg l^{-1}.

A tensão de fundo é proporcional do quadrado da velocidade:

$$\tau^b_{x_1}=\rho g\frac{U_1\left(U_1^2+U_2^2\right)^{1/2}}{C_Z^2} \qquad \tau^b_{x_2}=\rho g\frac{U_2\left(U_1^2+U_2^2\right)^{1/2}}{C_Z^2} \quad (3)$$

onde C_z é o coeficiente de Chezy:

$$C_Z=\frac{\sqrt[6]{h+\zeta}}{n} \quad (4)$$

e n o número de Manning para a rugosidade.

Os termos S_E e S_D incluem os processos físico-químicos que ocorrem na coluna de água, nomeadamente, a erosão, a deposição e a floculação.

A taxa de deposição obedece a seguinte formulação (KRONE, 1962; MEHTA, 1986):

$$S_D=W_S C_b\left(1-\frac{\tau^b}{\tau_{CD}}\right) \quad (5)$$

onde W_s é a velocidade de deposição em m s^{-1}, C_b a concentração de partículas junto ao fundo em mg l^{-1}, τ^b e τ_{CD} são, respectivamente, a tensão de fundo e a tensão crítica para deposição em N m^{-2}.

Em geral W_S não é constante mas depende da concentração (DYER, 1986):

$$W_S = k_1 C^m\,(1-k_2\,(C-C_{hs})^{ms}) \quad (6)$$

A taxa de erosão S_E reflecte a erosão pelas correntes e depende do grau do leito. HAYTER e MEHTA (1986) propuseram a seguinte expressão para leitos densos e consolidados:

$$S_E=E\left(\frac{\tau^b}{\tau_{CE}}-1\right) \quad (7)$$

onde E e τ_{CE} são, respectivamente, a erodabilidade do leito e a tensão crítica de erosão. Apenas ocorre erosão do fundo se τ^b é maior que τ_{CE} (PARCHURE e MEHTA, 1985).

Foram adoptados os valores de 20 $m^2 s^{-1}$ para A_h e de 100 m para o passo espacial em ambas as direcções espaciais. Os seguintes valores foram fixados para o modelo sedimentar, correspondendo à sua validação (LOPES *et al*., 2006): E = 2x10^{-5} kg $m^{-2}s^{-1}$, τ_{CE} = 0.2 N m^{-2} e τ_{CD} =0.1 N m^{-2} (DYER, 1986; 1995), k_1 =*0.00001* m s^{-1} $mg^{-1}l^{-1}$ e C_{hs} = 1000 mg l^{-1}. DYER (1986) sugeriu os seguintes valores: *m*=1.0, *ms*=4.65. Como *C* é sempre inferior a C_{hs}, k_2 foi considerado nulo.

As equações (1) foram discretizadas usando o método ADI (Alternating Direction Implicit) numa grelha deslocada espacialmente (LEENDERTSE e GRITTON, 1971; DIAS, 2001). Definindo as condições iniciais e fronteira torna-se possível resolver este conjunto de equações, que descrevem a circulação no domínio computacional. Na fronteira aberta oceânica é imposta a condição dinâmica relativa às alturas de água obtidas a partir de valões predeterminados dos constituintes harmónicas da maré. Valores constantes para o caudal dos rios foram impostos nas fronteiras correspondentes à foz dos rios. As condições iniciais assumem a superfície do domínio computacional completamente horizontal e velocidades nulas em todos os seus pontos. Foi ainda imposta a condição de velocidade nula ao longo das fronteiras sólidas. As zonas de espraiados de maré são resolvidas usando uma condição de continuidade da massa. Uma célula computacional ao ficar 'seca' ou 'molhada' é retirada ou introduzida no domínio computacional, respectivamente, verificando-se obrigatoriamente a conservação da massa (DIAS, 2001; DIAS *et al*., 2000a; DIAS e LOPES, 2006a,b). A equação de transporte usa o método FCT (Flux Corrected Transport) para a resolução do termo advectivo (LEONARD, 1979).

CIRCULAÇÃO RESIDUAL

A circulação residual $[U_r,V_r]$ é calculada a partir dos valores da velocidade $[U,V]$ calculados numericamente através da resolução da Equação 1. $[U,V]$ podem ser decompostas na soma de um termo representando a contribuição da maré $[U_t,V_t]$ e de um termo representando a contribuição residual $[U_r,V_r]$:

$$[U,V]=[U_t,V_t]+[U_r,V_r] \qquad (8)$$

Existem duas abordagens numéricas diferentes para determinar a circulação residual:

- Filtrando ou calculando a média temporal da solução transiente;
- Calculando explicitamente as velocidades residuais, a partir da média temporal das equações.

HEAPS (1978) mostrou a aplicabilidade do primeiro métodos para a determinação das velocidades residuais:

$$[U_r,V_r]=\frac{1}{T}\int_{-T/2}^{T/2}[U,V]dt \qquad (9)$$

onde T é o período da maré, que representa o período de corte no operador média temporal, permitindo filtrar a maior parte da variabilidade temporal induzida pela maré.

TRANSPORTE LAGRANGIANO

A descrição lagrangiana permite descrever a trajectória provável de um grupo seleccionado de partículas a partir do conhecimento da velocidade prevista pelo modelo hidrodinâmico para cada célula de cálculo.

Partindo da posição inicial $\vec{X}_i^0(x_{10},x_{20})$ de uma particular genérica *i*, animada da velocidade $\vec{U}_i(\vec{X}_i^n,t)$, a sua posição pode ser calculada iterativamente em cada instante a partir da integração da seguinte equação:

$$\frac{d\vec{X}_i^n}{dt}=\vec{U}_i(\vec{X}_i^n,t) \qquad (10)$$

Efectuando a sua integração obtém-se a posição da partícula ao longo do tempo. O integral temporal é resolvido a partir do esquema de Runge-Kutta de quarta ordem:

$$\vec{X}_i^{n+1}(x_{10},x_{20})=\vec{X}_i^n(x_{10},x_{20})+\frac{\vec{K}_{1i}}{6}+\frac{\vec{K}_{2i}}{3}+\frac{\vec{K}_{2i}}{3}+\frac{\vec{K}_{4i}}{6} \qquad (11)$$

Os coeficientes de Runge-Kutta são calculados a partir das seguintes equações:

$$\begin{aligned}
\vec{K}_{1i}&=\vec{U}_i\left[\vec{X}_i^n(x_{10},x_{20}),t\right]*\Delta t\\
\vec{K}_{2i}&=\vec{U}_i\left[\vec{X}_i^n(x_{10},x_{20})+\frac{\vec{K}_{1i}}{2}),t+\frac{\Delta t}{2}\right]*\Delta t\\
\vec{K}_{3i}&=\vec{U}_i\left[\vec{X}_i^n(x_{10},x_{20})+\frac{\vec{K}_{2i}}{2},t+\frac{\Delta t}{2}\right]*\Delta t\\
\vec{K}_{4i}&=\vec{U}_i\left[\vec{X}_i^n(x_{10},x_{20})+\frac{\vec{K}_{3i}}{2},t+\frac{\Delta t}{2}\right]*\Delta t
\end{aligned} \qquad (12)$$

Onde Δt é o mesmo passo de integração do modelo hidrodinâmico, e $\vec{U}_i(\vec{X}_i^n,t)$ a velocidade euleriana prevista pelo modelo para célula de cálculo.

Como o modelo hidrodinâmico é integrado numa grelha espacial e as partículas são livres de se moverem para qualquer célula, no cálculo da posição específica de uma dada partícula a velocidade euleriana deve ser previamente interpolada para cada posição instantânea. Esta interpolação é efectuada calculando, para cada posição, a média das velocidades das quatro células da malha mais próximos, ponderada pelo inverso da distância desses pontos à posição da partícula (DIAS, 2001; DIAS *et al*., 2001; DIAS *et al*., 2003).

RESULTADOS

Circulação Residual

A circulação residual foi calculada para a Ria de Aveiro considerando vários forçamentos: maré, ventos característicos, caudal fluvial (LOPES *et al*., 2006; LOPES E DIAS, 2007).

Circulação residual induzida pela maré: O modelo hidrodinâmico foi forçado considerando uma maré semi-diurna M_2 (período de 12h25m) de amplitude 0.96 m, representando a maré na embocadura da Ria de Aveiro.

Na Figura 2 está representado campo da velocidade instantânea para a Ria de Aveiro, numa situação de enchente e vazante. A velocidade da corrente apresenta os maiores valores ao longo dos canais de S. Jacinto e do Espinheiro, e dos confinamentos dos canais, nomeadamente Varela e Laranjo.

A circulação residual induzida pela maré apresentada na Figura 3a) tem uma ordem de grandeza duas vezes inferiores à das correntes de maré. Constata-se que a corrente residual é de vazante, sendo mais intensa na primeira metade dos canais de S. Jacinto e do Espinheiro. Esta propriedade reflecte as propriedades características da hidrodinâmica lagunar: assimetria da maré, com domínio de vazante, especialmente na metade jusante dos canais da laguna.

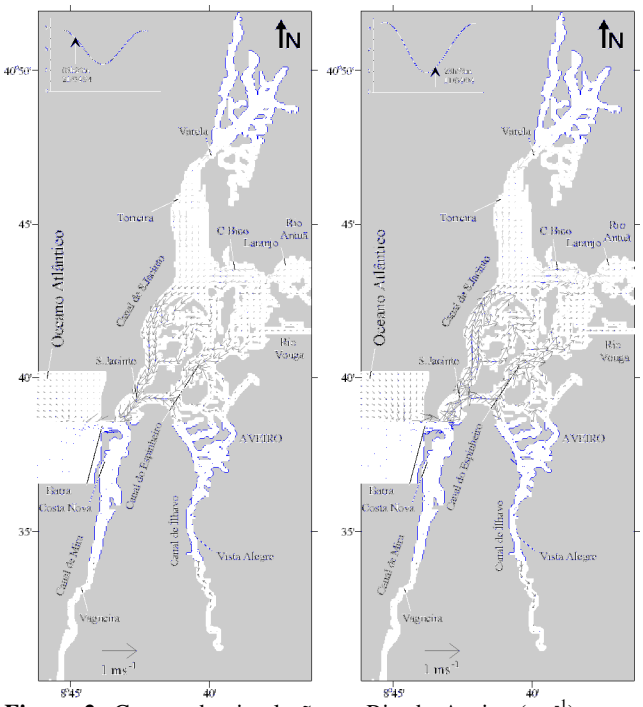


Figura 2: Campo da circulação na Ria de Aveiro (ms^{-1}) numa situação de maré viva: a) Situação de vazante; b) Situação de enchente.

Circulação residual induzida pelos caudais fluviais:

Foi simulada uma situação correspondente a caudais fluviais significativos, característica de uma situação de início de Primavera ou final de Outono. O caudal imposto para os rios Vouga, Antuã Boco foi, respectivamente, 350 m^3/s, 35 m^3/s and 2 m^3/s. Na extremidade do canal de Mira impôs-se uma descarga fluvial de 35 m^3/s.

A Figura 3b) representa uma situação de circulação residual induzida pelos caudais fluviais, evidenciando uma situação em que a corrente residual é pouco intensa e de vazante, contribuindo para uma exportação de água e propriedades pelo estuário. As correntes residuais apresentam os seus maiores valores na bacia do Laranjo e ao longo do canal de Espinheiro, devido à influência da descarga fluvial dos rios Antuã e Vouga. Desta análise pode-se ainda evidenciar o estabelecimento de dois ramos distintos: a corrente residual de vazante ao longo do canal de Espinheiro, induzida pelo rio Vouga; a corrente residual originada pelo rio Antuã, menos intensa que a anterior, fluindo inicialmente para oeste, atingindo o canal de S. Jacinto, flectindo para Sul e continuando ao longo deste canal até a embocadura. Uma componente menos intensa flecte para Norte em direcção à Torreira e Varela, reflectindo a situação de baixa profundidade desta área. Os canais de Mira e Ílhavo apresentam também valores baixos de correntes residuais de vazante.

Circulação residual induzida pelo vento:

- *Vento de N e NW:* Os ventos mais frequentes na costa de Aveiro durante a Primavera, Verão e por vezes o Outono são de N e NW. Assim, o modelo hidrodinâmico foi forçado com ventos de N com a intensidade de 16.9 km/h para caracterizar a situação de Primavera e com 13.1 km/h de intensidade para caracterizar a situação de Outono, e com ventos de NW com intensidade de 14.7 km/h para caracterizar a situação de Verão (DIAS, 2001, DIAS *et al.*, 2000b). Estes ventos induzem correntes residuais para montante ao longo do canal de S. Jacinto, fluindo ao longo da fronteira Oeste do canal em direcção à Torreira (Figura 3c, d, e). Observam-se também correntes de Sul, com origem na zona da Varela e Torreira, e fluindo inicialmente ao longo da costa Este, flectindo posteriormente em direcção à bacia do Laranjo. Ao longo do canal do Espinheiro estabelecem-se também correntes residuais de vazante. Observam-se também alguns vórtices residuais em zonas específicas da laguna, resultantes da interacção das correntes induzidas pelo vento com a geomorfologia lagunar. Nomeadamente, o vórtice anti-ciclónico localizado a montante no canal de S. Jacinto parece ser formado pela confluência de duas correntes: a corrente para Norte fluindo ao longo do canal de S. Jacinto e a corrente fluindo para Sul proveniente de Torreira. Em S. Jacinto a complexidade da geometria da região parece gerar um vórtice anti-ciclónico. Deve-se referir que a corrente residual de enchente fluindo ao longo do canal de S. Jacinto e que a corrente residual de vazante fluindo ao longo do canal do Espinheiro podem também contribuir para a geração e reforço deste vórtice. No canal de Mira observa-se um turbilhão anti-ciclónico próximo de Costa Nova e uma corrente residual de enchente a partir deste local.

- *Vento de S e SE:* Foram efectuadas simulações considerando o forçamento por ventos de S e SE com intensidade de 14.7 km/h, característicos do Inverno na região costeira de Aveiro (DIAS, 2001, DIAS *et al.*, 2000). Esses ventos induzem correntes residuais de vazante, com origem na zona intermédia do canal de S.Jacinto (Torreira), fluindo em direcção à embocadura ao longo do canal de S. Jacinto (Figura 3f). Induzem também uma corrente residual com origem na bacia do Laranjo, fluindo posteriormente para Oeste e flectindo para Norte em direcção à Torreira. Uma outra corrente residual de Nordeste flui ao longo do canal do Espinheiro em direcção à embocadura. Como no caso do forçamento de vento de N e NW, observa-se um vórtice localizado a Norte do canal de S. Jacinto, mas ciclónico. Este vórtice parece ter origem na confluência das correntes residuais de vazante com origem no canal de S.Jacinto e na bacia do Laranjo, descritas anteriormente. Em S. Jacinto, observa-se também um vórtice ciclónico. Neste caso a corrente residual de enchente fluindo ao longo do canal do Espinheiro e a corrente residual de vazante fluindo ao longo do canal de S. Jacinto contribuem para reforçar a intensidade deste vórtice. No canal de Mira, junto da Costa Nova, observa-se um vórtice ciclónico e uma corrente residual de vazante fluindo a partir da extremidade do canal.

Tempo de Residência

O tempo de residência foi definido por DRONKERS e ZIMMERMAN (1982) como sendo ‘‘o tempo que uma partícula de fluido leva para abandonar uma laguna em direcção ao mar’’. O conhecimento do tempo de residência permite quantificar a heterogeneidade na distribuição de partículas num estuário ou laguna e o tempo que elas passam num determinado sistema aquático (MONISMITH, 2002). Foi com este objectivo que se determinou o tempo de residência para a Ria de Aveiro, ou seja, para melhor conhecer o destino das partículas em suspensão. O tempo de residência foi calculado a partir do modelo lagrangiano previamente descrito (DIAS, 2001; DIAS *et al.*, 2000b; 2001; 2003).

Na Figura 4 é representado o tempo de residência para a Ria de Aveiro, determinado a partir da média de 12 simulações considerando partículas emitidas com um intervalo horário, de modo a que o seu valor final seja independente do momento de libertação das partículas.

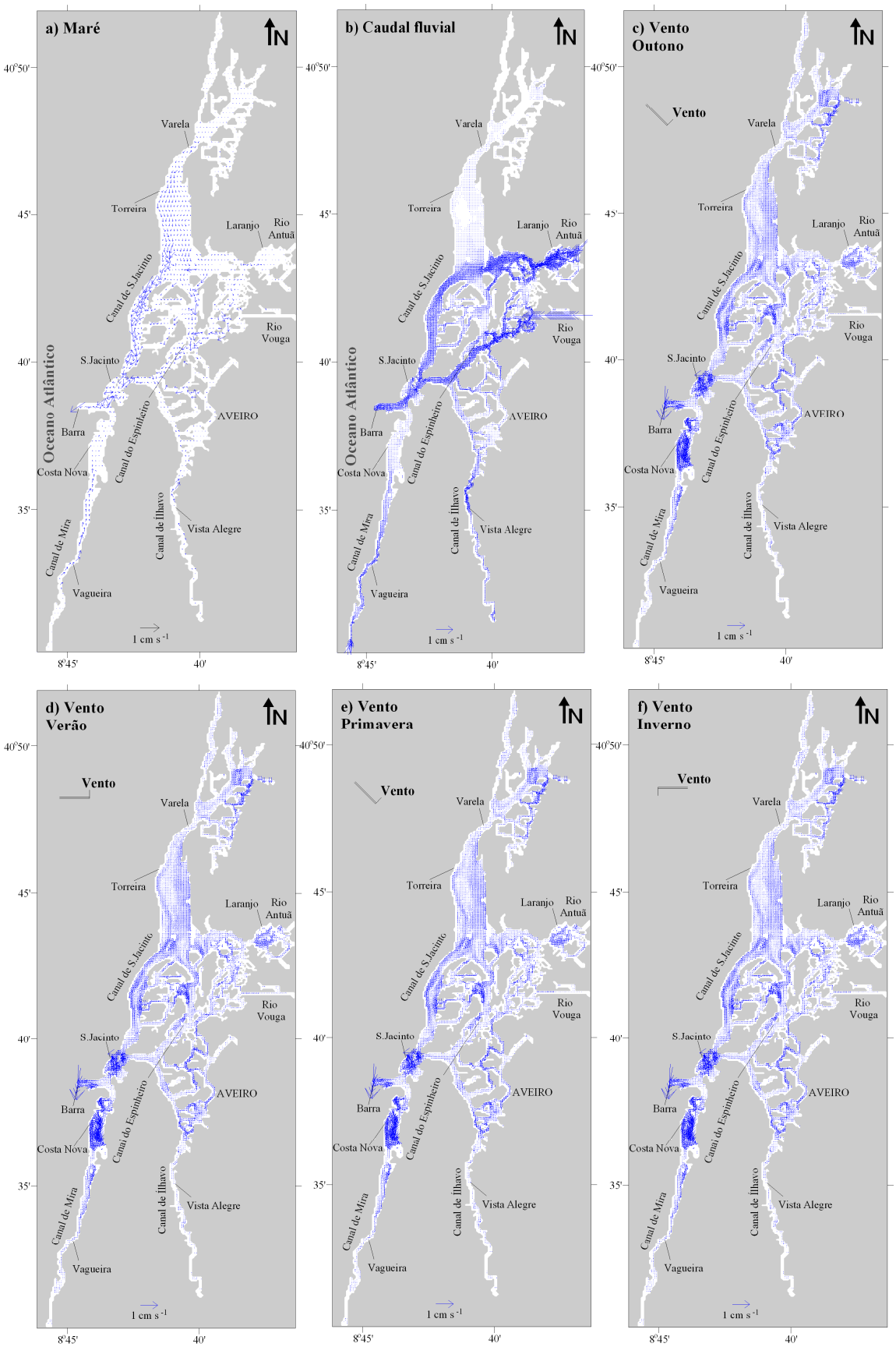


Figura 3: Circulação residual induzida pela maré (a), caudal fluvial (b) e por ventos característicos de cada estação do ano (c a f).

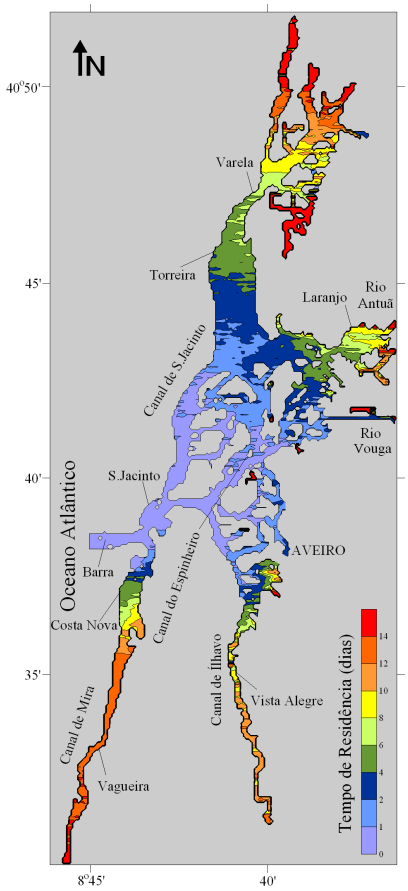


Figura 4: Tempo de residência para a Ria de Aveiro.

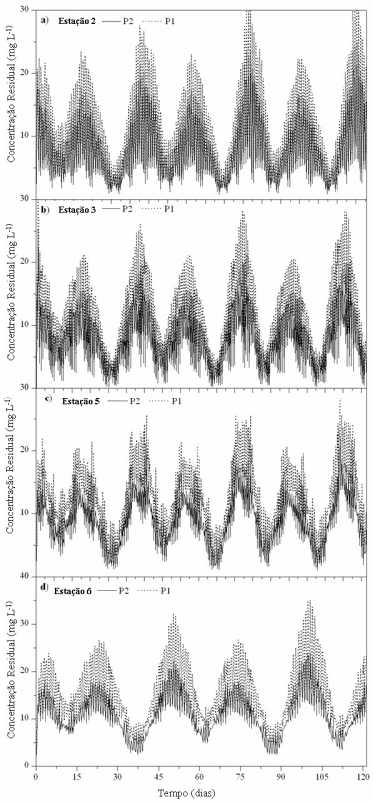


Figura 5: Evolução temporal da concentração de sedimentos coesivos em suspensão (mg L^{-1}) para as estações indicadas na Figura 1, para diferentes dimensões dos sedimentos: P1) 0.15 mm; P2) 0.25mm (considerando apenas o forçamento pela maré).

As partículas foram posicionadas numa célula computacional e libertas em seguida, sendo a trajectória seguida durante 14 dias ou até que as mesmas fossem emitidas para o oceano adjacente, permitindo a determinação dos tempos de residência para cada zona da laguna. Analisando os resultados obtidos pode dividir-se o domínio em três áreas principais: (1) a área próxima da embocadura da laguna, que inclui S. Jacinto e a zona Sul do canal do Espinheiro, com valores baixos de tempo de residência (aproximadamente 1 dia); (2) a área central da laguna, com valores intermédios de tempo de residência (aproximadamente 2 a 6 dias); (3) as áreas correspondentes às cabeceiras dos canais com valores elevados de tempo de residência (aproximadamente 2 semanas).

Transporte de Sedimentos

O modelo de transporte sedimentar descrito anteriormente foi aplicado para simular a evolução de sedimentos em suspensão na laguna para o período de Janeiro a Maio 1994. Para avaliar a contribuição da maré, do caudal fluvial e do vento foram considerados os seguintes casos:

- forçamento exclusivamente com maré;
- forçamento com maré e descarga fluvial. Os valores dos caudais dos rios impostos foram o dobro dos valores médios de referência, simulando uma estação chuvosa.
- forçamento com maré e vento. Nas simulações considerou-se a direcção do vento constante de Noroeste mas com a intensidade a variar desde os 12 kmh^{-1} às 9h até os 21 kmh^{-1} às 21h.

A concentração inicial de sedimentos foi de 10 mgl^{-1} e nas fronteiras dos rios foi assumida uma concentração de 100 mgl^{-1}.

As séries temporais apresentadas nas secções seguintes, denominadas 'concentrações residuais', foram obtidas subtraindo as séries temporais com forçamento exclusivamente de maré, das séries temporais com maré e descarga fluvial e com maré e vento.

Influência da maré: As figuras 5 e 7 apresentam, respectivamente, as séries temporais da concentração de sedimentos em suspensão para diferentes estações da Ria de Aveiro e os mapas das mesmas variáveis. Pode-se observar a influência da maré na evolução da concentração, com periodicidades semi-diurnas e quinzenais bem definidas, com valores máximos e mínimos ocorrendo duas vezes ao dia e ao mês. Como seria de esperar a concentração de sedimentos em suspensão é mais elevada durante as marés vivas, uma vez que sendo as correntes mais intensas neste período ocorre maior erosão. Os canais de S.Jacinto e do Espinheiro, sendo os mais profundos e onde ocorrem as correntes mais intensas, evidenciam frentes de concentração longitudinais propagando-se ao longo dos canais durante o ciclo da maré. Um aspecto marcante nos mapas é a presença de uma zona de elevada concentração durante a maré viva, localizada entre o Cais do Bico e a bacia do Laranjo. Esta zona, não estacionária, pode ser caracterizada pela sua elevada turbidez e por um forte gradiente de concentração na direcção este-oeste. O seu transporte na direcção Este-Oeste depende da fase da maré e resulta da conjunção de dois factores:

- O constrangimento no canal que liga o Cais do Bico à bacia do Laranjo, que gera correntes intensas durante a enchente e a vazante;

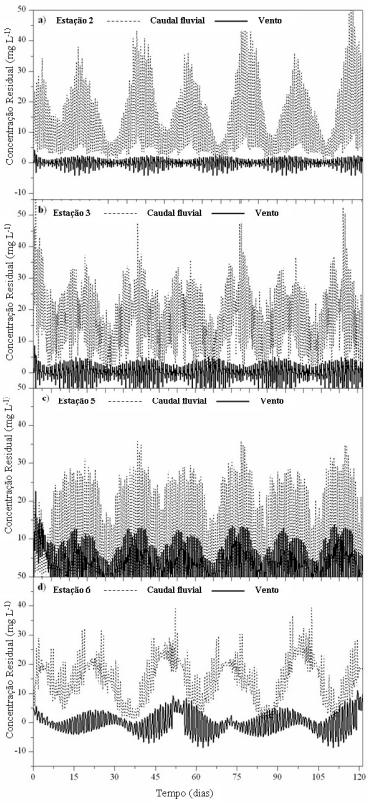


Figura 6: Evolução temporal da concentração de sedimentos coesivos em suspensão (mg L^{-1}) para as estações indicadas na Figura 1, sob forçamento fluvial e de vento.

- A assimetria da onda de maré entre as duas áreas, Cais do Bico e bacia do Laranjo, que incrementa a erosão pelas - - correntes, nomeadamente durante a vazante.

Durante a maré morta a zona túrbida continua presente, mas a uma escala mais reduzida e sendo identificada apenas em maré baixa.

Observa-se um padrão similar no canal de Ovar, entre a Varela e Torreira, mas em menor escala.

Influência do caudal fluvial: As Figuras 6 e 8a) apresentam séries temporais da 'concentração residual' de sedimentos em suspensão para diferentes locais da Ria de Aveiro e mapa das mesmas variáveis, considerando a influência da descarga fluvial.

Mais uma vez observa-se a influência determinante da maré na evolução da 'concentração residual', referida ao longo desta secção apenas como concentração. A influência da descarga fluvial é notória próxima da foz dos rios (estações 1, 2 e 3), mas é durante a maré viva e na vazante, devido ao aumento da intensidade das correntes, que os sedimentos são exportados para a parte central da laguna, atingindo S. Jacinto e a embocadura. A influência do rio Vouga restringe-se essencialmente ao canal do Espinheiro com um transporte preferencial de sedimentos ao longo deste canal, embora devido à estrutura complexa e ramificada da laguna se verifique também algum transporte para Norte. A análise das figuras revela que durante a maré viva e na vazante, a influência do rio Vouga torna-se bastante relevante, e quantidades importantes de sedimentos atingem o oceano em forma de pluma, persistindo mesmo durante a enchente, denotando assim o carácter dominante de vazante da laguna. O rio Antuã desagua directamente na bacia do Laranjo, mas devido ao seu fraco caudal apresenta uma contribuição pequena para as fontes de sedimentos e respectivo transporte na laguna, exceptuando as áreas próximas (bacia do Laranjo e Cais do Bico). Contudo, observa-se que durante a maré viva e na vazante a influência da descarga fluvial na concentração de sedimentos em suspensão atinge pontos centrais da laguna. A zona de elevada concentração localizada entre o Cais do Bico e a bacia do Laranjo torna-se mais intensa

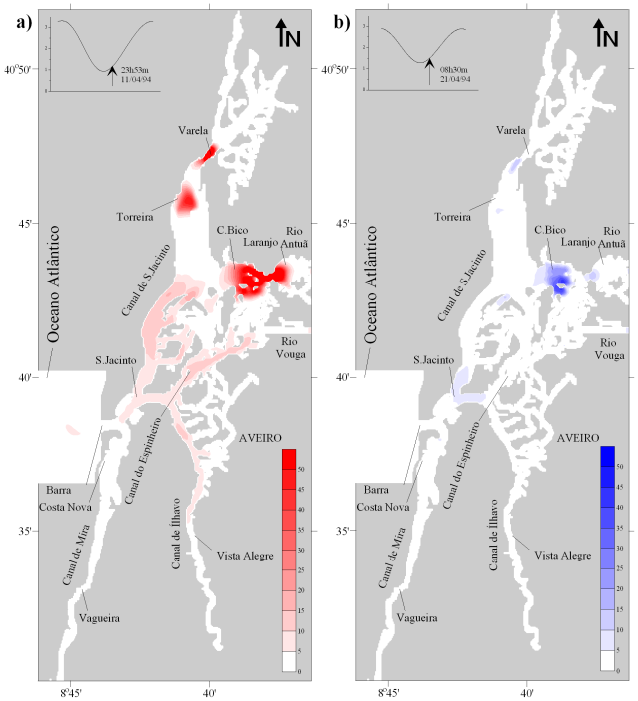


Figura 7: Campo da concentração de sedimentos em suspensão (mg L^{-1}) em maré viva (a) e maré morta, considerando apenas o forçamento pela maré.

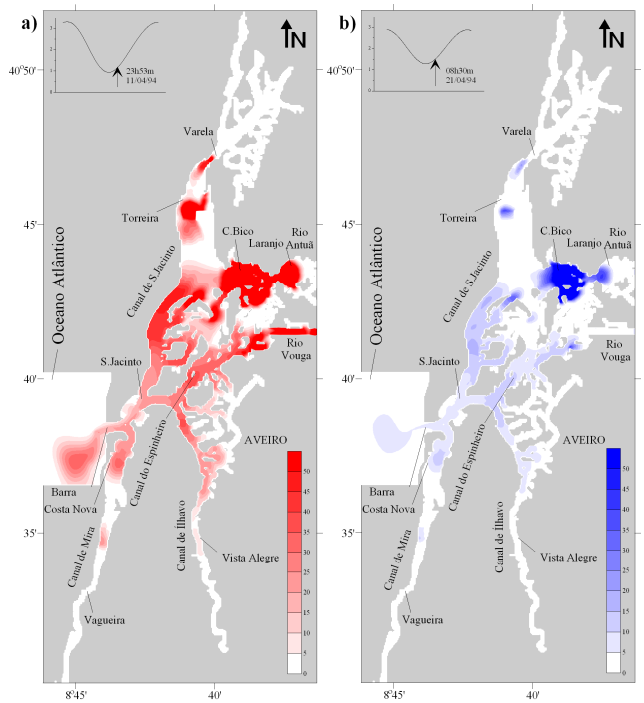


Figura 8: Campo da concentração de sedimentos em suspensão (mg L^{-1}) em maré viva, considerando apenas o forçamento fluvial (a) e um vento de NW (b).

durante a maré viva. Estas concentrações mais elevadas atingem pontos distantes, penetrando bem no interior da bacia do Laranjo durante a fase de enchente ou sendo transportadas para Oeste durante a fase vazante e atingindo o Canal de S. Jacinto. O efeito de convergência, a assimetria da maré nesta área, e a descarga fluvial do rio Antuã, combinam-se para aumentar a erosão, gerando esta zona túrbida e induzindo o seu transporte pelo ciclo da maré.

No canal de S.Jacinto observa-se o reforço das frentes de concentração elevada, que se transformam em zona de alta turbidez durante a maré viva, propagando-se longitudinalmente na direcção Norte-Sul ao longo do canal com o ciclo de maré.

Influência do vento: As Figuras 6 e 8b) apresentam séries temporais da 'concentração residual' de sedimentos em suspensão para diferentes locais da Ria de Aveiro e mapas das mesmas variáveis, considerando a influência de um vento de NW.

Mais uma vez observa-se a influência determinante da maré na evolução da 'concentração residual', referida nesta secção como concentração. Nota-se que a concentração oscila entre valores negativos e positivos nomeadamente em S. Jacinto e Cais do Bico. Este efeito 'residual' que resulta da conjugação da maré e do vento evidencia a influência do vento no transporte de sedimentos em suspensão, e é coerente com os resultados obtidos para a circulação residual induzida pelo vento. De facto, uma corrente residual induzida pelo vento na direcção oposta à corrente de maré diminui a intensidade final da corrente. Consequentemente o transporte e/ou a deposição serão menores se a corrente resultante for inferior à corrente crítica necessária para provocar erosão/deposição. Esta situação pode ocorrer em, S. Jacinto durante a enchente, e no Cais do Bico durante a vazante, quando a direcção do vento é de noroeste.

Balanço Sedimentar

Na Figura 9 representa-se o campo do balanço erosão-deposição simulado pelo modelo cumulativamente para um período de 120 dias (g m^{-2}), considerando apenas o forçamento pela maré. Valores negativos de deposição indicam erosão efectiva, enquanto os valores positivos indicam deposição efectiva. As áreas onde se verifica erosão estão localizadas ao longo dos canais de S.Jacinto e do Espinheiro e na zona do Cais do Bico, sendo as restantes áreas da laguna identificadas como zonas de deposição sedimentar.

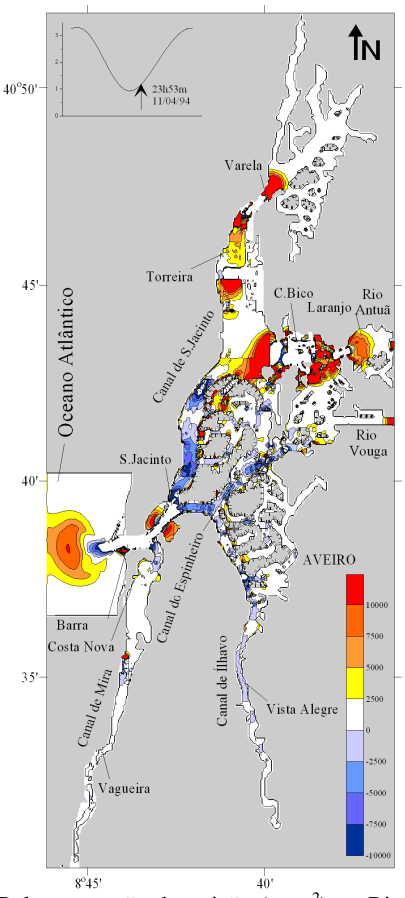


Figura 9: Balanço erosão-deposição (g m^{-2}) na Ria de Aveiro: erosão (valores negativos); deposição (valores positivos).

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

O transporte de substâncias conservativas em ambientes costeiros é um processo de longa duração no tempo. A circulação em estuários depende do forçamento da maré, da descarga fluvial e do vento. O transporte de longo termo de propriedades depende essencialmente da componente residual da circulação, resultante das assimetrias entre as fases de enchente e de vazante do escoamento. Efeitos não lineares produzem também correntes residuais devido às oscilações da maré (TEE, 1976; GREENBERG, 1989) e à sua interacção com a topografia do fundo. A influência do forçamento pelo vento na circulação residual foi demonstrada por vários autores para vários sistemas costeiros, entre outros CHENG e CASULLI (1982) e CHENG *et al.* (1993) para a Baía de São Francisco e PROCTOR e GREIG (1989) para o Golfo de Hauraki. A circulação residual induzida pelo vento produz correntes que interactuam com o fundo, gerando atrito de fundo e promovendo a rectificação da corrente média (HAIDVOGEL e BRINKE, 1986; LESSA, 1996). Adicionalmente, os padrões de circulação residual evoluem no tempo, respondendo à dinâmica dos sedimentos de fundo e às actividades antropogénicas, pelo que a correcta avaliação da topografia de fundo é fundamental para estudar a dinâmica de longo termos dos sistemas lagunares e estuarinos. Segundo FALCONER e OWENS (1990), os sedimentos em suspensão tendem a depositar-se em áreas onde a circulação residual é baixa ou nula, pelo que a correcta quantificação da circulação e do transporte residual é extremamente importante para avaliar o transporte de sedimentos. A circulação residual induzida pela descarga fluvial pode ser significativa nos períodos chuvosos, influenciando assim a circulação e o transporte de longo termo.

DIAS (2001)demonstrou que na Ria de Aveiro os efeitos residuais da maré, vento e descarga fluvial no transporte de massa são duas ordens de grandeza inferiores ao transporte instantâneo pelas correntes de maré. As correntes residuais são mais intensas ao longo dos canais de S. Jacinto e do Espinheiro e na embocadura, e estão dirigidas para o oceano. Nas cabeceiras dos canais (nomeadamente de S.Jacinto), as correntes residuais são geralmente nulas ou pequenas, o que permite antecipar hipótese de estas serem áreas de deposição de sedimentos.

Relativamente ao vento os resultados mostram uma resposta quase linear à sua influência, com as correntes residuais a mudarem de direcção em resposta à mudança da direcção do vento. As correntes residuais induzidas pelo vento fluem em geral na direcção longitudinal ao longo dos canais de S. Jacinto e do Espinheiro. Ventos de N-NW, ao provocarem a elevação do nível de água na costa relativamente ao interior da laguna, induzem uma circulação residual para o interior da laguna. Esta acaba por descrever um circuito anti-ciclónico, fluindo a partir do canal de S.Jacinto, flectindo para o canal do Espinheiro e retornando à

embocadura. Ventos de SE originam uma situação oposta, induzindo uma circulação ciclónica com um trajecto semelhante ao descrito para os ventos de N-NW. DIAS (2001) referiu que os vórtices existentes em S. Jacinto, Torreira e Costa Nova podem ter impacto nas trocas entre a laguna e o oceano, bloqueando para os processos de transporte de propriedades para jusante. Simultaneamente, e dependendo da fase da maré e do sentido da corrente residual induzida pelo do vento num canal, esta pode contribuir para aumentar ou diminuir o transporte ao longo do canal. No que respeita às correntes residuais de origem fluvial, o seu contributo é sempre no sentido de reforçar o escoamento de vazante e promover a exportação de propriedades para o oceano.

O tempo de residência permite avaliar o grau de exportação e o destino das partículas com origem numa determinada área da laguna. É por conseguinte uma ferramenta importante que permite antecipar qualitativamente o resultado dos processos de transporte e a variabilidade da distribuição espacial dos sedimentos em suspensão num determinado sistema costeiro. No que respeita à Ria de Aveiro os resultados mostram que os tempos de residência são extremamente variáveis dependendo da zona da laguna, podendo variar ente 1 e 14 dias. Como era de esperar, as zonas mais próximas da embocadura têm tempos de residência mais baixos, e as cabeceiras da laguna têm tempos de residência elevados, como resultado dos efeitos conjugados da geomorfologia e padrão das correntes. Os sedimentos em suspensão tendem a ficar confinadas nas zonas de elevado tempo de residência (cabeceiras dos canais de Mira, Ílhavo e S. Jacinto e na bacia do Laranjo), que são simultaneamente zonas de baixas correntes residuais.

As assimetrias da maré existentes na Ria de Aveiro têm reflexo nos padrões de correntes observados e permitem compreender os processos de erosão e deposição, responsáveis pela geração de zonas túrbidas na laguna e pelo transporte de sedimentos ao longo dos seus canais. Zonas túrbidas foram identificadas ao longo dos canais de S. Jacinto e do Espinheiro e entre o Cais do Bico e a bacia do Laranjo. Estas propagam-se ao longo dos canais em função do ciclo da maré e da intensidade das correntes. Ao longo do canal de S. Jacinto a zona túrbida identificada oscila na direcção Norte-Sul e entre o Cais do Bico e a bacia do Laranjo na direcção este-oeste. RINALDO *et al*. (1999) referem que quanto maior for a duração da preia-mar e maior for o pico da velocidade de enchente (situação típica de sistemas dominados pela enchente), maior é a erosão durante a fase enchente e o consequente transporte para o interior da laguna. Porém nas cabeceiras dos estuários o efeito de domínio de enchente desaparece, devido à atenuação da onda de maré e das correntes. No caso da cabeceira coincidir com a foz de um rio, torna-se dominante o transporte para jusante induzido pelo caudal fluvial. Esta situação pode provocar uma zona de colecta de partículas (*tidal sediment trapping zone*) na zona limite da influência da maré, localizada em geral a montante da posição da cunha salina (ALLEN *et al*., 1980).

A análise da distribuição da concentração de sedimentos em suspensão permite concluir que a zona situada entre o Cais do Bico e a bacia do Laranjo é dominada pela vazante, sendo uma zona onde a erosão e o transporte de sedimentos para jusante excede os efeitos do transporte em direcção à bacia do Laranjo. De uma forma geral, o balanço entre a erosão e a deposição na laguna aponta para um domínio da erosão, e para o transporte de sedimentos em suspensão provenientes dos canais de S. Jacinto e do Espinheiro e para a deposição nas cabeceiras dos canais. Note-se ainda que a persistência de uma pluma de sedimentos na zona costeira adjacente à embocadura durante a enchente, e a atenuação da onda de maré conforme se propaga ao longo dos canais da Ria de Aveiro, apontam para um balanço na exportação de sedimentos em suspensão da laguna para o oceano. Este é mais efectivo durante as marés vivas e nos casos de caudal fluvial significativo, confirmando o domínio de vazante da primeira metade da laguna. Uma maior deposição nas zonas mais afastadas confirma um domínio de enchente nas cabeceiras dos canais.

Da análise dos resultados apresentados, pode-se concluir que na Ria de Aveiro o transporte de sedimentos em suspensão é essencialmente efectuado por processos associados à maré. O conjunto das características da laguna (baixa profundidade, bem misturada, a quase inexistência de circulação gravítica, uma estrutura em rede complexa, caracterizada por vários canais e subsistemas, dominado pelas assimetrias da maré, apresentando áreas distintas com domínio de enchente ou vazante), determinam as características do transporte sedimentar na laguna. Embora a tensão do vento aumente de uma forma geral a concentração de sedimentos em suspensão na coluna de água, devido ao aumento da erosão de fundo, a circulação residual induzida pelo vento pode contribuir para a diminuição da concentração de sedimentos em suspensão durante fases específicas do ciclo de maré, quando o sentido da corrente residual do vento é contrário ao da corrente de maré. Verifica-se ainda que as descargas fluviais contribuem para a exportação de sedimentos para o oceano. Observam-se zonas de elevada turbidez, durante a maré viva nas áreas pouco profundas da laguna, provocadas pela assimetria da maré e pela descarga fluvial.

O balanço erosão-deposição indica que os sedimentos se tendem a depositar nas áreas pouco profundas, de acordo com os resultados obtidos para circulação residual e para os tempos de residência. As zonas de erosão efectiva estão localizadas nos canais onde ocorrem as maiores velocidades da corrente, que induzem uma elevada tensão de atrito no fundo, responsável pela resuspensão dos sedimentos de fundo.

LITERATURA CITADA

ALLEN, G.P. ; SALOMON, J.C. ; BASSOULLET, P. ; DU PENGOAT, Y. e DE GRANDPRE, C., 1980. Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. *Sedimentary Geology,* 26, 69-90.

CASTAING, P. e ALLEN, G.P., 1981. Mechanisms controlling seaward escape of suspended sediment from the Gironde: A macrotidal estuary in France. *Marine Geology,* 40, 101-118.

CHENG R.T. e CASULLI, V., 1982. On Lagrangian residual currents with applications in south San Francisco Bay. *Water Resources Research*, 18, 6, 1652-1662.

CHENG, R.T.; CASULLI, V. e GARTNER, J.W., 1993. Tidal, Residual, Intertidal Mudflat (TRIM) model and its applications to San Francisco Bay, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36, 235-280.

DIAS, J.M., 2001. *Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics*. Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, Tese de Doutoramento, 288 p.

DIAS J.M. e LOPES, J F., 2006a. Implementation and evaluation of hydrodynamic, salt and heat transport models: The case of Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Environmental Modelling & Software,* 21,1-15.

DIAS J.M. e LOPES, J.F., 2006b. Calibration and Validation of Hydrodynamic, Salt and Heat Transport Models for Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Journal of Coastal Research*, SI 39, 1680-1684.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 1999. Hydrological characterisation of Ria de Aveiro lagoon, Portugal, in early summer. *Oceanologica Acta,* 22, 473-485.

DIAS J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000a. Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of the Earth* (B), 25, 369-374.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000b. Residual circulation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. In: GODA, Y.; IKEHATA, M. e SUZUKI, K., (ed), *Hydrodynamics IV - Theory and Applications*. ICHD2000, Yokohama, Japan, 821-826.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2001. Lagrangian transport of particles in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physical and Chemistry of the Earth* (B) 26, 729-734.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2003. A numerical system to study the transport properties in the Ria de Aveiro lagoon. *Ocean Dynamics,* 53, 220-231.

DRONKERS, J., 1986. Tidal asymmetry and estuarine morphology. *Netherlands Journal of Sea Research,* 20, 117-131.

DRONKERS, J. e J. T. F. ZIMMERMAN. 1982. Some principles of mixing in tidal lagoons. *Oceanologica Acta*, Supplement to Vol. 4, 107-118.

DYER, K.R., 1986. *Coastal and Estuarine Sediment Dynamics*. Wiley-Interscience, New York, 342 p.

DYER, K.R., 1995. Sediment transport processes in Estuaries. In: PERILLO, G. M. E. (ed.), *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*, Elsevier, New York,. 423–449.

FALCONER, R.A., e OWENS, P.H., 1990. Numerical modeling of suspended sediment fluxes in estuarine waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31, 745-762.

FISCHER, H.B, 1972. Mass transport mechanisms in partially stratified estuaries. *Journal of Fluid Mechanics,* 53:671-687.

GEYER, W.R.; WOODRUFF, J.D. e TRAYKOVSKI, P., 2001. Sediment trapping and transport in the Hudson River. *Estuaries,* 24, 670 –679.

GREENBERG, D.A, 1989. The contribution of modelling to understand the dynamic of the Bay of Fundy and Gulf of Maine. In: DAVIES, A., (ed.) *Modelling Marine Systems,* CRC Press, pp. 108-139.

HAIDVOGEL, D.B. e BRINK, K.H., 1986. Mean currents driven by topographic drag over the continental shelf and slope. *J. Phys. Oceanogr*., 16, 2159-2171.

HAYTER, E.J. e MEHTA, A.J., 1986. Modelling cohesive sediments transport in estuarine waters. *Applied Mathematical Modelling*, 10 (4), 294-303.

HEAPS, N.S., 1978. Linearized vertically integrated equations for residual circulation in coastal oceans. *Dtsch Hydrogr. Z*., 31, 147-169.

KRONE, R. B., 1962. *Flume study of transport of sediments in estuarial processes*. Final Report, H.E.L.S.E.R.L.,Univ. of California, Berkeley, California DA-04-203, CIVENG-59-2.

LEENDERTSE, J.J. e GRITTON, E.C., 1971. *A water-quality simulation model for well-mixed estuaries and coastal oceans*. Computational Procedures, Vol. II, The Rand Corporation, New York.

LEONARD, B.P., 1979. A stable and accurate convective modelling procedure based on quadratic upstream interpolation, *Comp. Methods Appl. Mech. Eng*., 19, 59-78.

LE PROVOST, C., 1991. Generation of overtides and compound tides, review. In: PARKER, B.B. (ed.), *Tidal hydrodynamics*. New York: Wiley, 269–295.

LE PROVOST, C. e FORNERINO, M., 1985. Tidal spectroscopy of the English Channel with a numerical model. *Journal of Physical Oceanography*, 15, 1009-1031.

LESSA, G., 1996. Tidal dynamics and sediment transport in a shallow macrotidal estuary. In: PATTIARATCHI, C., (ed), *Mixing in estuaries and coastal seas*, Coastal and estuarine studies, 50. American Geophysical Union, Washington, USA, 338-360.

LOPES, J.F.; DIAS, J.M. e DEKEYSER, I., 2006. Numerical modelling of cohesive sediments transport in the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Journal of Hydrology*, 319, 176-198.

LOPES, J.F. e DIAS, J.M., 2007. Residual circulation and sediment distribution in the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Journal of Marine Systems*, 68, 507–528.

MEHTA, A.J., 1986. Characterization of cohesive sediment properties and transport processes in estuaries. In: MEHTA, A.J. (ed), *Estuarine cohesive sediment dynamics*, Springer-Verlag, Berlin, 290-325.

MONISMITH, S.G., 2002. A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Limnology and Oceanography* , 47(5), 1545–1553.

PARCHURE, T.M. e MEHTA, A.J., 1985. Erosion of soft cohesive sediment deposits. *Journal of Hydraulic Engineering,* 11, 1308-1326.

PARKER, B.B., 1991. The relative importance of the various nonlinear mechanisms in a wide range of tidal interactionsreview. In: PARKER, B.B. (ed.), Tidal hydrodynamics. New York: Wiley. 237–268.

PROCTOR, R. e GREIG, M.J.N., 1989 A numerical model investigation of the residual circulation in Hauraki Gulf, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research,* 23, 421-442.

RINALDO, A.; FAGHERAZZI, S.; LANZONI, S. e MARANI, M., 1999. Tidal networks 3. Landscape-forming discharges and studies in empirical geomorphic relationships. *Water Resources Research*, 35 (12), 3919–3929.

TEE, K.T., 1976. Tide-induced residual circulation current, a 2D non-linear tidal model. *J. Mar. Res*., 34, 603.

UNCLES, R. J. e STEPHENS, J. A., 1989. Distributions of suspended sediment at high water in a macrotidal estuary. *Journal of Geophysical Research*, 94(14), 395 –406.

WALTERS, R.A. e GARTNER, J.W., 1985. Subtidal sea level and current variations in the northern reach of San Francisco Bay: *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 21, 17-32.

ZIMMERMAN, J.T.F., 1979. On the Euler-Lagrange transformation and the Stokes drift in the presence of oscillatory and residual currents. *Deep-Sea Res*., 26, 505–520.

Dinâmica da Maré na Ria de Aveiro

J.M. Dias [a], I.B. Araújo[b] e A. Picado[a]
[a] CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro, {joao.dias, ana.picado}@ua.pt
[b] CIMAR/CIIMAR, Universidade do Porto, Rua dos Bragas 289, 4050-123 Porto, iaraujo@ciimar.up.pt

SUMÁRIO

A hidrodinâmica da Ria de Aveiro é determinada pelo efeito da acção do vento a actuar sobre a superfície livre das suas águas, pela descarga fluvial dos vários cursos de água que nela desaguam, e principalmente pela propagação da maré Atlântica através da sua única embocadura. O efeito conjunto destes forçamentos é modificado pela geomorfologia da laguna, originando um complexo padrão hidrodinâmico.
Considerando que a maré domina a hidrodinâmica da Ria de Aveiro, é objectivo deste trabalho caracterizar a dinâmica mareal da Ria de Aveiro. Neste âmbito são apresentados resultados da análise dos valores da elevação da superfície livre da água medida no marégrafo da Barra de 1976 a 2002, de dois levantamentos gerais de maré efectuados em 1987/88 e 2002/03, assim como da aplicação de modelos numéricos ao estudo da propagação da maré nesta laguna. A partir destes dados é determinada a evolução da maré astronómica na embocadura da laguna, a amplitude e fase dos principais constituintes de maré nos dois períodos referidos (quer através de observações, quer de previsões numéricas), assim como o prisma de maré nos principais canais da Ria de Aveiro. São ainda comparados os resultados para os diferentes períodos em análise, de modo a determinar a evolução temporal da maré ao longo da laguna e estudada a origem das variações identificadas.
Os resultados demonstram que a amplitude da maré e nível médio do mar aumentaram na embocadura da Ria de Aveiro durante o período em análise. Verifica-se ainda que a amplitude da maré diminui e a fase aumenta para montante. Durante o período em análise a amplitude da maré aumentou e a fase diminuiu em toda a laguna, mas com alterações mais significativas nas cabeceiras dos canais. O aprofundamento gradual do canal da embocadura justifica a evolução identificada, sendo este facto comprovado quer por modelação analítica, quer numérica.

PALAVRAS CHAVE: *Análise harmónica, Modelação, Alterações na maré, Prisma de maré*

INTRODUÇÃO

A maré é um dos principais forçamentos da dinâmica lagunar e estuarina, determinando as condições ambientais deste tipo de sistema. No caso da Ria de Aveiro, vários estudos revelam que a maré oceânica, que se propaga de Sul para Norte ao longo da costa Oeste de Portugal, penetra na laguna através do canal de embocadura e faz sentir a sua influência mesmo nas cabeceiras dos canais mais distantes (DIAS *et al.* 1999; 2000; DIAS, 2009), determinando a hidrodinâmica lagunar. As propriedades da maré na Ria de Aveiro estão intimamente relacionadas com as características geomorfológicas deste sistema, que determinam as propriedades da sua propagação ao longo dos seus canais (DIAS, 2001; OLIVEIRA *et al,* 2006; ARAÚJO *et al*., 2008; PICADO, 2008). A dinâmica mareal deste sistema condiciona fortemente as actividades das populações que fazem uso das suas águas, para fins lúdicos ou profissionais, sendo de destacar a importância que factores como o nível médio da maré, cotas de preia-mar e cotas de baixa-mar têm para o desenvolvimento das actividades referidas.

A Ria de Aveiro é um sistema lagunar em permanente evolução, quer devido a factores naturais, quer por força de intervenções humanas, motivadas a maioria das vezes por factores socioeconómicos. Neste contexto, muitas têm sido as alterações na sua geomorfologia ao longo dos anos (DA SILVA e DUCK, 2001; PLECHA *et al*., 2007; PICADO *et al*., 2009; 2010; DIAS e MARIANO, 2011) com especial ênfase na zona da embocadura, que devido a necessidades portuárias tem sofrido as maiores alterações. Estas têm consistido essencialmente na alteração da configuração geométrica da embocadura e no aprofundamento dos canais sob jurisdição portuária. Devem também salientar-se as alterações na área alagável da laguna que têm vindo a ocorrer num passado recente devido à falta de manutenção dos muros das marinhas de sal, por abandono da exploração económica da salicultura. A ausência de manutenção a vários dos seus canais tem ainda provocado alterações na sua geometria e profundidade.

Simultaneamente, é reconhecido cientificamente que existem alterações no nível médio do mar, que afectam as zonas costeiras, especificamente através da subida do seu nível médio. Relativamente ao litoral português, incluindo a zona adjacente à Ria de Aveiro, estudos recentes comprovam que se tem verificado uma subida do nível médio do mar ao longo das últimas décadas (ARAÚJO, 2005; SANTOS E MIRANDA, 2006). Concretamente, foi estimada uma taxa de subida do nível médio do mar de 1.5±0.2 mm/ano em Lagos durante 1908-1987 (DIAS E TABORDA, 1988) de 1.3±0.1 mm/ano em Cascais durante 1882-1987 (DIAS E TABORDA, 1988), e de 1.15±0.68 mm/ano em Aveiro durante 1976-2003 (ARAÚJO, 2006). Uma análise recente dos dados maregráficos de Cascais revelou uma aceleração na taxa de subida do nível médio do mar, verificando-se um aumento para 2.1±0.1 mm/ano entre 1977 e 2000 (ANTUNES E TABORDA, 2009).

Assim, devem ser consideradas naturais as constatações de alterações na dinâmica local da maré na Ria de Aveiro, frequentemente reportadas pelas populações ribeirinhas. Nomeadamente, são referidos problemas como a enorme dificuldade em navegar nos canais menos profundos da laguna durante um elevado período do ciclo de maré (próximo da baixa-mar), inundações das zonas ribeirinhas em situação de preia-mar

(especialmente de marés vivas) ou a salinização significativa dos terrenos agrícolas adjacentes.

Considerando que a zona envolvente da Ria de Aveiro tem reduzida altitude e relevo orográfico, o que implica uma elevada vulnerabilidade à subida do nível médio do mar ou ao aumento das cotas de preia-mar, e que a profundidade de vários canais é muito reduzida, potenciando os efeitos da diminuição das cotas de baixa-mar em termos de dificuldade de navegação, é evidente a necessidade de caracterizar adequadamente a maré e a sua evolução ao longo do tempo na Ria de Aveiro.

Assim, é objectivo deste trabalho efectuar a caracterização da dinâmica mareal da Ria de Aveiro, avaliando a sua evolução recente e tentado compreender a sua origem. Para este fim são analisadas observações da elevação da superfície livre da água medida no marégrafo da Barra no período compreendido entre 1976 e 2002 e de dois levantamentos gerais de maré efectuados em 1987/88 e 2002/03. Esta metodologia é completada pela análise de resultados de modelação analítica, assim como pela exploração de resultados de modelos numéricos que simulam a propagação da maré nesta laguna.

ÁREA DE ESTUDO

A Ria de Aveiro (Figura 1) é uma laguna costeira de águas pouco profundas, situada a Noroeste na costa portuguesa (40°38'N, 8°45'W), estando integrada na bacia hidrográfica do rio Vouga. Tem uma geometria muito complexa, na qual se destacam 4 canais principais (Figura 1): 3 que se estendem segundo a direcção Norte-Sul (S. Jacinto-Ovar, Mira e Ílhavo) e um segundo

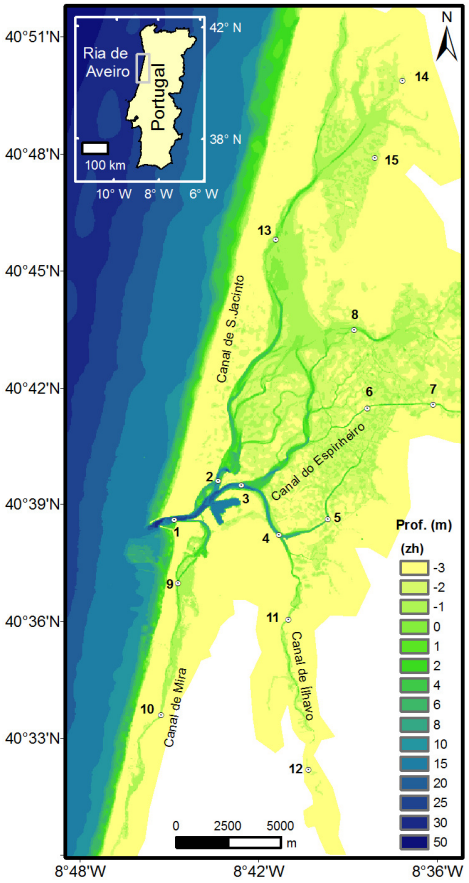


Figura 1: Mapa da Ria de Aveiro com a representação da batimetria de 1987/88, com a localização do marégrafo da Barra e dos marégrafos temporários utilizados simultaneamente em 1987/88 e 2002/03.

a direcção Este-Oeste (Espinheiro). Encontra-se ligada ao Oceano Atlântico através de uma única embocadura e caracterizada por elevadas áreas intermareais. Consequentemente tem uma área variável, compreendida entre 83 km^2 (preia-mar) e 66 km^2 (baixa-mar). A sua largura é máxima na zona central (8.5 km), tem um comprimento de 45 km e uma profundidade média relativamente ao zero hidrográfico de aproximadamente 1 m (DIAS *et al.*, 2000). No entanto, observam-se profundidades máximas de cerca de 30 m no canal da embocadura. Nos canais de navegação, que são mantidos artificialmente através da realização de dragagens de manutenção, são observadas profundidades a rondar os 10 m) (DIAS e LOPES, 2006).

A principal acção forçadora da dinâmica da Ria de Aveiro é a maré oceânica, que se propaga de Sul para Norte ao longo da costa Oeste de Portugal, apresentando características dominantemente semi-diurnas (MARTINHO-ALMEIDA e DUBERT, 2006), sendo modelada por um importante ciclo quinzenal associado à ocorrência de marés vivas/marés mortas. A amplitude da maré na embocadura é função das suas características na costa portuguesa, variando entre um valor mínimo de 0.6 m em maré morta e um valor máximo de 3.2 m em maré viva, com um valor médio de 2 m (DIAS *et al.*, 2000). Na sua propagação ao longo dos canais da Ria de Aveiro a maré tem características de uma onda progressiva amortecida, que se deforma essencialmente devido à sua interacção com a geomorfologia do sistema (DIAS, 2001).

O prisma de maré estimado junto à embocadura varia entre o valor máximo de 136.7×10^6 m^3 em marés vivas e 34.9×10^6 m^3 em marés mortas, distribuindo-se pelos principais canais da seguinte forma: S. Jacinto – 35%, Espinheiro – 26%, Mira – 14% e Ílhavo – 10% (DIAS, 2001).

A dinâmica da Ria depende também do caudal dos rios Vouga (desagua no Canal do Espinheiro), Antuã (desagua na bacia do Laranjo), Boco (desagua no Canal de Ílhavo), Caster, Gonde e Fontela (desaguam no Canal de S. Jacinto-Ovar) e de diversos ribeiros e cursos de água que desaguam na extremidade montante do Canal de Mira, assim como do vento, que faz sentir a sua acção por períodos curtos e especialmente nas zonas mais largas da laguna. O regime de agitação marítima costeira afecta apenas a zona da embocadura, sendo particularmente relevante na determinação da evolução morfológica desta zona (PLECHA *et al.*, 2011).

METODOLOGIA

A metodologia seguida neste trabalho consistiu na análise de observações da elevação da superfície livre da água medidas no marégrafo da Barra e em vários marégrafos temporários instalados ao longo dos principais canais da Ria de Aveiro. São ainda explorados resultados de modelação analítica, assim como de um modelo numérico hidrodinâmico previamente desenvolvido para a Ria de Aveiro.

Observações da Elevação da Superfície Livre da Água

Marégrafo permanente: Foram analisados registos horários da elevação da superfície livre da água (referenciadas ao zero hidrográfico) medidos no marégrafo da Barra (estação 1 na Figura 1) (40º38.5' 8º44.9') no período compreendido entre 1976 e 2002. De referir que estes dados apresentam algumas interrupções devido a ausência de medições suscitadas pela manutenção e limpeza do marégrafo e respectivo poço, avaria ou mau funcionamento. Os registos foram analisados em séries anuais, determinando-se a evolução temporal do nível médio do mar, e da amplitude e fase do constituinte lunar principal semi-

diurno na Ria de Aveiro (M_2). Estas foram determinadas por análise harmónica das séries anuais de alturas horárias, utilizando o programa de matlab® t_tide, desenvolvido por PAWLOWICZ *et al*. (2002). Ao longo deste trabalho optou-se por apresentar apenas os resultados do constituinte M_2, considerando que este representa as características da maré na Ria de Aveiro, uma vez que contém 88% da energia da maré (DIAS *et al*., 1999).

Marégrafos temporários: Foram investigados valores horários da elevação da superfície livre da água do mar obtidos no âmbito de um levantamento geral de marés efectuado pelo Instituto Hidrográfico em 1987/1988 na Ria de Aveiro (localização dos marégrafos na Figura 1) (INSTITUTO HIDROGRÁFICO, 1991). Foram ainda analisados registos de um levantamento de marés efectuado em colaboração com a Universidade de Aveiro entre 2002/2003 (Figura 1) (ARAÚJO, 2006), onde se pretendeu replicar o levantamento anterior, mas limitado a um menor número de locais de amostragem. Procedeu-se à análise harmónica das séries temporais de alturas de água para as várias estações de amostragem e para os dois períodos, com o objectivo de determinar a amplitude e fase dos constituintes de maré em cada local e época. São apenas apresentados os resultados para a amplitude e fase do constituinte lunar principal semi-diurno (M_2), pelas razões já referidas anteriormente.

Modelação Analítica

São utilizados os resultados de um modelo analítico desenvolvido para a Ria de Aveiro, que faz a analogia entre a laguna e um circuito eléctrico (ARAÚJO, 2006; ARAÚJO *et al*., 2008), de forma a ser efectuada uma análise de sensibilidade ao efeito atenuador do canal da embocadura na propagação da onda de maré. Apesar deste modelo considerar a laguna como uma bacia homogénea, esta análise de sensibilidade permite estudar a resposta do constituinte M_2 a variações da profundidade do canal da embocadura.

Modelação Numérica

Aplicou-se o modelo hidrodinâmico de elementos finitos ELCIRC (ZHANG *et al.,* 2004), anteriormente calibrado e validado para a Ria de Aveiro por PICADO *et al*. (2010) para efectuar a previsão da elevação da superfície livre e das velocidades médias verticais da corrente para a totalidade da Ria de Aveiro. Foram efectuadas simulações considerando duas batimetrias numéricas distintas. Uma elaborada a partir do levantamento geral topo-hidrográfico efectuado em 1987/88 pelo Instituto Hidrográfico (Figura 1), e outra actualizada com os dados cedidos pela Administração do Porto de Aveiro, S.A., relativos à actualização topo-hidrográfica das zonas sob jurisdição portuária efectuada em 2001. Na Figura 2 estão representadas as diferenças entre as duas batimetrias.

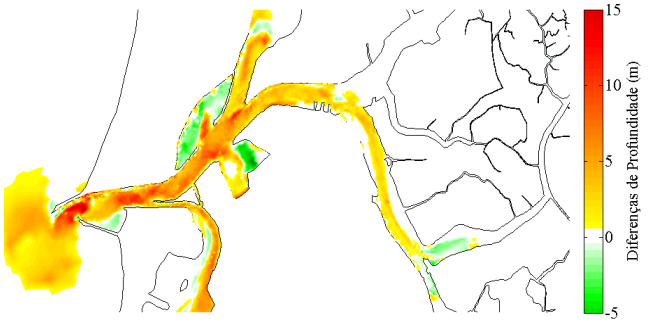


Figura 2: Diferença entre as batimetrias de 2001 e de 1987/88.

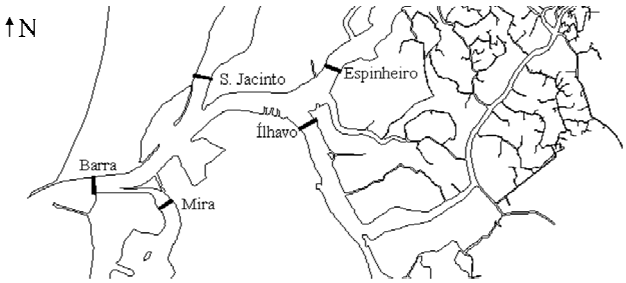


Figura 3: Localização das secções para cálculo do prisma de maré.

Os resultados do modelo foram explorados para cada cenário, sendo utilizados para replicar as características da maré nos locais onde foram efectuados os levantamentos de maré referidos anteriormente, determinar os campos de amplitude e fase do constituinte lunar principal semi-diurno na Ria de Aveiro (M_2), assim como os prismas de maré através das secções que definem os principais canais da laguna (Figura 3) em situação de maré viva e de maré morta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observações da Elevação da Superfície Livre da Água

Marégrafo permanente: Na Figura 4 observa-se a variação temporal do nível médio do mar para a embocadura da Ria de Aveiro de 1976 a 2002, obtida a partir da representação gráfica dos valores médios anuais da elevação da superfície livre. Foi observado valor o máximo de 2.15 m em 2002, e o valor mínimo de 2.07 m observou-se em 1976. Verifica-se que o nível médio tem vindo a subir ao longo do tempo de modo consistente, pelo que se determinou a recta de ajuste ao conjunto de pontos representados, tende-se obtido uma tendência para a subida do nível médio do mar de 1.15 mm/ano (desvio padrão de 0.68 mm/ano) (Tabela 1).

Na Figura 5 está representada a evolução temporal da amplitude e fase do constituinte lunar principal semi-diurno na Ria de Aveiro (M_2). Os valores de amplitude variaram entre um mínimo de cerca de 0.86 m em 1977 até um máximo de aproximadamente 0.97 m

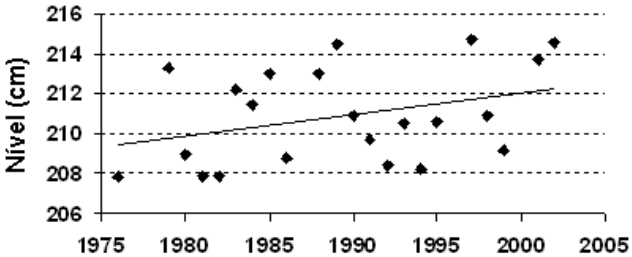


Figura 4: Variação do nível médio do mar na embocadura da Ria de Aveiro (estação 1), de 1976 a 2002.

Tabela 1: Tendência e desvio padrão para o nível médio do mar, e amplitude e fase do constituinte M_2.

	Tendência	Desvio Padrão
Nível médio do mar	1.15 mm/ano	0.68 mm/ano
Amplitude M_2	4.52 mm/ano	0.61 mm/ano
Fase M_2	-0.09°/ano	0.03 °/ano

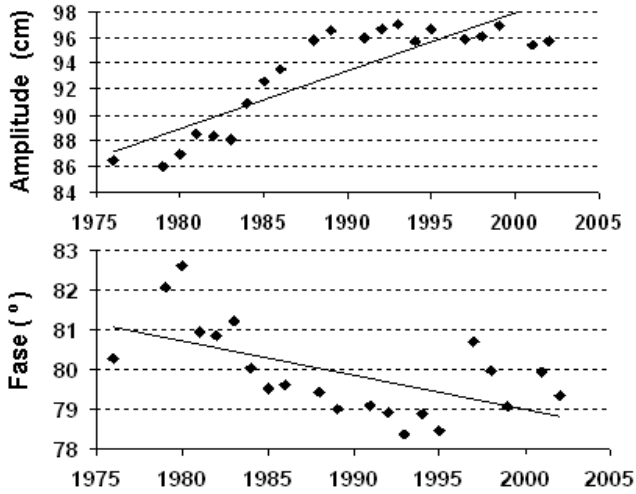


Figura 5: Amplitude e fase do constituinte M_2 na embocadura da Ria de Aveiro (estação 1), de 1976 a 2002.

em 1993 e 1999, enquanto a fase variou de um mínimo de 78.4° em 1993 até um máximo de 82.5° em 1980. Constatou-se que o valor da amplitude tem vindo a aumentar ao longo do tempo, e a fase a diminuir, o que significa que o mesmo instante da maré ocorre cada vez mais cedo. Uma análise mais detalhada destas tendências revela que as alterações referidas não são homogéneas no tempo. De facto, verificou-se uma tendência ligeira entre 1979 e 1981, e um incremento significativo no aumento da amplitude e na diminuição da fase entre 1983 e 1987. De referir que as últimas obras significativas na embocadura terminaram em 1987, com a extensão do molhe norte em 500 m. Nos restantes períodos ocorreram variações ligeiras, a maioria das vezes não significativas. De salientar que nos anos mais recentes analisados não se identifica qualquer tendência. Apesar desta variação menos linear, calculou-se a recta de ajuste ao conjunto de pontos representados, tendo-se obtido uma tendência geral para o aumento da amplitude do constituinte M_2 de 4.52 mm/ano (desvio padrão de 0.61 mm/ano) e para a diminuição da fase de 0.09 º/ano (desvio padrão de 0.03 º/ano) (Tabela 1).

Marégrafos temporários: Os resultados da amplitude e fase do constituinte lunar principal semi-diurno (M_2) determinados por análise harmónica efectuada aos valores da elevação da superfície livre registada em 1987/88 e em 2002/03 para os locais representados na Figura 1 são apresentados na Figura 6. Da sua análise verifica-se que a amplitude da maré é máxima na embocadura, diminuindo progressivamente em direcção às cabeceiras dos canais, onde apresenta valores mínimos de cerca de 0.32 m em 1987/88 nas estações 14 e 15, e de 0.54 m e 0.49 m em 2002/03 nas mesmas estações. Nas cabeceiras dos canais do Espinheiro, Ílhavo e Mira as amplitudes variaram de 0.58 a 0.68 m, de 0.50 a 0.62 m, e de 0.49 a 0.85 m, respectivamente. A fase da maré apresenta um padrão oposto, aumentando progressivamente da embocadura para as cabeceiras dos canais. Os seus valores máximos são uma vez mais observados nas estações 14 e 15, como fases de aproximadamente 190° em 1987/88 e 164° em 2002/03. Nos canais do Espinheiro, Ílhavo e Mira as variações de fase nas suas cabeceiras foram 127° para 120°, de 145° para 136°, e de 130° para 107°, respectivamente. Verifica-se então que a maré é fortemente atenuada conforme se propaga ao longo dos canais da Ria de Aveiro, apresentando atrasos de fase máximos entre a embocadura e a cabeceira do canal de S. Jacinto de quase 4 horas em 1987/88, que diminuíram para menos de 3 horas em 2002/03.

Comparando os valores obtidos para 2002/03 e 1987/88, constata-se que há um aumento sistemático da amplitude e uma diminuição da fase da maré em todos os locais analisados. Estas tendências aumentam para montante, sendo mínimas na embocadura (estação 1) e atingindo os seus valores máximos na cabeceira dos canais, com especial destaque para os valores elevados observados no canal de Mira. Em termos médios a amplitude do principal constituinte de maré na Ria de Aveiro aumentou cerca de 0.245 m e a fase decresceu cerca de 17.4º, ao longo de 15 anos (1987/88-2002/03). Ou seja, estes resultados revelam que a maré se propaga mais rapidamente ao longo dos canais da Ria de Aveiro do que no passado, e que as cotas de preia-mar estão a aumentar e as de baixa-mar a diminuir.

Para quantificar estas variações foi determinada a razão de amplitudes (variação percentual) e diferenças de fases (em minutos) entre 2002/03 e 1987/88 para a Ria de Aveiro (Figura 7). As variações são mínimas na embocadura (~4%), aumentando em direcção às cabeceiras dos canais. Concretamente, as amplitudes aumentaram durante este período entre 10 a 15% no estuário inferior, entre 20 a 30% na zona central e Canal de Ílhavo, e entre 50 a 75% nas extremidades montante dos restantes canais principais. Note-se que a máxima amplificação foi observada no canal de Mira. As fases diminuíram entre 3 e 20 minutos na zona central da laguna, até cerca de 60 minutos na cabeceira do canal de S. Jacinto. A diminuição de fase para a estação 10 foi de 46 minutos, o que é bastante significativo tendo em consideração a sua relativa proximidade à embocadura.

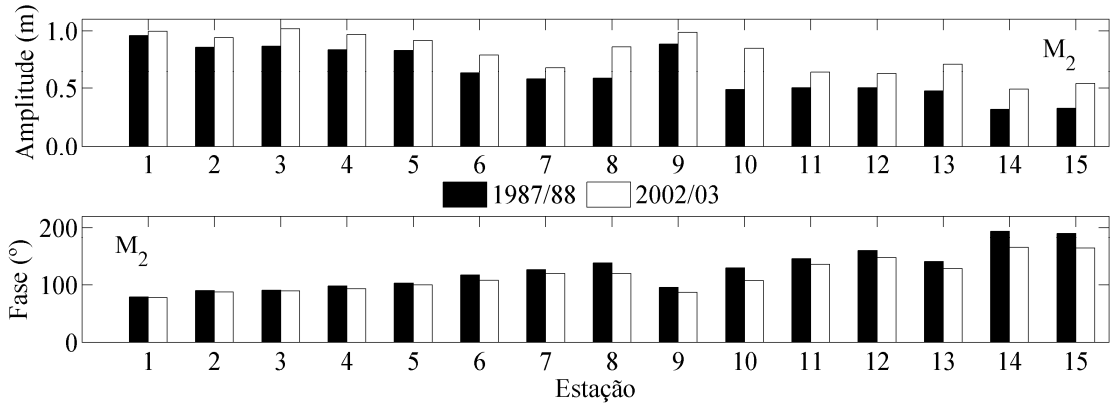


Figura 6: Amplitude e fase do constituinte M_2 nos marégrafos temporários para 1987/88 e 2002/03.

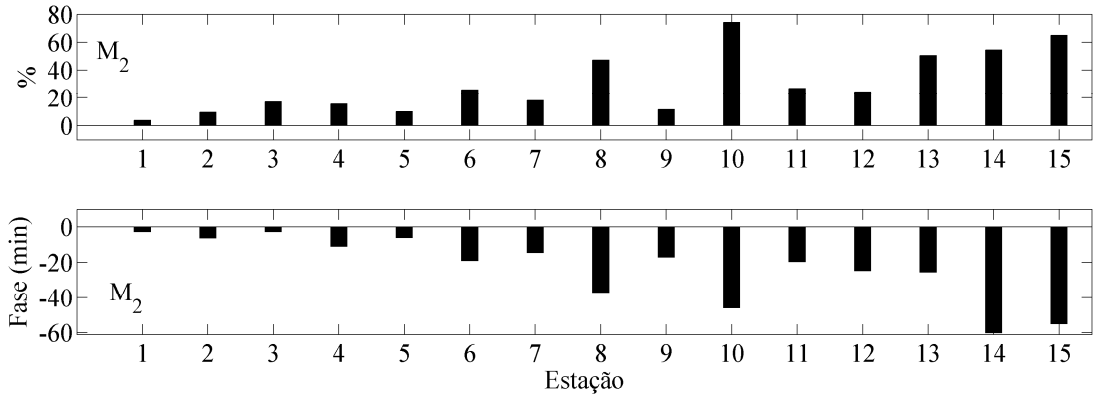


Figura 7: Razão de amplitudes (%) e diferenças de fases (em minutos) para o constituinte M_2 entre 2002/03 e 1987/88 para a Ria de Aveiro.

Modelação Analítica

As variações na maré verificadas no interior da Ria de Aveiro através da análise dos registos dos marégrafos temporários são consideravelmente mais significativas, do que as identificadas na embocadura da laguna através da análise dos registos do marégrafo permanente. Assim, apesar das alterações na maré Atlântica parcialmente justificarem as alterações observadas no interior da Ria de Aveiro (aumento do nível médio e da amplitude do constituinte M_2, e diminuição da sua fase), torna-se evidente que terão que existir factores locais que condicionem as mesmas.

Considerando que o canal da embocadura tem uma importância fundamental na propagação da maré para o interior da Ria de Aveiro, e que o mesmo tem sofrido modificações geomorfológicas ao longo do tempo, nesta subsecção apresentam-se resultados de um modelo analítico desenvolvido para a Ria de Aveiro, que permite efectuar testes de sensibilidade à resposta da maré na laguna a alterações na profundidade deste canal.

Na Figura 2 podem observar-se as diferenças na profundidade do canal da embocadura entre 2001 e 1987/88, verificando-se que a profundidade aumentou significativamente durante este período (aumento máximo a rondar os 15 m). Assim, o modelo analítico foi explorado no sentido de averiguar a variação da amplitude da maré em consequência do aprofundamento deste canal (Figura 8), simulando-se canais com profundidades médias compreendidas entre os 5 e 13 m (os valores de profundidade media para 1987 e 2001 estão assinalados na figura). Da respectiva análise verifica-se que a amplitude da maré cresce significativamente com o aprofundamento do canal da embocadura, enquanto a fase diminui. Concretamente, entre 1987 e 2001 a amplitude da maré aumenta cerca de 25 cm, e a fase diminui cerca de 20°. Apesar das limitações deste modelo, estas variações estão muito próximas das que foram referidas na subsecção anterior, em que se verificou em média um aumento da amplitude da maré na Ria de Aveiro de 0.245 m, e uma diminuição da fase de 17.4º. Assim, a aplicação deste modelo revela que as principais alterações observadas na maré na Ria de Aveiro poderão estar relacionadas com o aprofundamento observado para o canal da embocadura.

Modelação Numérica

O modelo numérico utilizado neste estudo permite quantificar de forma rigorosa as características da maré (nomeadamente a amplitude e fase do constituinte M_2) para toda a Ria de Aveiro, assim como os prismas de maré através das secções que definem os seus principais canais (Figura 3), para os cenários batimétricos de 1987/88 e de 2001. Note-se que este último cenário apenas contempla a actualização batimétrica da zona representada da Figura 2, pelo que neste caso existirão algumas limitações na qualidade das previsões para 2001.

Na Figura 9 são representadas a amplitude e fase do constituinte M_2 determinadas por análise harmónica efectuada aos valores da elevação da superfície livre prevista numericamente para 1987/88 e 2001, para os locais representados na Figura 1. Na Figura 10 é representada a razão de amplitudes (variação percentual) e as diferenças de fases (em minutos) entre 2001 e 1987/88 para a Ria de Aveiro. Os padrões observados nestas figuras são

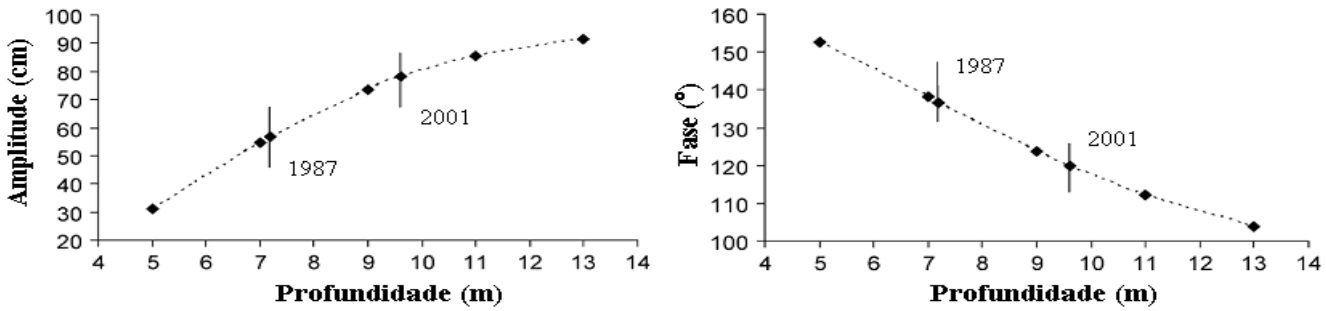


Figura 8: Variação da amplitude e fase da maré na Ria de Aveiro em função da profundidade do canal da embocadura, prevista por modelação analítica.

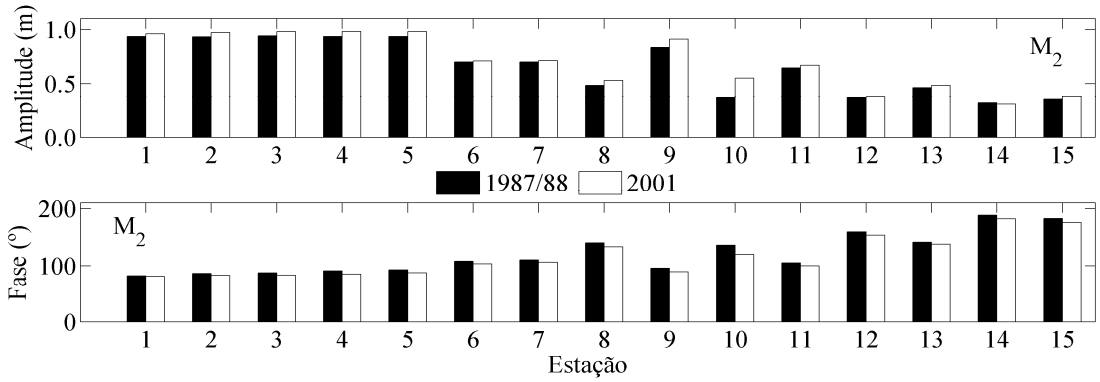


Figura 9: Amplitude e fase do constituinte M_2 prevista por simulação numérica para as localizações dos marégrafos temporários, para os cenários de 1987/88 e 2001.

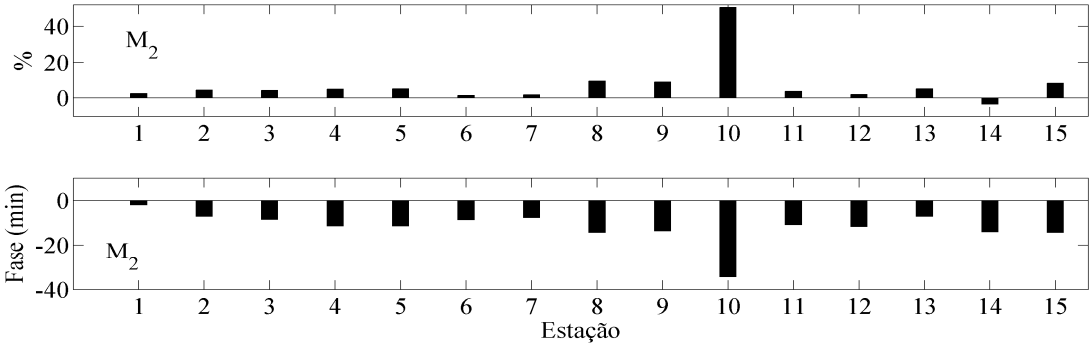


Figura 10: Razão de amplitudes (%) e diferenças de fases (em minutos) para o constituinte M_2 prevista por simulação numérica entre 2001 e 1987/88 para a Ria de Aveiro.

extremamente semelhantes aos representados nas Figuras 6 e 7, notando-se apenas que as diferenças observadas entre os dois períodos em análise são ligeiramente subestimadas nas previsões.

A semelhança dos padrões vem demonstrar que o modelo implementado reproduz adequadamente a propagação da maré na Ria de Aveiro, mas acima de tudo reforça os resultados da modelação analítica. De facto, os cenários simulados diferem unicamente nas batimetrias utilizadas, consistindo a diferença nas profundidades da zona da embocadura (Figura 2). Ou seja, verifica-se também por previsão numérica que o aprofundamento do canal da embocadura e zona envolvente é a causa principal para as alterações nas características da maré que têm vindo a ser reportadas na Ria de Aveiro. O facto do modelo subestimar ligeiramente os padrões observados deve ser considerado natural considerando que as tendências referidas aumentaram ao longo do tempo, tendo o período entre observações (1987/88 a 2002/03) sido mais extenso do que entre previsões (1987/88 a 2001). Adicionalmente, devido à ausência de levantamentos batimétricos em 2001 para a totalidade da laguna, apenas foram consideradas actualizações na zona sob jurisdição portuária (Figura 2), pelo que não foram contabilizadas as alterações ocorridas nos restantes canais da Ria de Aveiro.

Considerando a capacidade do modelo numérico em reproduzir a propagação da maré para ambos os cenários, foram determinados os campos de amplitude e fase do constituinte M_2 por análise harmónica das previsões numéricas da elevação da superfície livre da água para todo o domínio computacional (Figura 11). Da sua análise verifica-se que a amplitude da maré é atenuada gradualmente da embocadura para a cabeceira dos canais, sendo acompanhada por um atraso de fase crescente, em sintonia com os padrões observados e descritos anteriormente. Na Figura 11 estão ainda representados os campos das diferenças entre as previsões para 2001 e para 1987/88. Estas atingem valores máximos da ordem dos 50% cm em termos de amplitude e de quase 2 horas, em termos de fase.

Os prismas de maré previstos numericamente para as secções que definem os principais canais da Ria de Aveiro (Figura 3) são representados na Figura 12 para ambos os cenários considerados, e para maré viva e maré morta. Da análise da figura verifica-se que os maiores prismas de maré são naturalmente observados na Barra, variando entre 37.41×10^6 m^3 (maré morta) e 86.96×10^6 m^3 (maré viva) em 1987/88. Seguem-se por ordem decrescente de importância os prismas para os canais de S.Jacinto, Espinheiro, Ílhavo e Mira, que relativamente ao valor do prisma na Barra variam entre 39 e 45%, 26 e 31%, 15%, e 14 e 15%, de maré morta para maré viva, respectivamente. Para o cenário de 2001 existe um aumento do prisma de maré em todas as secções analisadas, em resposta ao aumento de 5 a 7% determinado para a secção da embocadura para maré morta e maré viva, respectivamente. Assim, o aprofundamento do canal da embocadura conduz a um aumento do volume de água de origem marinha que entra na Ria de Aveiro em cada ciclo de maré.

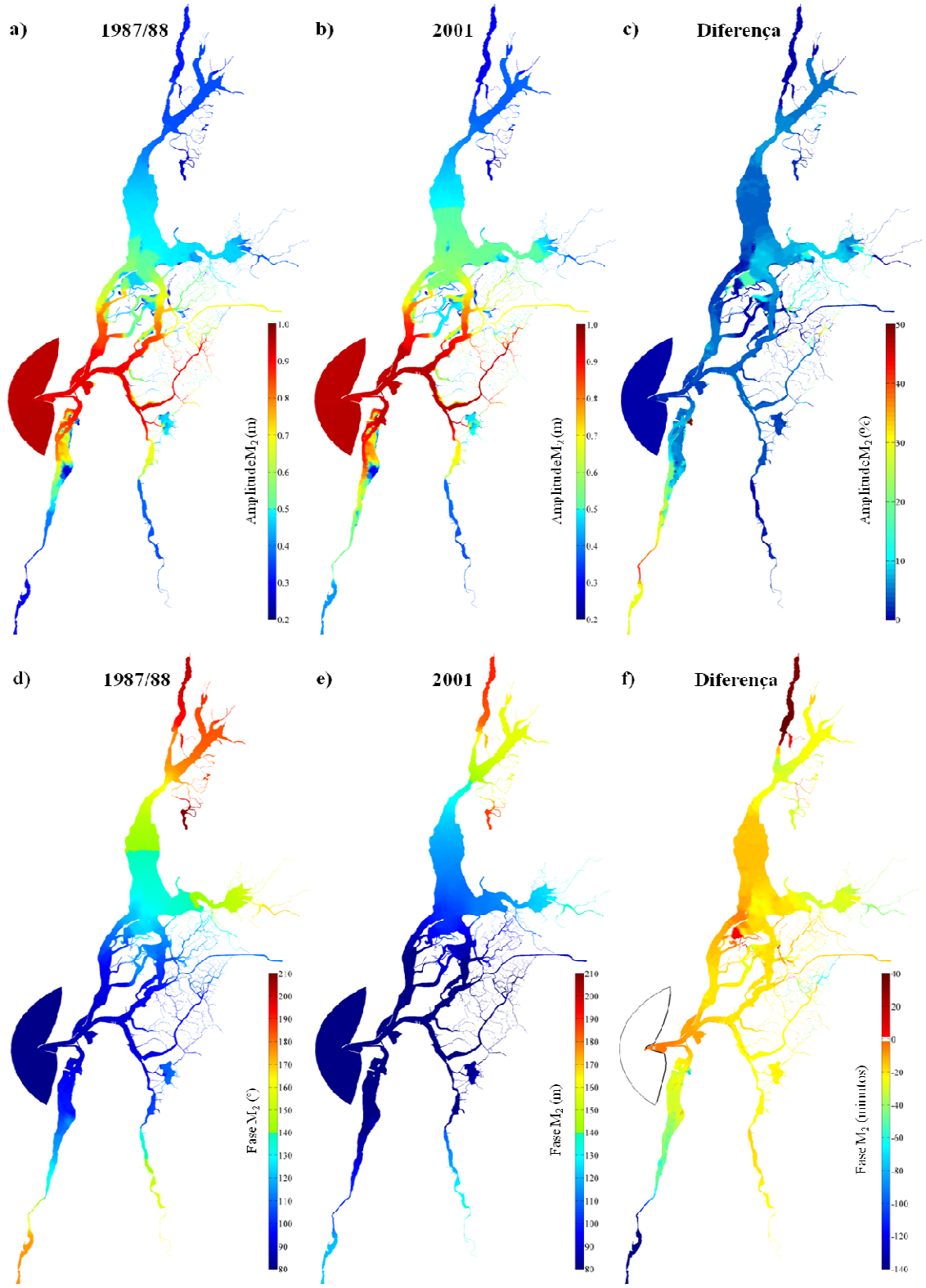


Figura 11: a), b) e c) Campos da amplitude do constituinte M_2 para 1987/88, 2001, e respectiva diferença, respectivamente; d), e) e f) Campos da fase do constituinte M_2 para 1987/88, 2001, e respectiva diferença, respectivamente, previstos por modelação numérica.

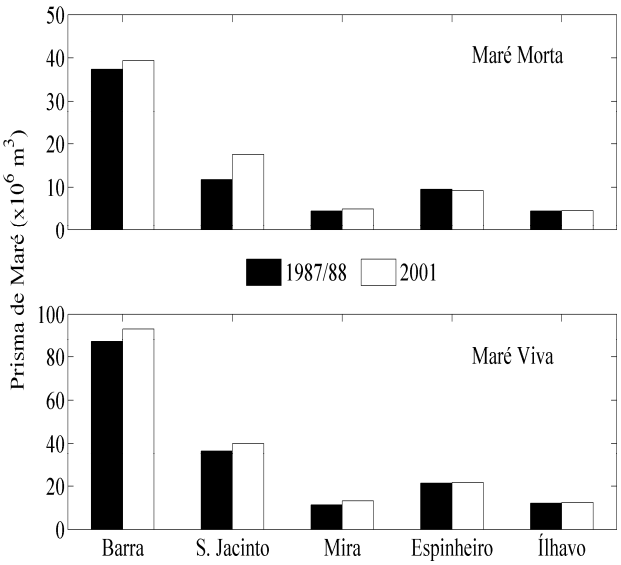


Figura 12: Prismas de maré nas secções que definem os principais canais da Ria de Aveiro, para os cenários de 1987/88 e 2001, determinados em maré morta e em maré viva.

CONCLUSÕES

O nível médio do mar na embocadura da Ria de Aveiro durante o período analisado teve uma tendência de subida de 1.15 mm/ano, enquanto a amplitude e fase do constituinte lunar principal semi-diurno (M_2) apresentaram uma tendência para o aumento de 4.52 mm/ano e para a diminuição de 0.09º/ano, respectivamente. Ou seja, as características da maré na embocadura da Ria de Aveiro alteraram-se durante o período em análise.

A amplitude do constituinte M_2 é fortemente atenuada conforme a maré se propaga para montante ao longo dos canais da Laguna, enquanto a sua fase aumenta. Entre 1987/88 e 2002/03 a amplitude da maré foi amplificada em toda a Ria de Aveiro, com especial incidência nas zonas terminais dos canais e ao longo do Canal de Mira. A sua fase revela uma tendência oposta. Em termos médios a amplitude do constituinte de maré M_2 aumentou cerca de 0.245 m e a fase decresceu cerca de 17.4º ao longo de 15 anos Deste modo, as cotas de preia-mar aumentaram ao longo deste período, enquanto as cotas de baixa-mar diminuíram, e a mesma fase da maré chega mais cedo.

As variações identificadas na maré na embocadura não são suficientes para justificar as alterações observadas no interior da laguna. Resultados de modelação analítica e de modelação numérica demonstram que o aprofundamento do canal da embocadura durante este período explica as alterações identificadas.

O prisma de maré na Ria de Aveiro apresenta forte variabilidade de maré viva para maré morta, sendo o volume de água que entra na laguna durante a enchente distribuído maioritariamente para os canais de S.Jacinto e do Espinheiro. As alterações batimétricas no canal da embocadura conduzem a um aumento do prisma de maré da laguna de 5% em maré viva e de 7% em maré morta, induzindo aumentos semelhantes nos restantes canais.

AGRADECIMENTOS

Parte deste trabalho foi financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) através da bolsa de Doutoramento de Isabel Araújo (SFRH/BD/6924/2001) e dos projectos de investigação MURANO (PTDC/ECM/65589/2006), AdaptaRia (PTDCAAC-CLI/100953/2008) e DyEPlume (PTDC/MAR/107939/2008), co-financiados por COMPETE/QREN/EU. Os autores também agradecem aos Profs. Y. Zhang e A.M. Baptista pelo modelo ELCIRC (www.stccmop.org/CORIE/modeling/elcirc), e à Administração do Porto de Aveiro, S.A. pela disponibilização de dados batimétricos e maregráficos.

LITERATURA CITADA

ANTUNES, C. e TABORDA, R., 2009. Sea Level at Cascais tide gauge: data, analysis and results. *Journal of Coastal Research,* SI 56, 218-222.

ARAÚJO, I.G.B., 2006. Sea Level Variability: Examples from the Atlantic Coast of Europe. Southampton. UK. University of Southampton, Faculty of Engineering Science and Mathematics, School of Ocean and Earth Science. Tese de doutoramento, 216 p.

ARAÚJO, I.G.B.; DIAS, J.M. e PUGH, D.T., 2008. Model simulations of tidal changes in a coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal*). Continental Shelf Research* 28, 1010-1025.

DA SILVA, J.F. e DUCK, R.W., 2001. Historical changes of bottom topography and tidal amplitude in the Ria de Aveiro, Portugal – trends for future evolution*. Climate Research* 18, 17-24.

DIAS, J.M, 2001. Contribution to the study of Ria de Aveiro hydrodynamics. Aveiro, Portugal, Universidade de Aveiro. Tese de Doutoramento, 288 p.

DIAS, J.M, 2009. Hidro/morfologia da Ria de Aveiro: alterações de origem antropogénica e natural. *Debater a Europa,* Periódico do CIEDA e do CIEJD, em parceria com GPE, RCE e o CEIS20. Nº1, 99-121, ISSN 1647-6336.

DIAS, J.M. e LOPES, J.F., 2006. Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: the case of Ria de Aveiro lagoon (Portugal). *Environmental Modelling and Software* 21, 1–15.

DIAS J. M. e MARIANO, S.C., 2011. Numerical Modelling of Hydrodynamic Changes Induced by a Jetty Extension – the Case of Ria de Aveiro (Portugal). *Journal of Coastal Research*, SI 64 (aceite).

DIAS, J.A. e TABORDA, R., 1988. Evolução recente do nível médio do mar em Portugal. Anais do Instituto Hidrográfico 9, 83-97.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 1999. Hydrological characterisation of Ria de Aveiro lagoon, Portugal, in early summer. *Oceanologica Acta,* 22, 473-485.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of the Earth* (B), 25, 369-374.

INSTITUTO HIDROGRÁFICO, 1991. Recolha e processamento de dados de marés, correntes, temperaturas e salinidades na Ria de Aveiro. Relatório FT.MC. 5/87. Lisboa, Portugal: Instituto Hidrográfico.

MARTA-ALMEIDA, M. e DUBERT, J., 2006. The structure of tides in the Western Iberian Region. *Continental Shelf Research*, 24, 385-400.

OLIVEIRA, A.; FORTUNATO, A.B. e DIAS, J.M., 2006. Numerical modelling of the Aveiro inlet dynamics. *Proceedings of the 30th International Conference on Coastal Enginnering*, vol. 4. World Scientific Publishing Co., 3282-3294.

PAWLOWICZ, R.; BEARDSLEY, B. e LENTZ, S., 2002. Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T_TIDE, Canada. *Computers and Geosciences, 28*, 929-937.

PICADO, A., 2008. Degradation of the salt pans in Ria de Aveiro: An Hydrodynamical Study. Aveiro, Portugal, Universidade de Aveiro. Tese de Mestrado, 49 p.

PICADO, A.; DIAS, J.M. e FORTUNATO, A.B., 2009. Effect of flooding the salt pans in the Ria de Aveiro. *Journal of Coastal Research*, SI 56, 1395 – 1398.

PICADO, A.; DIAS, J.M. e FORTUNATO, A.B., 2010. Tidal changes in estuarine systems induced by local geomorphologic modifications. *Continental Shelf Research,* 30, 1854-1864.

PLECHA, S.; SILVA, P.; VAZ, N.; BERTIN, X.; OLIVEIRA, A., FORTUNATO, A.B. e DIAS, J.M., 2007. Sensitivity analysis of morphodynamic modelling system applied to a coastal lagoon inlet. *Ocean Dynamics, 60*, 275-284.

PLECHA, S.; SILVA, P.; OLIVEIRA, A. e DIAS, J.M., 2011. EVALUATION OF SINGLE WAVES EFFECTS ON THE MORPHOLOGY EVOLUTION OF A COASTAL LAGOON INLET. *JOURNAL OF COASTAL RESEARCH*, SI 64 (ACEITE).

SANTOS, F.D. e MIRANDA, P., 2006. *Alterações Climáticas em Portugal. Cenários, Impactes e Medidas de Adaptação*. — Projecto SIAM II. Lisboa, Portugal. Gradiva, 506 p.

ZHANG, Y.; BAPTISTA, A.M. e MYERS, E., 2004. A cross-scale model for 3D baroclinic circulation in estuary-plume-shelf systems: I. Formulation and skill assessment. *Continental Shelf Research,* 24, 2187-2214.

Dinâmica Termohalina do Canal do Espinheiro (Ria de Aveiro)

N. Vaz [a], M. Sousa [a], P. C. Leitão [b] e J. M. Dias [a]
[a] CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
{nuno.vaz, mcsousa,joao.dias}@ua.pt
[b] Hidromod, Lda.
Rua Rui Teles Palhinha, nº 4, 1º.
2740-278 Porto Salvo
paulo.chambel@hidromod.com

SUMÁRIO

A Ria de Aveiro é o sistema lagunar costeiro mais extenso e dinâmico de Portugal. A sua dinâmica e geometria complexa fazem dela um desafio permanente para cientistas e gestores costeiros. A Ria é composta por quatro canais principais, sendo que cada um deles apresenta características estuarinas únicas. Neste trabalho são apresentados resultados da circulação termohalina no canal que faz a ligação entre a principal fonte de água doce da Ria (Rio Vouga) e o oceano Atlântico: o Canal do Espinheiro. Foi observada a formação de fortes gradientes de salinidade (frentes estuarinas) numa região a cerca de 7-8 km da embocadura do canal, observando-se a sua migração numa região de ~1 km, dependendo do regime de maré. Os processos físicos que contribuem para o transporte de sal no canal são a circulação residual, descarga fluvial e a circulação gravitacional. O canal do Espinheiro pode ser dividido em três regiões distintas relativamente à sua estrutura salina: uma influenciada pelo oceano, uma de mistura e outra em que a descarga fluvial é dominante. O transporte advectivo de sal apresenta uma estrutura vertical em duas camadas para um caudal fluvial muito intenso, ou homogéneo na vertical e de sinal oposto lateralmente para caudal fluvial fraco-a-médio. O estudo da estrutura termohalina do Canal do Espinheiro revela-se um permanente desafio, que permite o aumento do conhecimento sobre processos físicos, bem como definir uma base sólida para futuros estudos físicos e biogeoquímicos, uma vez que a salinidade e a temperatura podem se considerados "proxys para a qualidade da água da Ria de Aveiro.

PALAVRAS CHAVE: *Salinidade, Temperatura da água, Maré, Caudal fluvial*

INTRODUÇÃO

Com origem na palavra latina *aestuarium*, os sistemas estuarinos – que incluem estuários e lagunas costeiras – são zonas de interface onde se efectua a mistura entre a água salgada, proveniente do oceano, e a água doce dos rios que desaguam nestes sistemas. Nos últimos anos, a sua importância tem vindo a ser reconhecida pela comunidade científica e pelas populações que vivem nas suas margens. O estudo da dinâmica termohalina dentro de sistemas estuarinos e a forma como estes sistemas interagem com a região costeira adjacente é de particular importância, uma vez que estes estudos produzem informação sobre a dinâmica das propriedades conservativas da água, que muitas vezes servem de "proxy" para a qualidade da água.

A dinâmica termohalina tem sido recentemente estudada em sistemas estuarinos de todo o mundo (BANAS *et al.*, 2004; ALVAREZ *et al.*; 2006, VAZ e DIAS, 2008). As variações das propriedades da água num sistema estuarino são condicionadas fundamentalmente por dois forçamentos principais: a maré e o caudal fluvial. Vários estudos relacionam a resposta dinâmica de um estuário a variações temporais (e de intensidade) do caudal fluvial (KRANENBURG, 1986; MACCREADY, 1999; MONISMITH *et al.* 2002). A metodologia usada para efectuar estudos de dinâmica estuarina tem consistido na obtenção de dados de campo (campanhas de amostragem) ou no uso de sofisticados modelos numéricos que simulam a hidrodinâmica e a evolução espaço-temporal das propriedades da água destes sistemas.

Várias campanhas de amostragem têm sido realizadas para estudar a dinâmica termohalina estuarina: SIMPSON *et al.* (2001) e BANAS *et al.* (2004) estudaram as características hidrológicas e calcularam o balanço de sal de dois sistemas macrotidais: o estuário de Conwy (Reino Unido) e o estuário de Willapa (EUA), respectivamente. BOWEN e GEYER (2003) estudaram o transporte de sal no Rio Hudson (EUA) usando séries temporais de variáveis hidrodinâmicas e de salinidade. No Brasil, MIRANDA *et al.* (2005) estudaram a interacção entre o caudal fluvial e a maré num estuário tropical avaliando diferenças nas variáveis termohalinas em períodos de marés vivas e de marés mortas. Nas Rias Baixas Galegas, diversos estudos hidrológicos têm sido realizados de forma a avaliar o efeito da água oceânica no interior das rias, que comportam uma indústria de aquacultura muito importante. PREGO *et al.* (2001) e ALVAREZ *et al.* (2005) avaliaram as características hidrológicas da Ria de Pontevedra em períodos de afloramento costeiro, e o efeito da pluma do Rio Minho na hidrologia das Rias Baixas foi estudado por ALVAREZ *et al.* (2006) usando observações de salinidade e de temperatura da água.

Todos os estudos referidos anteriormente tiveram por base o uso de dados amostrados nos sistemas estudados. Contudo, esta abordagem é redutora, uma vez que, muitas vezes, o uso exclusivo de dados de campo revela limitações de carácter temporal, uma vez que a amostragem é feita por períodos limitados de tempo (ciclos de maré ou ciclos quinzenais), e de resolução espacial restrita, não abarcando toda a área dos sistemas estuarinos. Assim, de forma a contornar estas limitações, é comum o uso de modelos numéricos para o estudo da dinâmica termohalina de sistemas estuarinos. Actualmente é então comum o uso de modelos numéricos para estudos de intrusão salina em estuários (PRANDLE, 2004, VAZ *et al.*, 2005, 2009), circulação estuarina (LI *et al.*, 2005, WARNER *et al.*, 2005), tempos de residência (BANAS *e* HICKEY, 2005, MALHADAS *et al.,* 2010) ou propagação de maré (DIAS *et al.*, 2000, DIAS e LOPES, 2006, PICADO *et al.,* 2010). A interacção entre os estuários e a costa adjacente tem sido estudada, em termos de variações termohalinas, implementando modelos de

propagação de plumas estuarinas (HETLAND, 2005, CHOI e WILKIN, 2007, MACCREADY *et al.*, 2009, VAZ *et al.*, 2009).

A Ria de Aveiro é o sistema lagunar costeiro mais extenso e dinâmico de Portugal. Devido à sua importância na região onde está inserida, e também devido às suas características dinâmicas, a Ria é usada como um laboratório natural pela comunidade científica. De um ponto de vista físico, são vários os exemplos de estudos realizados para estudar tópicos como a propagação da maré na Ria de Aveiro (DIAS *et al.* 2000), o transporte de sedimentos e de propriedades da água (DIAS *et al.,* 2003), a variação horizontal da salinidade e da temperatura na área central da Ria de Aveiro (VAZ *et al.,* 2005), o transporte de sedimentos em suspensão (LOPES *et al.*, 2006) e a circulação residual e mecanismos de transporte (LOPES E DIAS, 2007). A dinâmica do Canal do Espinheiro em resposta a diferentes forçamentos de maré e caudal fluvial foi investigada por VAZ *et al.* (2009) usando um modelo numérico tridimensional e a resposta da laguna a variações na batimetria foram investigadas por ARAÚJO *et al.* (2008) e PICADO *et al.* (2010).

Conforme referido anteriormente, o estudo da dinâmica termohalina é importante, uma vez que o conhecimento da estrutura salina e térmica de um sistema serve de base para estudos mais abrangentes sobre a biogeoquímica do sistema.

O principal objectivo deste trabalho é o estudo da dinâmica termohalina do Canal do Espinheiro em termos dos dois forçamentos principais: maré e caudal fluvial. Serão apresentados resultados relativos à estrutura horizontal e vertical da salinidade e da temperatura da água do Canal do Espinheiro, classificação do canal em termos da sua estrutura salina e térmica e cálculos do transporte de sal e circulação residual no canal, identificando os principais componentes que afectam o transporte de sal.

Nas secções seguintes deste trabalho serão apresentados a descrição das características do Canal do Espinheiro e posteriormente os resultados da estrutura salina e térmica do canal, bem como do transporte de sal. De seguida serão apresentadas as principais conclusões.

ÁREA DE ESTUDO

O Canal do Espinheiro é um dos quatro canais principais da Ria de Aveiro, uma laguna costeira de águas pouco profundas (profundidade média de cerca de 1 m relativamente ao zero hidrográfico) localizada na costa noroeste de Portugal (ver Figura 1). O Canal do Espinheiro está localizado na região central da Ria de Aveiro, que é caracterizada por um elevado número de canais pouco profundos e estreitos, e inclui duas regiões distintas: a primeira inclui a área desde a embocadura da Ria (Estação 1) até à Estação 5 (Figura 1), sendo que a segunda região inclui o Canal do Espinheiro propriamente dito (estendendo-se até à Estação 10). Para simplificar, a área de estudo desde a embocadura da Ria até à estação 10 é designada neste trabalho por Canal do Espinheiro.

Assim, a área de estudo tem cerca de 11 km de comprimento, uma largura média de cerca de 200 m e uma profundidade média (ao longo do eixo do canal) de cerca de 10 m. As marés são marcadamente semi-diurnas, sendo a M_2 o constituinte mais energético, representado cerca de 90% da energia da maré (DIAS *et al.*, 1999).

O canal é um sistema mesotidal, em que a amplitude da onda de maré varia entre os 2 e os 4 metros (DIAS *et al*., 1999). O sinal da maré neste canal é distorcido à medida que a onda se propaga para montante em direcção ao final do canal (DIAS *et al.*, 2000), sendo que esta distorção no sinal da maré está relacionada com variações batimétricas e de geometria do canal. Assim, a onda de maré apresenta características de uma onda progressiva em que a sua energia é dissipada devido ao efeito do atrito de fundo. Apesar

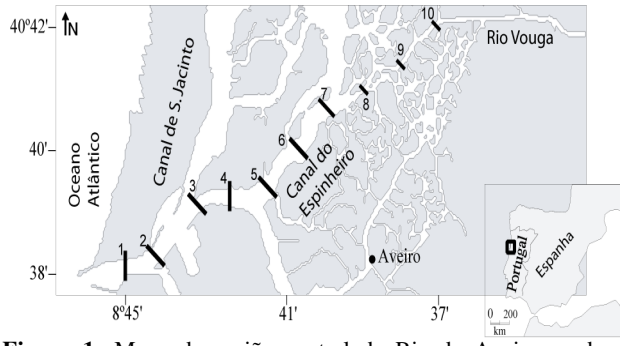


Figura 1: Mapa da região central da Ria de Aveiro, onde o Canal do Espinheiro está localizado. Na figura estão assinaladas a localização das estações de amostragem de dados usados no estudo da estrutura termohalina do canal.

desta característica, em zonas pouco profundas, a onda de maré apresenta características de uma onda estacionária.

O Canal do Espinheiro pode ser considerado a zona mais dinâmica da Ria de Aveiro, uma vez que é a zona da Ria onde as velocidades da corrente são mais elevadas (~2 ms^{-1}, VAZ *et al.*, 2009). Outra das razões que contribui para o seu grande dinamismo é que o Rio Vouga desagua na cabeceira do canal, o que contribui para o aumento da velocidade da corrente de vazante. Esta intensificação da corrente de vazante pode aumentar circulação residual no canal para jusante e consequentemente o transporte de sal (VAZ *et al.,* 2009). Os outros canais da Ria são sobretudo caracterizados por extensas zonas pouco profundas e intertidais, o que contribui para uma forte dissipação da energia e correntes de maré (DIAS *et al.,* 2000).

O prisma de maré calculado para a embocadura da Ria é de $136.7\times10^6 \times10^6$ m^3 e de 34.9×10^6 m^3 para marés vivas e mortas, respectivamente (DIAS, 2001). O aporte de água doce, proveniente do Rio Vouga, é bastante mais reduzido quando comparado com o prisma de maré, sendo cerca de 1.8×10^6 m^3 para um ciclo de maré (MOREIRA *et al.*, 1993). As correntes de maré são predominantes relativamente às correntes induzidas pela descarga fluvial. No entanto, o aporte de água doce é muito importante no estabelecimento de gradientes de salinidade (DIAS *et al.*, 1999, VAZ *et al.*, 2005) e na determinação da circulação residual na laguna (DIAS *et al.*, 2003, VAZ *et al.*, 2009).

Vários rios desaguam na Ria de Aveiro, mas efectivamente o mais importante em termos de caudal fluvial é o Rio Vouga (que desagua na cabeceira do Canal do Espinheiro) e condiciona a dinâmica termohalina do canal. VICENTE (1985) apresenta valores de caudal de cheia (para o Vouga) de 3400 m^3s^{-1}, para um período de 25 anos. O caudal médio do Rio Vouga é referido como sendo 25 m^3s^{-1} (BORREGO *et al.*, 1990), mas de acordo com VICENTE (1985) este valor está subestimado, o que foi confirmado por VAZ e DIAS (2008), que apresentam um caudal médio anual para o Rio Vouga de 31.5 m^3s^{-1}. Este valor médio é baseado em medições efectuadas entre Setembro de 2003 e Outubro de 2004, onde os valores máximos foram medidos no início do Inverno (143.16 m^3s^{-1}) e os mínimos na estação seca (início do Verão, 2.0 m^3s^{-1} (VAZ e DIAS, 2008).

As características de forçamento por uma maré mesotidal a jusante e a descarga de água doce do Rio Vouga a montante fazem do Canal do Espinheiro um laboratório ideal para estudos hidrodinâmicos, hidrológicos e de transporte de propriedades da água (sal e calor) (VAZ, 2007).

HIDROLOGIA DO CANAL DO ESPINHEIRO

Nesta secção são apresentados algumas das características hidrológicas do Canal do Espinheiro, em termos dos padrões horizontais e verticais de salinidade e de temperatura da água. Os resultados aqui descritos são baseados em campanhas hidrológicas efectuadas entre Setembro de 2003 e Outubro de 2004 no Canal do Espinheiro. As campanhas de amostragem foram realizadas em máxima maré viva e na máxima maré morta seguinte (aproximadamente duas vezes por mês), de forma a caracterizar a estrutura termohalina do canal em função do tipo de maré. As amostragens foram efectuadas durante o período de enchente. O caudal fluvial do Rio Vouga (ver Figura 2, painel da direita) foi medido para cada amostragem, sendo considerado representativo desse período. Uma descrição completa da campanha e metodologia usada pode ser encontrada em VAZ (2007) e VAZ e DIAS (2008).

Estrutura Horizontal e Variabilidade Temporal de Salinidade e Temperatura da Água

Na Figura 2 estão representadas a estrutura horizontal de salinidade e de temperatura da água do Canal do Espinheiro para o período de Setembro de 2003 a Outubro de 2004. As figuras mostram a variação espaço-temporal das variáveis termohalinas em função das características da maré (viva ou morta) e do valor do caudal fluvial do Rio Vouga para três níveis da coluna de água: superfície, meia-água e fundo.

A partir dos resultados à superfície (Figura 2a) é possível verificar que a distribuição espacial da salinidade é função do tipo de maré e do caudal fluvial. A estrutura horizontal da salinidade revela a formação de fortes gradientes de salinidade a cerca de 7/8 quilómetros da embocadura (estação 1). Estes gradientes de salinidade separam a região fluvial do Canal do Espinheiro, onde a água tem valores de salinidade muito próximos dos da água doce, da zona de mistura do canal, onde os valores da salinidade estão entre 10 e 30 psu. Pode-se ver ainda que os gradientes migram de acordo com o tipo de maré. Esta migração faz-se numa área de 1

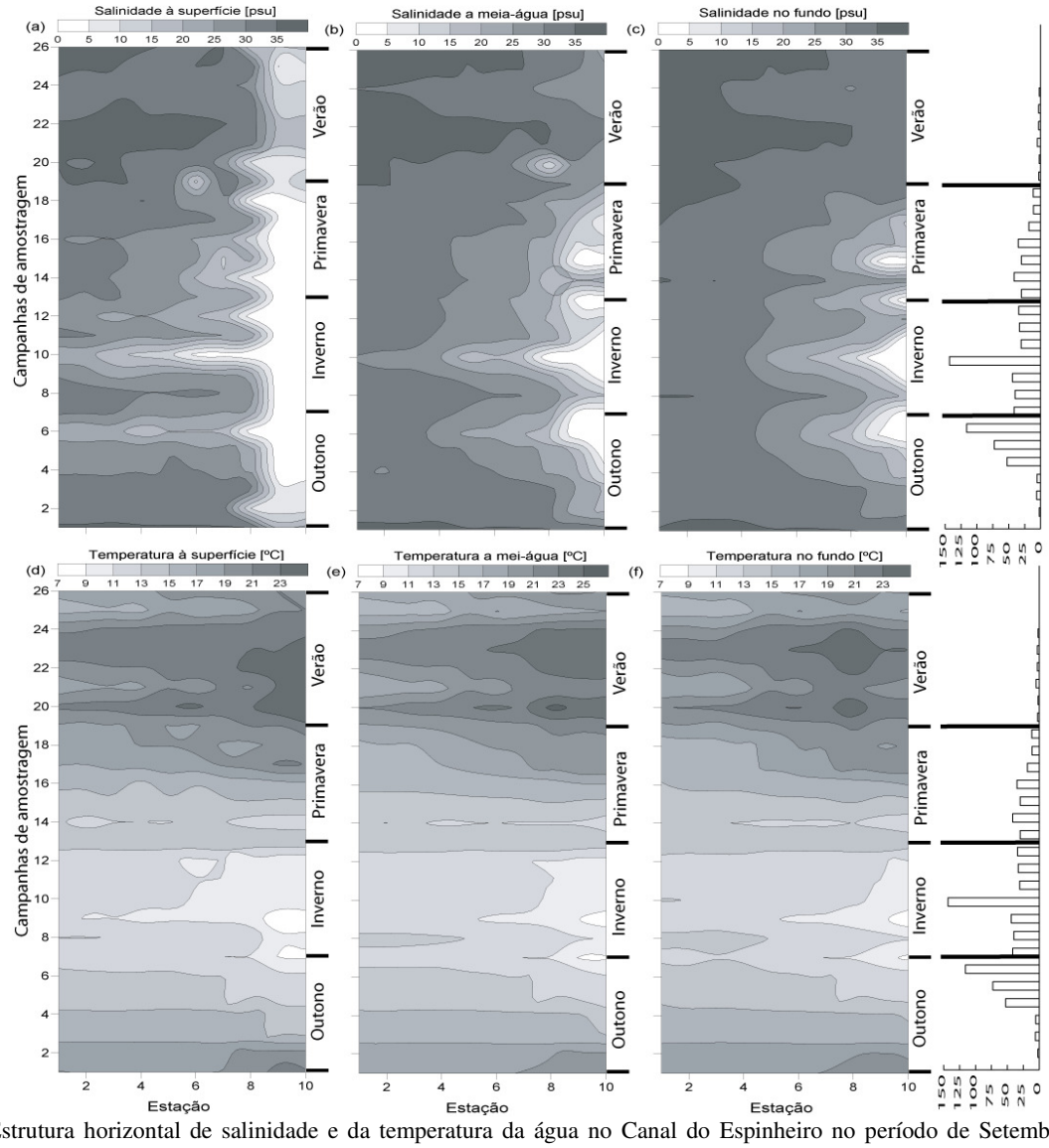


Figure 2: Estrutura horizontal de salinidade e da temperatura da água no Canal do Espinheiro no período de Setembro de 2003 a Outubro de 2004. (a, d) salinidade e temperatura à superfície: (b, e) meia-água; (c, f) fundo. Nos painéis da direita estão representados gráficos de barra com o caudal fluvial correspondente a cada uma das campanhas de amostragem. O caudal fluvial é expresso em m^3s^{-1}.

km para montante (jusante) em maré viva (maré morta). A formação destes gradientes de salinidade está relacionada com o aparecimento de frentes estuarinas, que são zonas de separação de águas com concentração de sal diferentes. A estrutura horizontal da salinidade é também muito influenciada pelo caudal fluvial do Vouga. Pode verificar-se que a influência da água doce se faz sentir até muito próximo do meio do canal (e durante o Inverno até quase junto à embocadura), sendo este efeito induzido pelo aumento do caudal fluvial do Rio Vouga na estação húmida.

A estrutura horizontal da salinidade a meia-água e no fundo (Figuras 2b e 2c) revela a influência do caudal do rio, uma vez que na região mais a montante (entre as estações 8 e 10), os valores de salinidade durante a maior parte do período de amostragem estão compreendidos entre 0 e 10 psu. A excepção ocorre durante o Verão, onde os valores estão entre os 25 e os 36 psu. Os padrões da salinidade revelam a existência de gradientes verticais de salinidade, mais intensos durante o Outono e o Inverno. Em termos da sua estrutura salina, o canal muda as suas características de misturado para parcialmente estratificado, consoante a intensidade do caudal fluvial. Durante os períodos de caudal fluvial mais intenso (superior a 100 m^3s^{-1}) o canal passa a ter características de estuário de cunha salina, sendo visível a influência da água doce até regiões próximas da embocadura (entre as estações 1 e 4).

Estes resultados revelam que o Canal do Espinheiro pode ser dividido em três zonas distintas com respeito à sua estrutura salina: uma região marinha (entre as estações 1 e 4), uma região de mistura (entre as estações 4 e 8) e uma região de influência fluvial (entre as regiões 8 e 10). Este resultado é consistente com a classificação proposta por KJERFVE (1990) para outras regiões estuarinas.

As figuras da estrutura horizontal da temperatura (Figuras 2d, 2e e 2f) revelam a formação de gradientes de temperatura ao longo do canal. Os resultados são consistentes, uma vez que no Inverno são identificadas temperaturas menos elevadas na região de influência fluvial (a montante), sendo que na Primavera e no Verão existe uma inversão de temperatura, com águas mais quentes de origem fluvial e mais frias de origem oceânica. Nota-se que com respeito à sua estrutura térmica, o Canal do Espinheiro apresenta gradientes verticais suaves durante o Inverno, sendo que na Primavera e no Verão a coluna de água pode ser considerada homogénea em termos de temperatura. Os resultados da temperatura da água mostram a influência combinada da temperatura da água do Rio Vouga e do oceano adjacente, mas também a influência do ciclo anual da temperatura do ar, verificando-se uma correlação positiva entre a temperatura do ar e da água (quando uma aumenta (diminui) a outra aumenta (diminui)).

Os resultados da Figura 2 revelam que a estratificação vertical no canal é sobretudo devida a variações verticais de salinidade resultantes da interacção entre a água doce proveniente do Rio Vouga e a água oceânica que se propaga ao longo do canal com a maré. A temperatura da água varia menos na vertical, não contribuindo tanto para a estratificação.

De forma a quantificar a variabilidade anual da estratificação no canal foi realizada uma análise por Funções Empíricas Ortogonais ("EOFs") (EMERY e THOMPSON, 1997). A análise por EOFs, permite-nos estabelecer o modo de variabilidade mais significativo de uma variável no Canal do Espinheiro. Neste caso, apresenta-se resultados relativos à diferença de salinidade entre a superfície e o fundo, utilizado neste estudo como "proxy" para a estratificação vertical.

Os resultados apresentados nas Figuras 2a e 2c revelam que a estratificação decresce desde a região mais a montante do canal até à embocadura, sendo uniforme numa região a cerca de 7 kms da embocadura do canal. Num ecossistema relativamente pequeno como é o Canal do Espinheiro, onde as correntes de maré são elevadas (VAZ *et al.*, 2009), a intrusão de água salgada do oceano tende a diminuir a estratificação, tornando a coluna de água homogénea devido ao aumento da turbulência provocada pelo atrito de fundo induzido pelas fortes correntes de maré. Este efeito é compensado pela acção do caudal fluvial que transporta águas menos salinas (menos densas), aumentado a estratificação. De facto, a primeira EOF para a estratificação (Figura 3a) contribui para 58% da variância total, é quase uniforme até à estação 7, diminuindo até à estação 10 (junto à cabeça do canal). Os valores absolutos da primeira EOF são mais elevados na área mais a montante do canal, revelando uma maior contribuição do caudal fluvial para o estabelecimento de estratificação. A variação temporal da primeira EOF da estratificação, a Componente Principal 1 (PC1, Figura 3b) apresenta uma correlação alta (0.7) com o valor da descarga fluvial do Rio Vouga, ou seja o aumento da estratificação no canal está relacionado com o aumento da descarga fluvial. PC1 apresenta algum ruído quando comparado com as componentes principais da salinidade à superfície (resultado não mostrado). Isto significa que a estratificação pode ter outros forçamentos que não o caudal fluvial. Um dos forçamentos que pode fazer aumentar ou diminuir a estratificação é o vento. Contudo devido à largura relativamente reduzida do Canal do Espinheiro, o vento não é considerado como um forçamento principal da estratificação neste canal.

TRANSPORTE DE SAL NO CANAL DO ESPINHEIRO

Num ecossistema como o Canal do Espinheiro, os principais mecanismos forçadores da circulação e geradores da turbulência que induz a mistura vertical são a descarga fluvial e as componentes barotrópicas e baroclínicas do gradiente de pressão, gerado pela maré e pelo gradiente de salinidade longitudinal, respectivamente (MIRANDA e CASTRO FILHO, 1996, BOWEN e GEYER, 2003). Neste caso existe um balanço (em regime estacionário) entre a advecção (para jusante) e os processos de mistura (para montante), gerados pela interacção entre a água salgada do oceano e a descarga fluvial que se misturam ao longo do canal, gerando o transporte de sal.

Entre os processos que geram transporte de sal, os mais importantes são as componentes da circulação devidas à descarga fluvial, sendo que a dispersão de sal para montante é devida ao

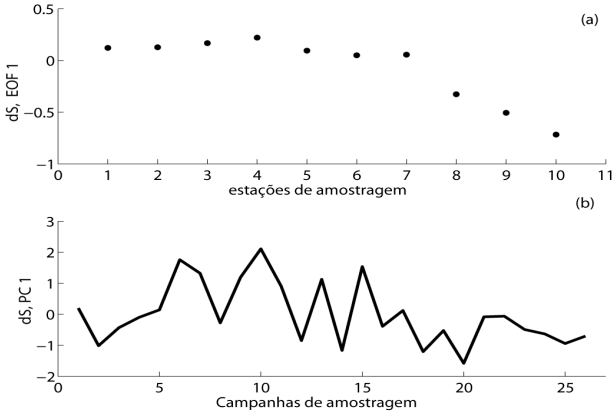


Figura 3: (a) Primeiro modo de variabilidade (EOF1) da estratificação (ds) no canal do Espinheiro; (b) Componente Principal (PC1), que representa a variação temporal da EOF1.

efeito da maré, circulação gravitacional e ao efeito do vento. A formulação utilizada para o cálculo do transporte de sal no Canal do Espinheiro encontra-se descrita no trabalho clássico de HUNKINS (1981), onde ele apresenta cálculos similares para o estuário do Rio Hudson (EUA). Esta formulação é baseada no pressuposto que o Canal do Espinheiro é lateralmente homogéneo em termos de salinidade e velocidade da corrente.

A expressão do transporte de sal calculada para uma secção transversal lateralmente homogénea é (HUNKINS, 1981, VAZ, 2007):

$$T_S = \frac{1}{T}\int_0^T M_S dt = \overline{\rho} < \overline{VSh} > \qquad (1)$$

em que M_S representa o transporte de massa, $\overline{\rho}$ a densidade média, V a velocidade da corrente e S a salinidade. A barra horizontal nas variáveis representa uma média no espaço (na vertical) e os símbolos <> são um operador de média temporal. No Canal do Espinheiro, o termo advectivo devido à descarga fluvial é dominante em relação a outros processos, como a circulação gravitacional, que também contribuem para o transporte (VAZ, 2007).

Num sistema estuarino, o transporte de propriedades não se faz apenas devido ao movimento periódico da maré. Existe um movimento de água adicional, conhecido como circulação residual, que é uma ou duas ordens de grandeza inferior em termos de amplitude, que é devido à descarga de água doce ou ao efeito do vento. Assim, de maneira a estudar o transporte de sal no canal do Espinheiro é necessário conhecer as características da circulação residual no canal.

Circulação Residual no Canal do Espinheiro

Para ilustrar as características da circulação residual no Canal do Espinheiro são usados os resultados de um modelo baroclínico tridimensional desenvolvido para esta zona (VAZ *et al.,* 2009). Este modelo foi forçado na fronteira aberta oceânica com a maré, perfis de salinidade e temperatura da água típicos para cada período de simulação. Nas fronteiras terrestres foi forçado com a descarga fluvial do Rio Vouga, com valores de salinidade de 0 psu e de temperatura da água típicos para os períodos em estudo. À superfície foi imposto o valor de variáveis atmosféricas para o cálculo dos fluxos de calor e humidade entre a água do canal e a atmosfera. Os detalhes sobre a implementação do modelo encontram-se descritos em VAZ *et al.* (2009).

Os resultados da Figura 4 ilustram a circulação residual na região central e junto à embocadura do Canal do Espinheiro, para uma situação de maré viva (Novembro de 2003) e um caudal fluvial de 72.74 m^3s^{-1}. A circulação residual foi calculada fazendo a média no tempo da velocidade instantânea calculada pelo modelo, sendo uma ordem de grandeza inferior às correntes de maré. As simulações de hidrodinâmica e de salinidade são para um período de 4 dias.

As simulações sem descarga fluvial (resultado não mostrado) revelam que a maré induz correntes residuais predominantes de vazante, junto à superfície e ao fundo, revelando que o canal é dominado pela vazante (VAZ *et al.,* 2009). Este resultado é consistente com os resultados de DIAS (2001), que aplicou um modelo 2D integrado na vertical para caracterizar as características da circulação residual barotrópica induzidas por marés, descarga fluvial e ventos na Ria de Aveiro. Os resultados para a região marinha do Canal do Espinheiro (Figura 4) revelam características de uma canal dominado pela vazante, com a direcção predominante da velocidade a ser para fora do canal. Contudo, os padrões residuais mostram alguma variabilidade espacial. A corrente superficial é mais intensa, transportando água estuarina para a costa adjacente (Figura 4a). Esta corrente de vazante é sentida em toda a largura do canal em quase toda a área de estudo. Contudo, junto à embocadura do canal a velocidade residual é mais intensa junto à parte sul do canal da embocadura. As correntes junto ao fundo (Figura 4b) têm também uma direcção preferencial para jusante, mas são muito menos intensas – cerca de uma ordem de grandeza inferior às correntes superficiais).

Estes resultados servem para ilustrar que a hidrodinâmica no período de vazante se sobrepõe à do período de enchente, apresentado velocidades de maré mais intensas.

Fluxos de Sal no Canal do Espinheiro

Como foi referido atrás, o transporte de propriedades da água está intimamente ligado à estrutura da circulação residual de um sistema estuarino. Para estudar as trocas entre o Canal do Espinheiro e a zona costeira adjacente, foi efectuado um estudo hidrodinâmico e de transporte de sal junto à embocadura do Canal do Espinheiro (junto à estação 1, ver Figura 1). Assim, foram utilizados os resultados de um modelo baroclínico desenvolvido para o Canal do Espinheiro (VAZ *et al.,* 2009), de forma a identificar os padrões hidrodinâmicos e termohalinos da secção do canal de entrada do Espinheiro. A seguir foi calculado o transporte de sal através da secção. Esta secção tem cerca de 350 m de largura, apresentando uma forma triangular, com um declive pouco acentuado do centro para as margens.

Os resultados da Figura 5 ilustram dois períodos de maré morta, sendo que o caudal do Rio Vouga é de 143 m^3s^{-1} (29/1/2004) e de 2 m^3s^{-1} (25/7/2004), respectivamente. De forma a remover o efeito da maré (HANSEN e RATTRAY, 1965), foi feita a média da componente longitudinal (u) da velocidade e da salinidade na secção, durante 4 ciclos de maré completos. Os padrões de velocidade u e de salinidade na secção são representados na Figura 5. Os valores positivos (negativos) de velocidade significam que a direcção da velocidade é para montante (jusante).

Em períodos em que o caudal fluvial é pouco intenso (Julho, 2 m^3s^{-1}), a secção é praticamente homogénea (estratificação ~0.1 psu) em termos de salinidade, onde a coluna de água apresenta-se

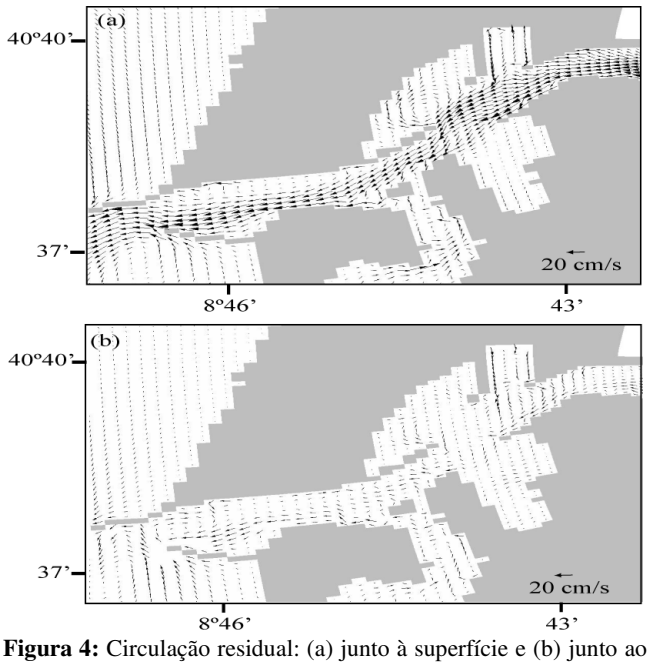


Figura 4: Circulação residual: (a) junto à superfície e (b) junto ao fundo. Período de simulação Novembro de 2003. Caudal fluvial de 72.74 m^3s^{-1}.

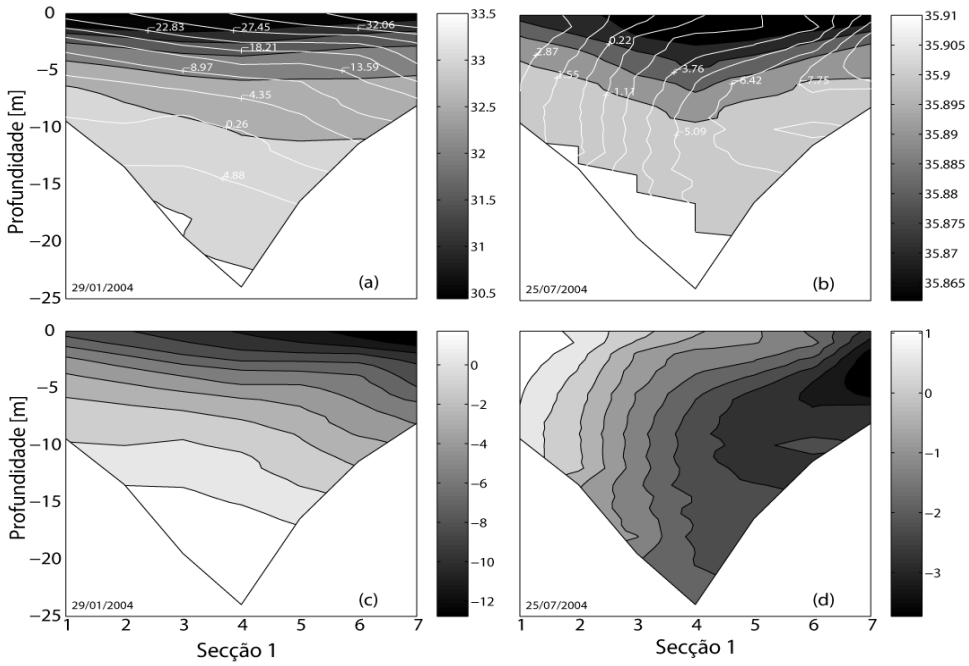


Figure 5: (a, b) Padrões laterais e verticais de velocidade residual (linhas a branco, cms^{-1}) e de salinidade (cor, médias durante 4 ciclos de maré); (c, d) Transporte de sal simulado (média durante 4 ciclos de maré, cms^{-1}) para a secção da embocadura do Canal do Espinheiro. (a, c) período de maré morta e caudal intenso (143 m^3s^{-1}); (b, d) período de maré morta e caudal pouco intenso (2 m^3s^{-1}).

bem misturada (Figura 5b). O mesmo não se passa no padrão de velocidade residual: a secção apresenta valores de velocidade de vazante mais intenso junto à margem sul do canal, diminuindo para o seu eixo, e valores de velocidade de enchente junto à margem norte do canal (Figura 5b). Para um caudal fluvial médio (resultado não mostrado) e intenso (Janeiro, 143 m^3s^{-1}), a coluna de água apresenta-se estratificada na vertical e lateralmente homogénea em termos de salinidade (Figura 5a). Quando o caudal fluvial é intenso, a velocidade residual apresenta uma estrutura em camadas, com valores de enchente junto ao fundo e valores de vazante do meio para a superfície (Figura 5a). A estrutura vertical da velocidade da corrente apresenta isolinhas de velocidade achatadas.

Na secção junto à embocadura do Canal do Espinheiro, o transporte de sal apresenta o mesmo padrão da velocidade residual, com um fluxo global para montante (positivo) junto à margem norte do canal, diminuindo na direcção do eixo, e um fluxo global de vazante (negativo) junto à margem sul do canal. Esta característica do transporte de sal nesta secção é comum no canal da embocadura (VAZ *et al.*, 2009), excepto quando o caudal fluvial é muito intenso (> 100 m^3s^{-1}), sendo este aspecto visível na Figura 5c, onde apresentando uma estrutura similar à da circulação residual, o transporte de sal faz-se numa estrutura de duas camadas, com valores positivos (negativos) junto ao fundo (superfície), o que corresponde a transporte para montante (jusante). Quando o caudal fluvial é intenso, a circulação residual aparenta ser um mecanismo muito importante gerador das trocas de sal entre o Canal do Espinheiro e a zona costeira adjacente. Outra das características do transporte de sal nesta secção consiste em que durante a enchente os valores de salinidade são mais elevados do durante a vazante, o que contribui para um transporte global de sal para montante. Esta característica do transporte de sal deve-se a um termo de correlação com o ciclo de maré, que é comum em canais ou estuários "curvos" (FISCHER *et al.*, 1979, BANAS e HICKEY, 2005). Para períodos de marés vivas (resultados não mostrados), o transporte para fora do estuário é mais intenso, resultando de velocidades residuais de vazante mais intensas do que as calculadas para períodos de marés mortas (VAZ, 2007).

EVOLUÇÃO TEMPORAL TERMOHALINA

A evolução temporal da densidade (sigma-t) e da velocidade da corrente foi analisada para o eixo da secção apresentada na secção anterior (junto à embocadura do canal). A Figura 6 apresenta os resultados para dois ciclos de maré completos para dois períodos de marés mortas (Janeiro e Julho de 2004) a para caudal intenso (143 m^3s^{-1}, Figuras 6a e 6c) e caudal pouco intenso (2 m^3s^{-1}, Figuras 6b e 6d).

Para Janeiro, quando o caudal fluvial é intenso (> 100 m^3s^{-1}), os valores de sigma-t (Figura 6a) variam entre 20 perto da superfície (para a baixa-mar) e cerca de 26 kgm^{-3} (na preia-mar). A picnoclina é visível a meio da coluna de água após a baixa-mar. As isolinhas de sigma-t têm uma inclinição ligeiramente para jusante (montante) durante a vazante (enchente), apresentando valores de 26 kgm^{-3} em preia-mar. A evolução temporal de sigma-t segue o padrão natural da evolução da maré, aumentando os seus valores durante a enchente e diminuindo durante a vazante.

Os valores da velocidade da corrente são positivos durante a enchente e negativos durante a vazante, seguindo a normal evolução da onda de maré no Canal do Espinheiro. As velocidades são mais intensas à superfície (Figura 6c) durante a vazante (1 ms^{-1}), sendo que a intensificação à superfície é mais evidente devido ao efeito do caudal fluvial que transporta água menos densa de montante para jusante. A velocidade de enchente é menos intensa do que a de vazante, apresentado valores de 0.8-0.9 ms^{-1}.

Para um caudal fluvial pouco intenso, a evolução temporal de sigma-t apresenta uma estratificação aparente (Figura 6b). Ela é aparente, uma vez que os valores rondam à volta de 26 kgm^{-3}, com pequenas diferenças da ordem dos 0.2 kgm^{-3}, revelando uma coluna de água bem misturada. Esta mesma característica é visível na evolução temporal da velocidade da corrente (Figura 6d).

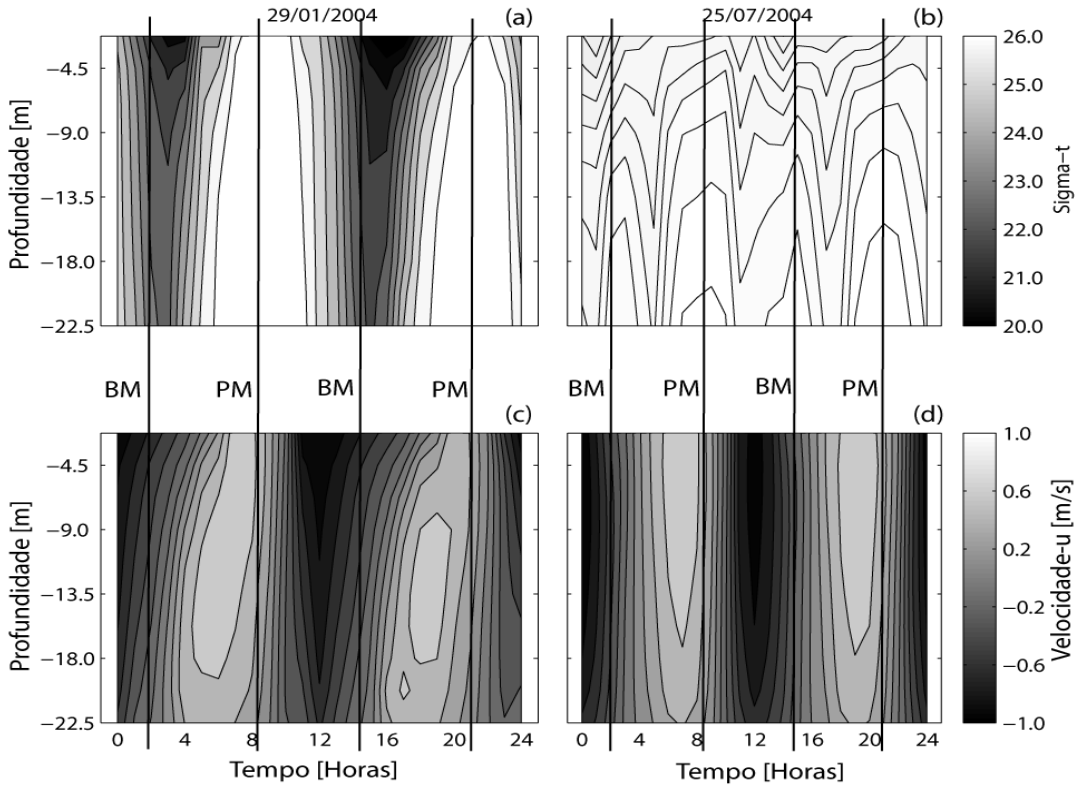


Figure 6: Evolução temporal da densidade (sigma-t) e da velocidade da corrente de maré para o eixo do canal junto à embocadura do Canal do Espinheiro. Os resultados são para dois períodos de marés mortas para caudal fluvial intenso de 143 m^3s^{-1} (a, c) e caudal fluvial pouco intenso de 2 m^3s^{-1} (b, d). BM e PM referem os instantes de baixa e preia-mar, respectivamente.

Os resultados da Figura 6, revelam que a embocadura do Canal do Espinheiro muda as suas características quanto à estratificação quando o caudal fluvial tem valores diferentes. Assim, quando o caudal fluvial é intenso (> 100 m^3s^{-1}), a coluna de água apresenta-se parcialmente estratificada, sendo que para um caudal fluvial pouco intenso a coluna de água é bem misturada. Os resultados revelam ainda uma assimetria entre as velocidades de vazante e de enchente, revelando as características de canal dominado pela vazante, uma vez que as velocidades de vazante são mais intensas do que as de enchente.

ESTRATIFICAÇÃO ESTUARINA

A estratificação no Canal do Espinheiro pode ser quantificado usando parâmetros adimensionais como o Número de Richardson Estuarino (FISCHER *et al.*, 1979; DYER, 1997). O Número de Richardson, dá uma medida do ganho de energia potencial devido à descarga fluvial, relacionando com a mistura induzida pela maré, e é dado por:

$$Ri_E = g\left(\frac{\Delta\rho}{\rho}\right)\left(\frac{Q_f}{bU_{RMS}^3}\right) \qquad (2)$$

onde Q_f é o caudal fluvial, b representa a largura da secção onde os dados são amostrados ou calculados, $\Delta\rho$ é a diferença de densidade entre a água salgada e doce, ρ é a densidade média na coluna de água e U_{RMS} é a velocidade média quadrática. De acordo com FISCHER *et al.* (1979), se o Ri_E for maior que 0.8 o estuário é estratificado, se for menor que 0.08 o estuário é considerado bem misturado. Se o Ri_E estiver entre estes dois limites o estuário é considerado parcialmente misturado.

Para caudais fluviais do Rio Vouga pouco intensos – na ordem dos 2 m^3s^{-1} – a região junto à embocadura do Canal do Espinheiro pode ser considerada bem misturada, uma vez que o Número de Richardson apresenta valores entre 0.001 (maré morta) e 0.01 (maré viva). Contudo, para caudais intensos – superiores a 100 m^3s^{-1} – o Número de Richardson é da ordem dos 0.95 em período de marés mortas, sendo que a coluna de água se torna estratificada. Para um caudal na ordem dos 70 m^3s^{-1} e marés vivas, o Número de Richardson é de cerca 0.05, ou seja a coluna de água é bem misturada. Este último resultado pode ser devido ao aumento da turbulência, que por sua vez induz mistura, devido às correntes de maré muito intensas que se fazem sentir em período de marés vivas no Canal do Espinheiro (VAZ *et al.*, 2009).

CONCLUSÕES

O Canal do Espinheiro é um canal extremamente dinâmico, que estabelece a ligação entre a principal fonte de água doce da Ria de Aveiro e o Oceano Atlântico. Assim, ele torna-se um laboratório natural para o estudo de processos de estratificação/mistura. Este trabalho apresenta resultados hidrodinâmicos e hidrológicos obtidos usando dados amostrados no canal e modelação numérica. O objectivo deste trabalho não foi a descrição detalhada de metodologias de amostragem ou abordagens de modelação, sendo o seu objectivo principal a descrição de algumas das principais características do Canal do Espinheiro em termos da sua estrutura termohalina. Ao mesmo tempo são apresentadas referências a estudos realizados na Ria e em outros estuários internacionais, que podem ajudar os leitores a ter uma visão mais completa do tipo de estudos e investigação no âmbito dos tópicos da circulação estuarina e variabilidade termohalina.

O Canal do Espinheiro é um ecossistema relativamente pequeno (ver descrição da área de estudo) em que a propagação da maré e o caudal fluvial são os agentes forçadores da estratificação/mistura no canal. Assim, a conjugação dos dois forçamentos principais tem um papel preponderante no estabelecimento de gradientes horizontais de salinidade no canal. Os resultados apresentados revelam a formação de frentes estuarinas numa zona a cerca de 7-8 quilómetros da embocadura do canal. Estas frentes são associadas a mudanças bruscas na densidade da água que podem migrar para montante ou jusante consoante o tipo de maré. No Canal do Espinheiro essa migração faz-se num área com uma extenção de cerca de 1 km, fazendo com que em marés vivas a frente esteja 1 km para montante em relação ao períodos de marés mortas. Os padrões horizontais de salinidade e de temperatura mostram que quando o caudal fluvial é muito intenso (> 100 m^3s^{-1}) a influência da água doce se faz sentir quase até à embocadura do canal.

O Canal do Espinheiro pode ser dividido em três regiões distintas com respeito à sua estrutura salina: uma região marinha até cerca de 4 km da embocadura; uma zona de mistura até cerca de 8 kms da embocadura e depois uma zona onde a maré ainda se faz sentir mas onde o efeito fluvial é predominante. Estes resultados são consistentes com a classificação estuarina apresentada por KJERFVE (1990).

A estrutura horizontal da temperatura mostra que os gradientes horizontais da temperatura são mais suaves do que os de salinidade, sendo que a meia-água e no fundo, o canal apresenta uma estrutura térmica similar. A temperatura da água desempenha um papel menor no que respeita à estratificação, uma vez que a estrutura vertical da temperatura é quase homogénea no canal do Espinheiro.

A estratificação é muito dependente do interacção entre a maré e o caudal fluvial, sendo que a correlação da estratificação com o caudal fluvial do Rio Vouga é elevada, apresentando valores de 0.7.

A estrutura horizontal da circulação residual no Canal do Espinheiro revela um sistema dominado pela vazante, ou seja, onde as velocidades de vazante são mais intensas que as de enchente. A circulação residual no canal tem uma grande variabilidade espacial junto à embocadura do canal, onde é registada circulação residual mais intensa para jusante (montante) junto à margem sul (norte) do canal da embocadura.

O transporte de sal é dependente da estrutura da circulação residual. Para caudais fluviais pouco intenso e médios ($2 < Q_f < 80$ m^3s^{-1}), o transporte de sal é para fora do canal (jusante) junto a margem sul do canal da embocadura, sendo para montante junto à margem norte. Quando o caudal fluvial é intenso (< 100 m^3s^{-1}) o transporte de sal faz-se em duas camadas: para montante junto ao fundo e para jusante do meio da coluna de água para a superfície. Esta estrutura é típica de estuários com uma forte variabilidade do caudal fluvial, como é o caso do Canal do Espinheiro.

Esta variabilidade da descarga fluvial do Rio Vouga, associado a marés energéticas, faz com que o canal mude as suas características verticais, variando de bem misturado para parcialmente misturado consoante o caudal é fraco ou médio. Pode apresentar uma coluna de água estratificada se o caudal do Rio Vouga for superior a 100 m^3s^{-1} (VAZ, 2007, VAZ *et al.* 2009).

Conhecer a estrutura termohalina do Canal do Espinheiro é muito importante, uma vez que o comportamento da salinidade e da temperatura da água permitem obter uma imagem fidedigna do comportamento de outras variáveis conservativas, uma vez que a estas variáveis podem ser considerados traçadores naturais do sistema.

Este tipo de estudo pode consistir na etapa inicial para o conhecimento integrado de um sistema estuarino em termos de processos físicos e biogeoquímicos.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) através dos projectos de investigação DyEplume (PTDC/MAR/107939/2008) e ECOSAM (PTDC/AAC-CLI/104085/2008), co-financiados por COMPETE/QREN/EU. Nuno Vaz é apoiado pela FCT através do programa Ciência 2008.

LITERATURA CITADA

ALVAREZ, I.; DECASTRO; M., GOMEZ-GESTEIRA, M. e PREGO, R., 2005. Inter- and intra-annual analysis of the salinity and temperature evolution in the Galician Rias Baixas-ocean boundary (northwest Spain). *Journal of Geophysical Research*, 110, doi: 10.1029/2004JC002504.

ALVAREZ, I.; DECASTRO, M.; GOMEZ-GESTEIRA, M. e PREGO, R., 2006. Hydrographic behavior of the Galician Rias Baixas (NW Spain) under the spring intrusion of the Miño River. *Journal of Marine Systems*, 60, 144-152.

ARAÚJO, I.; DIAS, J.M. e PUGH D., 2008. Model simulations of tidal changes in a coastal lagoon, the Ria de Aveiro (Portugal). *Continental Shelf Research.* 28, 1010-1025.

BANAS, N.S. e HICKEY, B.M., 2005. Mapping exchange and residence time in a model of Willapa Bay, Washington, a branching, macrotidal estuary. *Journal of Geophysical Research*, 110(C11011), doi:10.1029/2005JC002950.

BANAS, N.S.; HICKEY, B.M.; MACCREADY, P. e NEWTON, J. A., 2004. Dynamics of Willapa Bay, Washington: A highly unsteady, partially mixed estuary. *Journal of Physical Oceanography* 34, 2413-2427.

BORREGO, C.; PINHO, P.; COSTA, F., e CARDOSO DA SILVA, M., 1990. The Case Study of Ria de Aveiro. Draft report, GRIA, Aveiro, 61p.

BOWEN, M.M. e GEYER, W. R., 2003. Salt transport and the time-dependent salt balance of a partially stratified estuary. *Journal of Geophysical Research*, 108(C5), 3158, doi: 10.1029/2001JC001231.

CHOI, B. e WILKIN, J., 2007. The effect of wind on the dispersal of the hudson river plume. *Journal of Physical Oceanography*, 37, 1878-1897, doi:10.1175/JPO3081.1.

DIAS, J.M., 2001. Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics. Aveiro, Portugal, University of Aveiro, Ph.D. thesis , 288 p.

DIAS, J.M. e LOPES, J. F., 2006. Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: The case of Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Environmental Modelling and Software*, 21, 1-15.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 1999. Hydrological characterisation of Ria de Aveiro, Portugal, in early summer. *Oceanologica Acta*, 22(5), 473-485.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Phys Chem Earth (B)*, 25, 369-374.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2003. A numerical system to study the transport properties in the Ria de Aveiro lagoon. *Ocean Dynamics*, 53, 220-231.

DYER, K. R., 1997. *Estuaries. A Physical Introduction*, 2nd Edition. John Wiley and Sons, 195p.

EMERY, W.J. e THOMPSON, R.E., 1997. *Data Analysis Methods in Physical Oceanography*, Pergamon Press, 634p.

FISCHER, H.B.; LIST, J.E.; KOH, R.C.Y.; IMBERGER, J. e BROOKS, N.H., 1979. *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press, New York.

HANSEN, D.V. e RATTRAY, M., 1965. Gravitational circulation in straits and estuaries. *Journal of Marine Research*, 23, 104-122.

HETLAND, R., 2005. Relating river plume structure to vertical mixing. *Journal of Physical Oceanography*, 35(9), 1667-1688.

HUNKINS, K., 1981. Salt dispersion in the Hudson estuary. *Journal of Physical Oceanography*, 11(5), 729–738.

KRANENBURG, C., 1986. A timescale for long-term salt intrusion in well-mixed estuaries. *Journal of Physical Oceanography*, 16, 1329-1331.

KJERFVE, B., 1990. Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems. Tech. rep., UNESCO/UNDP, New Dehli, 79 pp.

LI, M.; ZHONG, L. e BOICOURT, W.C., 2005. Simulations of Chesapeake Bay estuary: Sensitivity to turbulence mixing parameterizations and comparison with observations. *Journal of Geophysical Research*, 110(C12004), doi: 10.1029/2004JC002585.

LOPES J.F. e DIAS J.M., 2007. Residual circulation and sediments transport in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Journal of Marine Systems,* 68, 3-4, 507-528.

LOPES, J.F.; DIAS, J.M. e DEKEYSER, I., 2006. Numerical modelling of cohesive sediments transport in the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Journal of Hydrology*, 319, 176-198.

MACCREADY, P.; BANAS, N.S.; HICKEY, B.M.; DEVER, E.P. e LIU, Y., 2009. A model study of tide- and wind-induced mixing in the Columbia River Estuary and plume. *Continental Shelf Research*, doi:10.1016/j.csr.2008.03.015.

MACCREADY, P., 1999. Estuarine adjustment to changes in river flow and tidal mixing. *Journal of Physical Oceanography*, 29, 708-726.

MALHADAS, M.S.; NEVES, R.; LEITÃO, P.C. e SILVA, A., 2010. Influence of tide and waves on water renewal in Óbidos Lagoon, Portugal. *Ocean Dynamics*, 60, 41-55.

MIRANDA, L.B. e CASTRO FILHO, B. M., 1996. On the salt transport in the Canan´eia sea during a spring tide experiment. *Rev. bras. Oceanogr*, 44(2), 123-133.

MIRANDA, L.B.; BÉRGAMO, A.L. e MENDES DE CASTRO, B., 2005. Interactions of river discharge and tidal modulation in a tropical estuary, NE Brazil. *Ocean Dynamics*, 55, 430-440, doi: 10.1007/s10236-005-0028-z.

MONISMITH, S.G.; KIMMERER, W.; BURAU, J.R. e STACEY, M. T., 2002. Structure and flow-induced variability of the subtidal salinity field in northern San Francisco Bay. *Journal of Physical Oceanography*, 32, 3003-3019.

MOREIRA, M.H.; QUEIROGA, H.; MACHADO, M.M. e CUNHA, M. R., 1993. Environmental gradients in a southern estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal, implication for soft bottom macrofauna colonization. *Neth. J. Aquat. Ecol.*, 27(2-4), 465-482.

PICADO, A.; DIAS, J.M. e FORTUNATO, A., 2010. Tidal changes in estuarine systems induced by local geomorphologic modifications. *Continental Shelf Research.* 30(17), 1854-1864.

PRANDLE, D., 2004. Saline intrusion in partially mixed estauries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 59, 385–397.

PREGO, R.; DALE, A.W.; DECASTRO, M.; G´OMEZ-GESTEIRA, M.; TABOADA, J.J.; MONTERO, P.; VILLAREAL, M.R. e PÉREZ-VILLAR, V., 2001. Hydrography of the Pontevedra Ria: Intra-annual and temporal variability in a Galician coastal system (NW Spain). *Journal of Geophysical Research*, 106(C9), 19845-19857.

SIMPSON, J.H.; VENNEL, R.e SOUZA, A. J., 2001. The salt fluxes in a tidally-energetic estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52, 131-142, doi: 10.1006/ecss.2000.0733.

VAZ, N.A.F., 2007. Study of Heat and Salt Transport Processes in the Espinheiro Channel (Ria de Aveiro). Aveiro, Portugal. University of Aveiro. PhD. thesis, 151p.

VAZ, N.; DIAS, J.M.; LEITÃO, P. e MARTINS, I., 2005. Horizontal patterns of water temperature and salinity in an estuarine tidal channel: Ria de Aveiro. *Ocean Dynamics*, 55, 416-429, doi:10.1007/s10236-005-0015-4.

VAZ, N. e DIAS, J.M., 2008. Hydrographic characterization of an estuarine tidal channel. *Journal of Marine Systems*, 70 (1-2), 168-181.

VAZ, N.; DIAS, J.M. e LEITÃO, P.C., 2009. Three-dimensional modelling of a tidal channel: the Espinheiro Channel (Portugal). *Continental Shelf Research*. 29, 29-41. doi:10.1016/j.csr.2007.12.005.

VAZ N.; FERNANDES L.; LEITÃO P.C.; DIAS J.M. e NEVES R., 2009. The Tagus estuarine plume induced by wind and river runoff: Winter 2007 case study. *Journal of Coastal Research.* SI56, 1090-1094.

VICENTE, C. M., 1985. Caracterização hidráulica e aluvionar da Ria de Aveiro, utilização de modelos hidráulicos no estudo de problemas da Ria. Jornadas da Ria de Aveiro, III, Edição da Câmara Municipal de Aveiro, Portugal, 41–58.

WARNER, J.C.; GEYER, W.R. e LERCZAK, J.A., 2005. Numerical modeling of an estuary:A comprehensive skill assessment. *Journal of Geophysical Research*, 110(C05001), doi:10.1029/2004JC002691.

.

Evolução Morfodinâmica da Embocadura da Ria de Aveiro

S. Plecha [a], C.L. Lopes [a], P.A. Silva [a], A. Oliveira [b] e J.M. Dias [a]
[a] CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
{sandraplecha,carinalopes,psilva,joao.dias}@ua.pt
[b] Departamento de Hidráulica e Ambiente, Laboratório Nacional de Engenharia Civil
1700-066 Lisboa
aoliveira@lnec.pt

SUMÁRIO

A *Ria de Aveiro* é uma laguna geologicamente recente, originada por flutuações no nível médio do mar causadas por oscilações climáticas e pelo transporte litoral de sedimentos no sentido Norte-Sul. Desde a sua origem, a ligação entre a laguna e o mar migrou desde a Torreira até Mira, tendo-se iniciado em 1802 os trabalhos de abertura de uma embocadura artificial, os quais foram concluídos em 1808 com a sua fixação na posição actual. Com este trabalho pretende-se analisar a morfodinâmica da embocadura da Ria de Aveiro desde 1988 (três anos depois de concluídos os trabalhos de configuração dos quebramares) até ao presente, assim como prever a sua variação morfológica num cenário futuro de subida do nível médio do mar. Neste âmbito foram analisados dados batimétricos resultantes de levantamentos efectuados pela Administração do Porto de Aveiro (APA, SA) e efectuadas simulações numéricas para o nível médio do mar actual e considerando um cenário de subida do mesmo devido às alterações climáticas. Os resultados obtidos mostram um aprofundamento do canal de navegação e da região que circunda o quebramar Norte, colocando a estabilidade desta estrutura em perigo. Por sua vez, junto à cabeça do quebramar Sul e na região do *triângulo das marés*, é observada acreção. Verifica-se ainda uma migração das formas de fundo em direcção ao largo ao longo dos anos. O transporte residual de sedimentos no interior da laguna é maioritariamente devido à acção do campo de correntes de maré, restringindo-se a acção do campo de agitação à embocadura e costa adjacente. As previsões para o cenário de subida do nível médio do mar mostram um aumento nos fluxos residuais e uma intensificação dos padrões de sedimentação/acreção relativamente ao presente.

PALAVRAS CHAVE: *Modelação, Erosão, Acreção, Subida do nível médio do mar*

INTRODUÇÃO

A reprodução e previsão das evoluções morfológicas de embocaduras de estuários e lagunas constituem tarefas complexas, dado que estas resultam da acção combinada da maré, regime de agitação marítima, descarga dos rios e vento na área de estudo. Para alcançar uma boa caracterização morfológica é igualmente necessário um conhecimento preciso do transporte de sedimentos sob a acção combinada das ondas e marés. Estes processos, normalmente complexos, são função tanto da hidrodinâmica como das características dos sedimentos e das formas de fundo.

Junto às embocaduras, o padrão do transporte de sedimentos é geralmente muito complexo, dada a interacção entre o transporte devido à corrente de maré e o transporte longitudinal originado pela obliquidade das ondas que se aproximam da costa. Este padrão resulta em balanços sedimentares de erosão ou acreção. Ao fim de longos períodos, estas tendências de erosão e acreção na embocadura influenciam a morfodinâmica estuarina, podendo, entre outras consequências, ameaçar a navegabilidade dos canais, a estabilidade das estruturas artificiais construídas e o habitat ecológico.

Numa análise de variações morfológicas a longo prazo é determinante considerar ainda as mudanças expectáveis tanto no clima de ondas como no nível médio do mar. A resposta dos sistemas costeiros à subida do nível médio do mar depende das características físicas de cada sistema e da taxa local de aumento do nível médio do mar (NICHOLLS e DE LA VEGA-LEINERT, 2008).

Para analisar todas estas questões, torna-se necessário o uso de sistemas de modelação morfodinâmica que reproduzam adequadamente as grandezas referidas. Estes sistemas são compostos por diversos modelos que simulam a hidrodinâmica, a propagação da agitação marítima, o transporte de sedimentos e a actualização do fundo. Para tal, é necessário e fundamental o desenvolvimento e a aplicação de modelos morfodinâmicos adequados para reproduzir e prever as variações morfológicas em embocaduras de estuários e lagunas.

Não existem muitos estudos na literatura sobre a evolução da embocadura da Ria de Aveiro. Os trabalhos publicados são em geral relatórios técnicos de estudos requisitados pela Administração do Porto de Aveiro, S.A.. Em HIDROPROJECTO (1995) encontram-se soluções propostas para melhorar a acessibilidade ao porto e a protecção da costa a Sul da Ria de Aveiro. Outros estudos de engenharia reportam a trabalhos de manutenção efectuados no quebramar Norte devido ao seu colapso (MOREIRA e GOMES, 2001). A maioria dos estudos efectuados na Ria de Aveiro está relacionada com biologia e química da laguna, sendo inferior o número de estudos relacionados com a sua física e geomorfologia, e ainda menos com sua morfodinâmica (OLIVEIRA *et al*., 2006; PLECHA *et al*., 2007; 2010a; 2010b).

Este trabalho pretende avaliar as variações morfológicas na embocadura da Ria de Aveiro recorrendo a simulações com o modelo morfodinâmico MORSYS2D (FORTUNATO e OLIVEIRA, 2004, BERTIN *et al*., 2009) e a dados de levantamentos batimétricos. Será também avaliada a resposta morfológica da embocadura da laguna a um cenário de sobreelevação do nível médio do mar de 0.42 m (LOPES *et al.,* 2011).

METODOLOGIA

Foi analisada a evolução morfodinâmica da embocadura da Ria de Aveiro desde 1988 (três anos depois de concluídos os trabalhos

de configuração dos quebramares) até ao presente através da análise de dados de levantamentos batimétricos e de resultados numéricos. Foram efectuadas simulações de variações batimétricas considerando o cenário actual e um cenário futuro de subida do nível médio do mar devido às alterações climáticas.

Os dados batimétricos foram recolhidos e cedidos pela Administração do Porto de Aveiro (APA, SA), sendo analisadas as variações batimétricas observadas para diversas datas através da identificação de padrões de erosão e acreção.

As simulações numéricas foram realizadas através da implementação e aplicação do sistema de modelação morfodinâmica MORSYS2D (FORTUNATO e OLIVEIRA, 2004, 2007; BERTIN *et al*., 2009) à Ria de Aveiro. Os resultados foram analisados identificando as tendências de erosão e acreção e determinando o padrão dos fluxos residuais de sedimentos na embocadura.

EMBOCADURA DA RIA DE AVEIRO

Aspectos Históricos

A *Ria de Aveiro* é uma laguna geologicamente recente, originada por flutuações no nível médio do mar causadas por oscilações climáticas (DIAS *et al*., 1994) e pelo transporte litoral de sedimentos no sentido Norte-Sul (ABRANTES *et al*., 2006).

A configuração actual da Ria de Aveiro teve origem no movimento para Sul da restinga em meados dos séculos XI ou XII, data não conhecida com precisão (TOMÁS, 1995). Na Figura 1 é apresentada a evolução provável da linha de costa entre Espinho e Mira desde 1200 até 1808, data da construção da embocadura artificial.

No século XIII a restinga alcança a Torreira e permanece neste local até ao fim deste século. Em meados de 1407 a embocadura estava localizada a poucos quilómetros da sua localização actual, migrando para Sul até à Costa Nova (actual Canal de Mira). A restinga atinge esta localização no término do século e aí permanece até ao início do século XVI. De acordo com relatos históricos, o movimento da embocadura para Sul deve-se a fortes correntes e inundações, resultantes das altas temperaturas e da subida do nível médio do mar devido ao aquecimento global nos séculos X-XIV. Nos séculos que se sucederam foram sentidas temperaturas baixas e um decréscimo do nível médio (DIAS *et al*., 1994), originando instabilidades da embocadura devido às tendências de acreção. Nesta época, as condições de acesso ao porto, localizado no interior da laguna, foram-se tornando cada vez mais precárias, com consequências directas na economia da região (TEIXEIRA, 1994). Após o século XVI continuaram os processos de acreção, bem como a migração para Sul da embocadura. Em 1600 a embocadura estava localizada a Sul da Costa Nova e em 1643 situava-se perto da Vagueira, a 18 km de Aveiro. Nesta época, o acesso à laguna ainda era possível devido à profundidade da embocadura entre 3 m e 6 m em baixa e preia-mar, respectivamente. A migração da embocadura continuou, pelo que em 1650 a ligação da laguna ao mar localizava-se na Vagueira, e em 1685 mais a Sul.

Neste período, a embocadura alternava entre condições de estabilidade e o fecho total, e o canal que ligava o mar ao porto de Aveiro apresentava condições de acessibilidade ainda mais precárias. Em 1741 a embocadura, praticamente fechada, localizava-se perto de Mira, sendo muito ocasionais as ligações entre a laguna e o mar. Entre 1741 e 1760 não existe qualquer registo de navegação comercial no canal. O fecho total da embocadura ocorreu em 1756, sendo as consequências catastróficas, arrastando as populações para a doença e pobreza (DIAS *et al*., 1994).

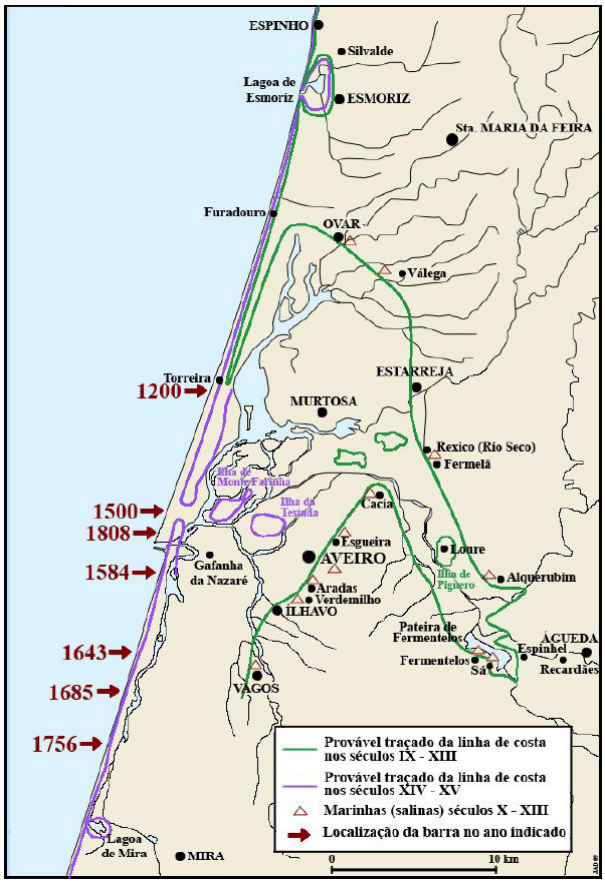


Figura 1: Provável traçado da evolução da linha de costa entre Espinho e Mira, com indicação da localização das principais salinas e de algumas ilhas e das posições da barra em diferentes anos. A data de 1808 corresponde à barra que foi aberta artificialmente. Reprodução de BASTOS (2009).

Apenas em 1802 se deu início aos trabalhos de abertura de uma embocadura artificial, no local onde está localizada actualmente, tendo sido concluídos em 1808 (TEIXEIRA, 1994). Esta obra consistia num quebramar com a direcção Este-Oeste, na margem Sul do canal. Devido à instabilidade da embocadura, houve em 1818 a necessidade de construir um outro quebramar 300 m a Norte do primeiro. Já nesta data, os trabalhos foram ameaçados pela fragilidade da estrutura, piorando as condições da embocadura até 1853.

Nas três décadas que se seguiram foram realizadas diversas obras na embocadura: reforço do quebramar Sul, construção de um novo quebramar Norte e abertura de uma ligação do canal de Mira à laguna. Contudo, a instabilidade permaneceria até ao início do século XX.

Entre 1932 e 1936, novas obras foram realizadas na laguna: construção de um novo quebramar Norte, construção de um dique triangular para regular o prisma de maré na embocadura (triângulo das marés) e dragagem do canal de embocadura. Uma nova fase de trabalhos teve início em 1948, com a extensão de 710 m do quebramar Norte e com a construção de um novo quebramar Sul com 900 m. As obras demoraram quase uma década, sendo realizadas várias dragagens na embocadura e áreas adjacentes.

Uma nova extensão de 520 m no quebramar Norte foi realizada em 1984/85 (TEIXEIRA, 1994). Esta estrutura, devido à sua orientação e localização, consiste na estrutura mais importante da embocadura artificial e também a mais susceptível ao forte regime

de agitação marítima característico da costa oeste Portuguesa (MOREIRA e GOMES, 2001). Como resultado desta susceptibilidade, esta estrutura sofreu diversas danos ao longo de 16 anos, que devido à sua difícil acessibilidade não foram reparados com obras de manutenção. Consequentemente, nos temporais de 1995/96 ocorreu um primeiro colapso de cerca de 20 m do quebramar Norte, seguido de outro de 47 m devido ao forte regime de agitação de 1997/98, que provocou o desmoronamento do farol existente nesta estrutura.

Quando os trabalhos de reparação tiveram início em 1999, os danos na estrutura já totalizavam 87 m. Os blocos que tinham caído da estrutura encontravam-se no acesso à embocadura, colocando em perigo a acessibilidade ao porto de Aveiro. As obras de reparação terminaram em 2001, e nesta data a preocupação com a erosão nas imediações do quebramar Norte era já uma realidade.

Os levantamentos batimétricos realizados neste período revelaram que a batimétrica dos 10 m, que na década de 80 estava a uma distância de 600 m da cabeça do molhe Norte, encontrava-se agora a menos de 300 m, sendo as alturas das ondas que atingiam o quebramar superiores às previstas. Os levantamentos revelaram também a presença de áreas erodidas com profundidades superiores a 20 m junto à fundação do quebramar, colocando em perigo a estabilidade desta estrutura.

A necessidade de compreender estes processos e assegurar a manutenção do canal de navegação e a estabilidade dos quebramares fundamenta o desenvolvimento de estudos de morfodinâmica nesta área.

Evolução Morfológica Recente

Ao longo dos anos foram realizados vários levantamentos batimétricos da região da embocadura da Ria de Aveiro pela Administração do Porto de Aveiro (APA, SA), sendo contudo irregulares no tempo e na área abrangida. Os dois primeiros levantamentos disponíveis têm um intervalo de 14 anos, tendo sido realizados em 1987/88 e 2001, respectivamente. Os intervalos de medições nos anos subsequentes têm um espaçamento temporal de alguns meses até 1 ano. Alguns dos dados destes levantamentos estão ilustrados na Figura 2 (1987/88, 2001, 2003 e 2005). Na generalidade pode-se caracterizar a área de estudo como um conjunto de duas formas de fundo profundas separadas por uma região de águas menos profundas. A forma de fundo mais profunda está localizada na embocadura, entre os quebramares, enquanto a outra forma de fundo profunda localiza-se entre o marégrafo e o triângulo das marés. A área de estudo é igualmente caracterizada por uma praia junto ao quebramar sul, a praia da Meia Laranja.

Ao compararmos os diversos levantamentos realizados, podemos percepcionar a dinâmica do fundo desta região. A maneira mais simples de fazer esta comparação será analisar as variações batimétricas entre levantamentos. Neste estudo as pequenas variações de batimetria (<0.2 m em valor absoluto) são desprezadas. Apenas são ilustradas as variações batimétricas para as regiões amostradas comuns a ambos os levantamentos.

As variações batimétricas ocorridas entre 1987/88 e 2001 ilustradas na Figura 3a ilustram um aprofundamento generalizado do canal de navegação, superior a 4 m (também referido por MOREIRA e GOMES, 2001). As maiores taxas de erosão estão localizadas na zona interior do muro do quebramar Norte e na zona central do canal. Fora do canal de navegação, existe uma área erodida bem definida, revelando possíveis dragagens. Alguns padrões de acreção são também observados em diversas áreas: no quebramar Sul, junto à cabeça desta estrutura e também nas zonas interiores mais abrigadas do regime de agitação; na cabeça do molhe Norte, em algumas zonas junto aos muros que definem a embocadura e junto à bifurcação do canal no triângulo das marés.

Em geral, todas as variações batimétricas posteriores mostram padrões de erosão generalizados no canal de navegação. Entre 2001 e Março de 2003 (Figura 3b) é observado um forte padrão de erosão junto à cabeça do molhe Norte. Junto aos muros do canal de navegação são observados padrões de erosão, contrariamente ao observado na Figura 3a.

A evolução batimétrica observada entre 2001 e 2005 (Figura 3c) mostra que a zona mais profunda localizada entre o marégrafo e o triângulo das marés está a diminuir a sua profundidade, ao passo

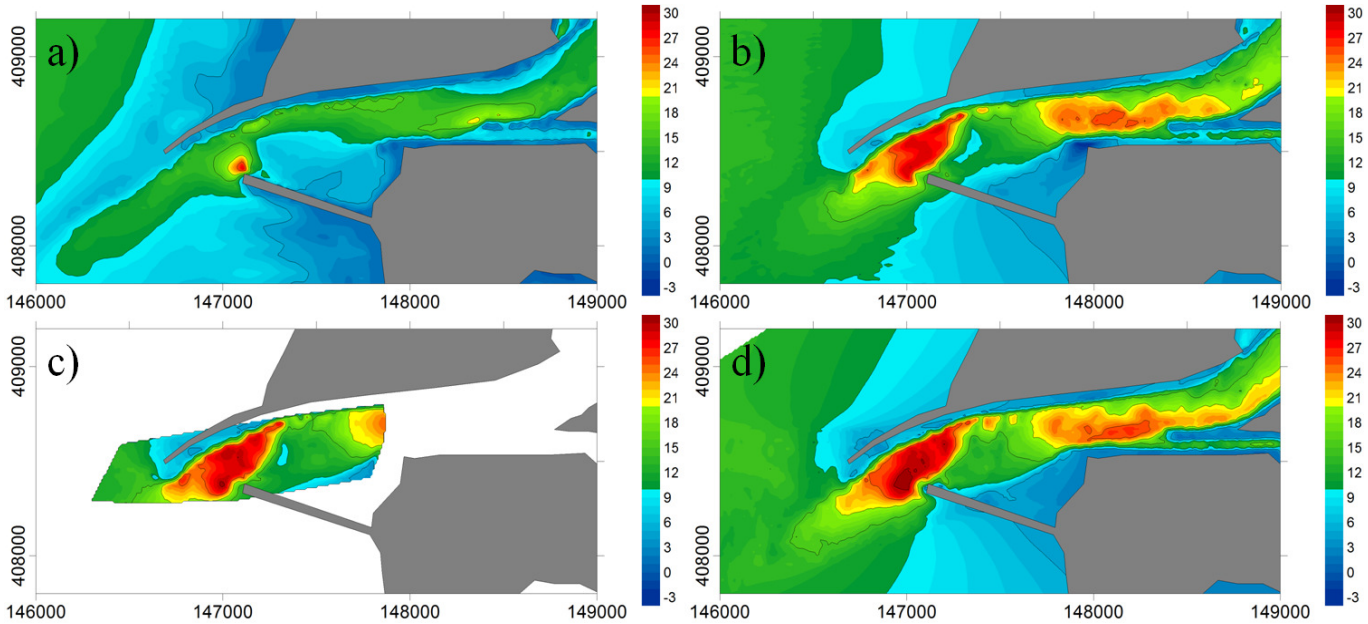


Figure 2: Dados de levantamentos batimétricos efectuados em a) 1987/88, b) 2001, c) 2003 e d) 2005 pela Administração do Porto de Aveiro, S.A..

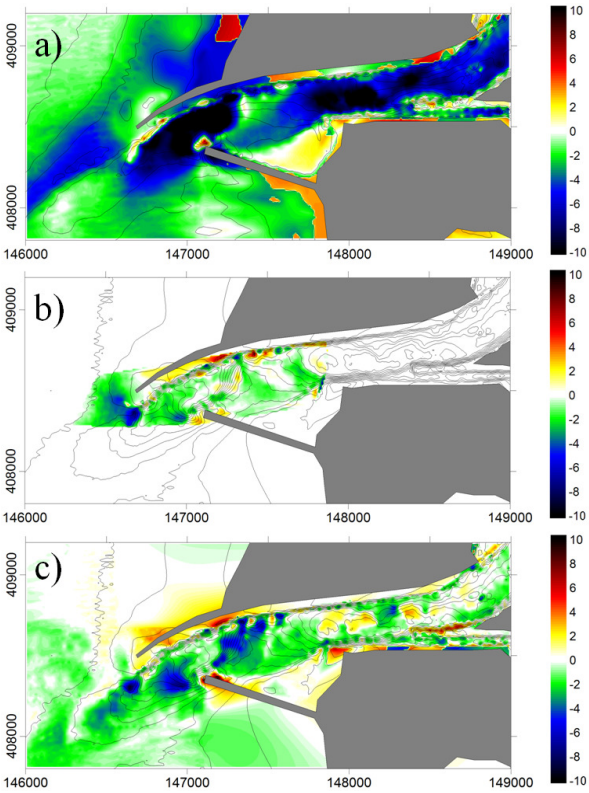


Figura 3: Variações batimétricas observadas entre a) 1987/88 e 2001, b) 2001 e 2003 e c) 2001 e 2005. Os contornos batimétricos ilustram a batimetria inicial: a) 1987/88 e b) e c) 2001.

que a localizada entre os quebramares está a erodir e a migrar para o largo. A migração *offshore* é identificada pelos padrões de erosão à esquerda e de ligeira acreção à direita das respectivas formas de fundo. Na praia da Meia Laranja é observado um padrão de acreção e na zona menos profunda que separa as duas formas de fundo mais profundas é observada erosão.

Para analisar estas variações com mais pormenor, foram representadas as batimetrias ao longo de secções definidas, isto é, foram feitos cortes de batimetria nas secções ilustradas na Figura 4, contudo não estão apresentadas neste trabalho. A análise revelou que junto ao quebramar Norte as variações batimétricas mais pronunciadas ocorrem numa região de cerca de 30 m junto à estrutura (secção 1 na Figura 4). Estas variações são provavelmente justificadas pela presença de blocos que colapsaram do quebramar Norte e pelos trabalhos de reparação desta estrutura. Na verdade, estes trabalhos depositaram grandes quantidades de blocos do quebramar Norte junto à sua base, tendo estes sido recentemente observados em imagens de sonar. Na Figura 3 observa-se ainda que neste período ocorreu acreção junto às estruturas (mais precisamente junto ao quebramar Norte e à cabeça do quebramar Sul) e nas secções mais a montante. Por outro lado, é observada erosão no centro da secção localizada na embocadura (secção 1).

IMPLEMENTAÇÃO DO MODELO MORFODINÂMICO

As simulações numéricas efectuadas no âmbito deste estudo foram realizadas utilizado o sistema de modelação morfodinâmica MORSYS2D (FORTUNATO e OLIVEIRA, 2004, 2007; BERTIN *et al.*, 2009). Este sistema morfodinâmico integra o modelo

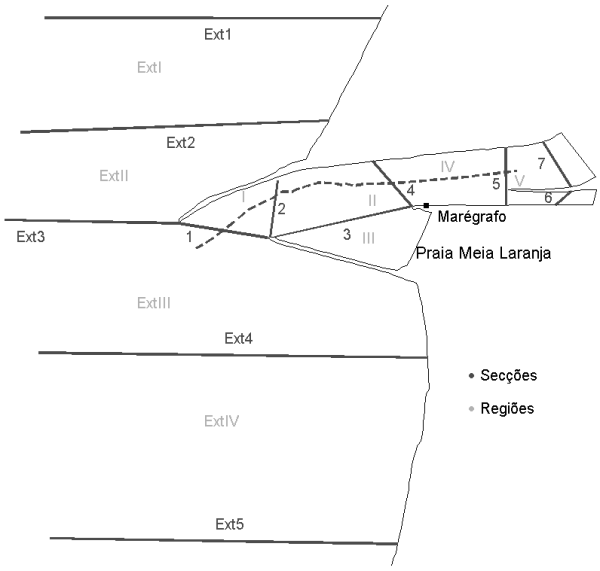


Figura 4: Esquematização das secções e regiões onde a batimetria, o fluxo residual de sedimentos e os balanços batimétricos foram analisados.

hidrodinâmico ELCIRC (ZHANG *et al.*, 2004) que calcula elevações e correntes, o modelo de ondas SWAN (BOOIJ *et al.*, 1999) e o modelo de cálculo do transporte de sedimentos e actualização do fundo SAND2D (FORTUNATO e OLIVEIRA, 2004, 2007; BERTIN *et al.*, 2009).

As simulações numéricas foram efectuadas considerando o domínio computacional do modelo hidrodinâmico estendendo-se desde os limites mais a montante da laguna, com resolução espacial de 3 m nos canais mais estreitos, até à plataforma continental, com resolução de 1.5 km. A calibração e validação do modelo hidrodinâmico foram realizadas por OLIVEIRA *et al.* (2006) e foram usadas como base nestas simulações. Foi observado que o modelo simula adequadamente os fluxos correspondentes às trocas com o Oceano, tal como desejado tendo em conta os objectivos de estudo da embocadura. No entanto, a malha considerada não representa adequadamente a região das marinhas de sal e dos canais mais estreitos na zona a Este da laguna. A batimetria inicial considerada foi criada através da junção dos dados topo-hidrográficos obtidos nas campanhas de 1987/88 e de 2001, estando ilustrada na Figura 5 a sua ampliação para a zona da embocadura.

A realização das simulações numéricas morfodinâmicas exige o conhecimento da distribuição da dimensão dos sedimentos de fundo para o domínio considerado. Contudo estes dados são muito escassos e em diversos estudos é utilizada uma dimensão do sedimento de fundo constante. Neste trabalho foi construída uma

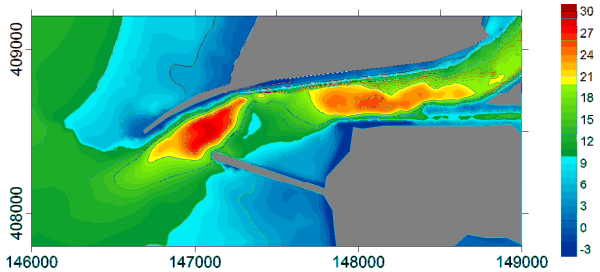


Figura 5: Batimetria utilizada como condição inicial nas simulações numéricas.

malha da dimensão dos sedimentos de fundo variável no espaço (ilustrada na Figura 6) com base em dados publicados por FREITAS *et al*. (2005) e dados recolhidos em campanhas realizadas no âmbito do projecto FCT EMERA (Estudo da Morfodinâmica da Embocadura da Ria de Aveiro) entre 2006 e 2007. A distribuição espacial considerada é caracterizada por sedimentos finos na praia da Meia Laranja. Esta área é também caracterizada por padrões de acreção como se pode observar nas Figuras 3a e 3c. O canal de navegação é caracterizado por sedimentos mais grosseiros junto ao quebramar Norte e que decrescem em dimensão até à praia supracitada. As regiões com sedimentos mais grosseiros correspondem às zonas com elevadas velocidades e com padrões de erosão. Esta análise está em concordância com o trabalho realizado por MARTINS *et al*. (2007), que referiu que as áreas com sedimentos mais finos correspondem a zonas de acreção, pouco profundas e caracterizadas por velocidades de correntes pequenas, enquanto os sedimentos mais grosseiros correspondem a zonas erodidas e com grandes profundidades.

Nas simulações numéricas realizadas o transporte de sedimentos foi forçado pela acção das correntes de maré e pela acção conjunta das correntes de maré e da agitação marítima.

Foram também realizadas simulações considerando um cenário de subida do nível médio do mar com o valor de 0.42 m (LOPES *et al*., 2011).

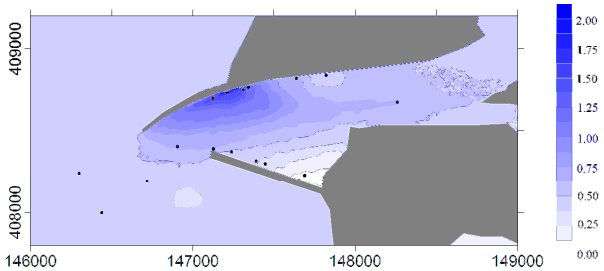


Figura 6: Distribuição da dimensão dos sedimentos de fundo considerada nas simulações numéricas (mm). Os pontos representam a localização dos dados obtidos através da realização de campanhas.

RESULTADOS

Variações Batimétricas

Na Figura 7 apresentam-se os resultados das simulações numéricas para um período de simulação de 1.75 anos: batimetria final (Figura 7a e c) e variações batimétricas (Figura 7b e d), considerando o forçamento apenas das correntes de maré e o forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação marítima. Para a zona interior da área de estudo, canal de navegação e início dos canais de Mira e de S.Jacinto, as variações batimétricas obtidas são muito semelhantes para ambas as simulações numéricas (com e sem o efeito da ondulação). A batimetria final simulada para a configuração numérica com o forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação demonstra variações superiores na embocadura e costa adjacente. O clima de agitação marítima modifica a dinâmica da área de estudo, "empurrando" os sedimentos para a zona da embocadura, conforme ilustrado pela inflexão das linhas batimétricas na zona exterior da embocadura. Estes resultados demonstram ainda o efeito da deriva litoral Norte-Sul no transporte sedimentar, induzida pelo regime de agitação marítima. Junto à cabeça do molhe Norte os resultados numéricos revelam uma forte tendência de erosão para as simulações forçadas pelo conjunto das correntes de maré e regime de agitação marítima.

Comparando as variações batimétricas previstas (Figura 7b e d) com as observadas (Figura 3b), conclui-se que a inclusão do regime de agitação marítima nas simulações numéricas aumenta a precisão das previsões. Neste caso o forte padrão de erosão junto à cabeça do molhe Norte é reproduzido numericamente, apesar de ligeiramente mais próximo da estrutura.

Conclui-se assim que se podem considerar os resultados numéricos obtidos como válidos.

Uma vez validado o modelo, testou-se a sensibilidade das variações morfológicas na embocadura à subida do nível médio do mar, considerando unicamente o forçamento das correntes de maré. A Figura 8 mostra as variações batimétricas ocorridas ao fim de um ano de simulação para: a) o nível médio actual e b) para uma subida do nível do mar de 0.42 m. Comparando as duas imagens conclui-se que os padrões de erosão e sedimentação são intensificados com a subida do nível médio do mar. É notório que

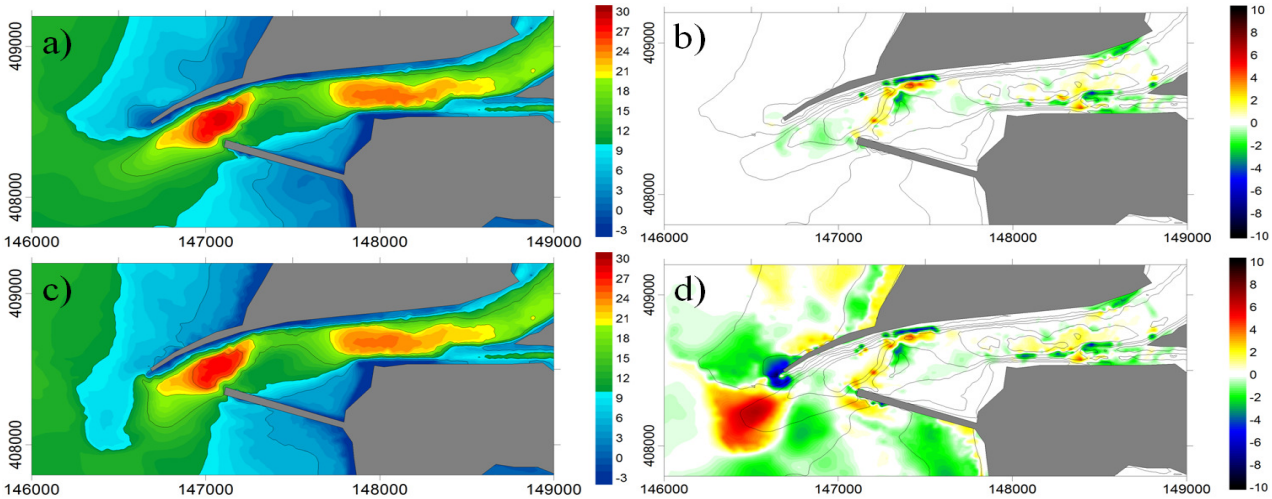


Figure 7: (a, c) Batimetria final (m) da embocadura da Ria de Aveiro e (b, d) diferença entre a batimetria final e a inicial (m) simuladas para um período de simulação de 1.75 anos, para o forçamento apenas das correntes de maré (topo) e para o forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação marítima (base). Em b) e d) as linhas a cheio ilustram a batimetria inicial. Os valores negativos (positivos) representam erosão (acreção). Os valores dos eixos estão em metros.

a erosão observada à entrada da laguna entre os molhes se intensificará com a subida do nível médio do mar.

Fluxos Residuais de Sedimentos

Os fluxos residuais de sedimentos foram determinados efectuando a média dos fluxos obtidos durante dois ciclos do constituinte harmónico quinzenal Msf (2×14.78 dias).

Na Figura 9 estão ilustrados os fluxos residuais para as três configurações: forçamento isolado das correntes de maré para o presente nível médio do mar, forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação marítima e forçamento isolado de correntes considerando uma subida do nível do mar de 0.42 m.

Para o caso do forçamento isolado das correntes de maré para o presente nível médio do mar (Figura 9a) os fluxos de sedimentos mais intensos são obtidos para a zona da embocadura e região adjacente, no centro do canal de navegação e no início dos canais de Mira e S.Jacinto. Todos os fluxos estão direccionados *offshore*, evidenciando a capacidade da laguna para exportar sedimentos. Estes padrões são observados em zonas onde existem grandes variações na batimetria: na embocadura os fluxos mais intensos estão localizados na transição da zona mais profunda situada entre os quebramares para a zona menos profunda ao largo; no canal de navegação os fluxos mais intensos localizam-se na zona menos profunda situada entre as duas áreas mais profundas que caracterizam a morfologia da área de estudo. Esta intensificação dos fluxos deve-se aos padrões de convergência do escoamento. Por outro lado e contrastando com o caso referido, observa-se um fluxo residual de sedimentos para o interior da embocadura junto ao quebramar Sul. Estes resultados também ilustram que o fluxo de sedimentos induzidos pela corrente de maré alcança uma distância de 1300 m *offshore*.

Para o caso das simulações com o forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação (Figura 9b), o padrão dos fluxos residuais no canal de navegação é semelhante ao obtido para o caso anterior. Por outro lado, na área adjacente à costa são observadas elevadas taxas de transporte residual, predominantemente na direcção Norte-Sul. Este fluxo é induzido pelas correntes litorais geradas pelo regime de agitação marítima característico da área de estudo. Na embocadura os fluxos são dominados pelas correntes de maré residuais dirigidas para o largo.

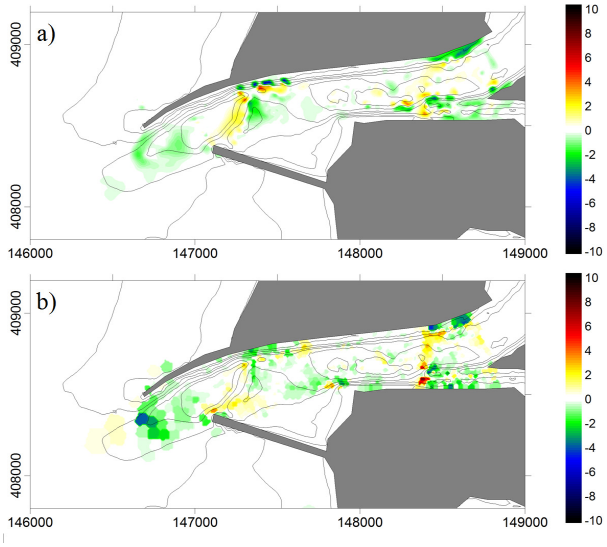


Figura 8: Diferença entre a batimetria final e a inicial (m) simuladas para um período de simulação de 1 ano para a) o forçamento apenas das correntes de maré e b) Subida do nível do mar de 0.42 m. As linhas a cheio ilustram a batimetria inicial. Os valores negativos (positivos) representam erosão (acreção). Os valores dos eixos estão em metros.

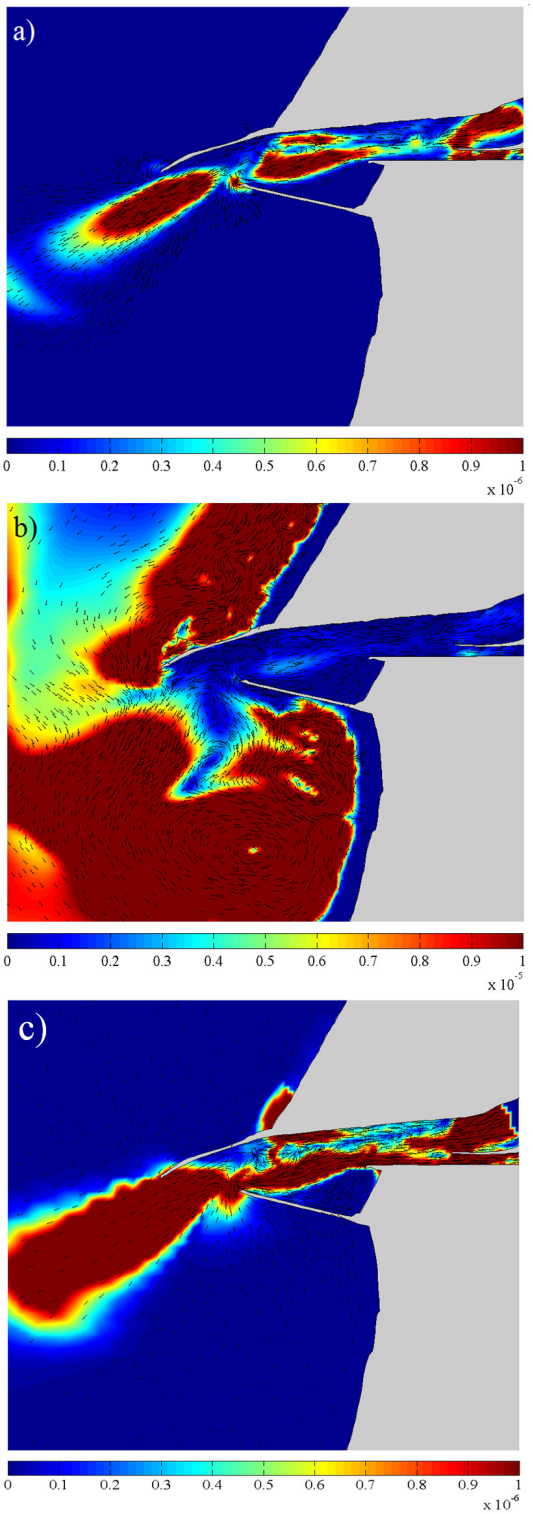


Figura 9: Fluxos residuais de sedimentos (m^2s^{-1}) para as simulações com o forçamento a) apenas correntes de maré; b) conjunto de correntes de maré e do regime agitação marítima; c) cenário de subida do nível do mar de 0.42 m e apenas correntes de maré.

Os resultados obtidos para o caso do forçamento isolado de correntes considerando uma subida do nível do mar de 0.42 m (Figura 9c) mostram uma clara intensificação dos fluxos residuais no canal da embocadura face à situação actual (Figura 9a). Verifica-se também que o padrão de fluxos residuais à saída da embocadura se estende cerca de 700 m mais para o largo. Conclui-se ainda que a direcção dos fluxos residuais não se altera com a subida do nível médio do mar.

Os fluxos residuais foram também calculados para as secções 1 a 7 definidas na Figura 4 e estão ilustrados na Figura 10a. Os valores negativos (positivos) representam fluxos de sedimentos em direcção ao exterior (interior) da laguna. Na secção 3, os valores negativos (positivos) representam fluxos de sedimentos para o interior (exterior) da região III.

Os fluxos residuais de sedimentos obtidos pelas simulações apenas com o forçamento das correntes de maré e com o forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação são muito semelhantes: os fluxos de sedimentos estão direccionados para fora da embocadura, tal como mencionado anteriormente, para praticamente todas as secções; a influência do regime de ondulação é muito pequena para as secções localizadas no interior da laguna. Considera-se que a influência do regime de agitação marítima nos fluxos residuais de sedimentos é obtida retirando a influência das correntes de maré das simulações realizadas com o forçamento conjunto das correntes de maré e da agitação marítima. Os fluxos induzidos pelas correntes de maré nas secções localizadas no interior da área de estudo (secções 4 a 7) são aproximadamente 30, 20, 10 e 20 vezes superiores aos induzidos pelo forçamento exclusivamente pelo regime de agitação marítima. Nas secções 1, 2 e 3 a influência do regime de agitação é mais notório. Para as secções 2 e 3, os fluxos residuais de sedimentos obtidos nas simulações apenas com o forçamento das correntes de maré são aproximadamente 4 e 26 m^3dia^{-1}, enquanto o efeito da agitação nos fluxos é apenas 25% e 63% desses valores, respectivamente. Na secção 1 a influência da agitação marítima excede a influência das correntes de maré, dado que o fluxo residual de sedimentos devido ao forçamento conjunto das correntes de maré e da agitação marítima é aproximadamente 1.5 vezes superior ao fluxo gerado apenas pelas correntes de maré.

Os fluxos residuais obtidos considerando uma subida do nível

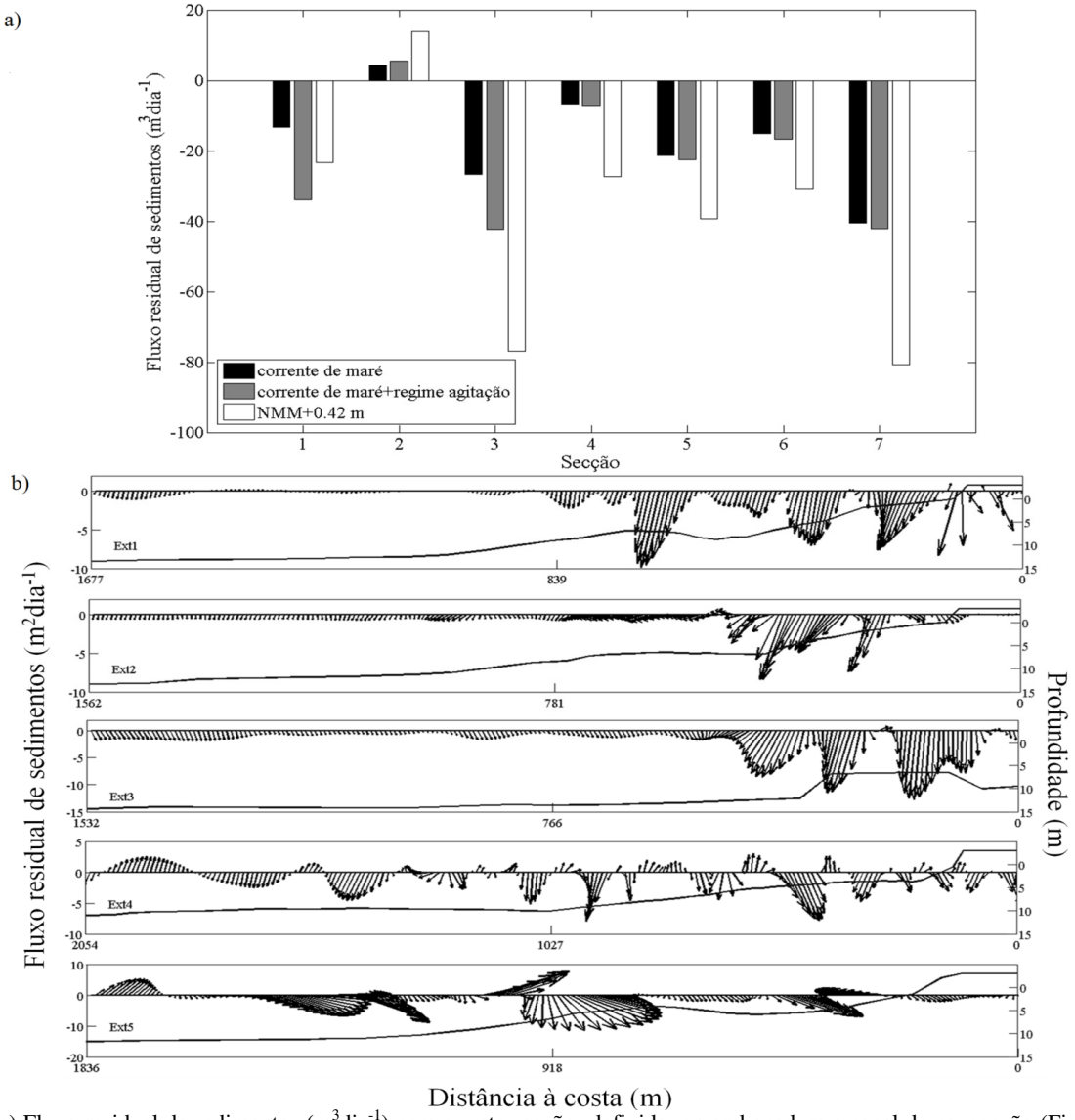


Figura 10: a) Fluxo residual de sedimentos (m^3dia^{-1}) para as sete secções definidas na embocadura e canal de navegação (Figura 4). b) Fluxo residual de sedimentos (m^2dia^{-1}) para as secções localizadas na costa adjacente à embocadura (as linhas representam o perfil batimétrico).

médio do mar de 0.42 m revelam que a tendência de importar ou exportar sedimentos não muda com a subida do nível médio do mar, no entanto observa-se uma intensificação do transporte nas secções.

A análise do balanço dos fluxos residuais nas secções definidas permite compreender as variações morfológicas nas regiões delimitadas pelas mesmas secções. As taxas de sedimentação nas regiões definidas (apresentadas na Figura 4) foram calculadas e estão ilustradas na Figura 11a. Os valores positivos indicam acreção e os valores negativos erosão. Os resultados numéricos mostram que existe erosão na região I, coincidente com a área mais profunda localizada na embocadura. Isto significa que esta região está a tornar-se mais profunda a uma taxa de 20 m^3dia^{-1}. A região III também apresenta tendência de erosão, mas a uma taxa inferior, tanto para as simulações numéricas com o forçamento das correntes de maré como para o forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação marítima. Para as restantes regiões é prevista acreção a taxas de 10 e 40 m^3dia^{-1}. As taxas de sedimentação elevadas na região IV indicam que existe um "enchimento" da forma de fundo profunda localizada entre o marégrafo e o triângulo das marés, a uma taxa de aproximadamente 33 e 38 m^3dia^{-1}, para as simulações forçadas apenas pelas correntes de maré e pela acção conjunta das correntes de maré e do regime de agitação marítima, respectivamente. As taxas de acreção da Região II e V são aproximadamente de 10 m^3dia^{-1}. Assim, conclui-se que a influência do regime de agitação marítima está essencialmente restringida à embocadura e costa adjacente, como referido anteriormente.

As taxas de sedimentação calculadas considerando uma subida do nível do mar de 0.42 m revelam que a deposição de sedimentos se intensificará no canal da embocadura neste cenário. Por outro lado, com a subida do nível médio do mar a forma de fundo profunda localizada entre os molhes tenderá a ficar mais profunda, como consequência do aumento de erosão da região 1.

A Figura 10b ilustra a distribuição dos fluxos residuais de sedimentos e da batimetria para as 5 regiões exteriores (Ext1-Ext5) definidas na Figura 4. Os fluxos residuais a norte da embocadura (Ext1-3) são paralelos à linha de costa e com a direcção Norte-Sul, estando relacionados com as correntes litorais geradas pela rebentação das ondas. Os valores mais elevados dos fluxos são observados na secção junto ao quebramar Norte, devido à influência desta mesma estrutura.

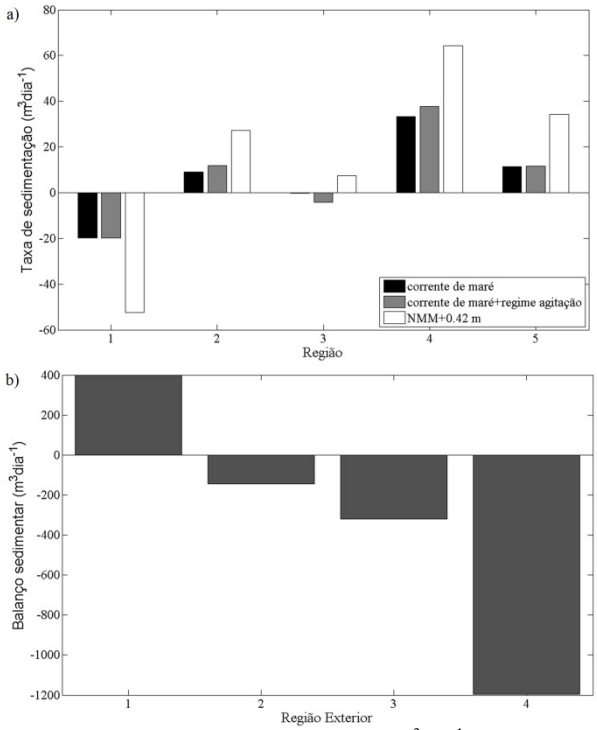


Figura 11: Taxa de sedimentação (m^3dia^{-1}) nas regiões definidas a) na embocadura e canal de navegação e b) na costa adjacente à embocadura, para os 3 cenários estudados.

O transporte residual de sedimentos a Norte da embocadura está apenas limitado a uma parte das secções definidas: aproximadamente 800 m para Ext 1, 510 m para Ext 2 e 450 m para Ext3. Este limite espacial poderá estar relacionado com a profundidade de fecho, que define a profundidade mais junto da costa para a qual não existe variação significativa do fundo e não existem trocas significativas de sedimentos entre a área junto à costa e a zona offshore (KRAUS *et al*., 1999).

Na literatura são encontrados diferentes estimativas para a profundidade de fecho para a costa adjacente à Ria de Aveiro, contudo este valor não é conhecido com precisão: FERREIRA (1993) sugere o intervalo 14-17 m, TEIXEIRA (1994) o intervalo 12.2-14.8 m e COELHO (2005) o intervalo 12.1-16.8 m. COELHO (2005) representou ainda a distribuição do transporte litoral de sedimentos perpendicular à costa como função da largura do perfil activo e concluiu que 90% do volume total era atingido em metade da largura da secção. A Figura 10b revela assim que a zona onde os fluxos litorais são significativos está próxima da referida anteriormente.

Foi também estimado o transporte litoral nas secções Ext1-3. Para as secções Ext1 o transporte litoral obtido é 1.17×10^6 m^3ano^{-1}, para a secção Ext2 é 0.77×10^6 m^3ano^{-1} e 1.68×10^6 m^3ano^{-1} para Ext3, todos no sentido Norte-Sul. Para qualquer dos casos o valor obtido encontra-se muito próximo do valor tido como referência para a costa oeste portuguesa de 1×10^6 m^3ano^{-1} (LARANGEIRO *et al*. 2003). O valor do transporte litoral na secção Ext2 inferior aos valores obtidos nas secções Ext1 e Ext3 poderá indicar acreção na região definida por Ext1 e Ext2 (região ExtI) e erosão na região delimitada por Ext2 e Ext3 (Região ExtII).

Através da análise da Figura 10b observa-se que a Norte da embocadura existe uma certa uniformidade nos fluxos de sedimentos que não existe a sul da mesma. As circulações observadas são induzidas pelos quebramares que definem a embocadura artificial e pela existência de bancos de areia submersos. Assim, a embocadura tem uma influência considerável na magnitude e extensão de influência dos fluxos residuais. Estas circulações são também observadas na Figura 9.

Para as regiões exteriores, as taxas de sedimentação obtidas para as simulações com o forçamento apenas das correntes de maré são sempre inferiores a 12 m^3dia^{-1}. Estes valores podem ser desprezáveis quando comparados com os valores obtidos para as simulações com o forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação marítima. Consequentemente, apenas as taxas para as últimas simulações são apresentadas na Figura 11b. Como esperado, é observada acreção na Região ExtI à taxa de 400 m^3dia^{-1}. Nas restantes regiões é observada erosão a taxas de aproximadamente 140, 300 e 1000 m^3dia^{-1}. Agrupando as Regiões a Norte e a Sul da embocadura, observa-se que existe acreção a Norte e erosão a Sul, com taxas de aproximadamente 250 e 1500 m^3dia^{-1}, respectivamente. Estas tendências estão em concordância com as observações ao longo dos anos desde a construção dos quebramares.

CONCLUSÕES

Analisando os dados obtidos através de levantamentos batimétricos da região da embocadura da Ria de Aveiro entre os anos de 1987/88 e 2005, observa-se que a zona mais profunda localizada entre os quebramares está a migrar para o largo e a aprofundar. A migração *offshore* é identificada pelos padrões de erosão à esquerda e de ligeira acreção à direita das respectivas formas de fundo. Na praia da Meia Laranja é observado um padrão de acreção e na zona menos profunda que separa as duas formas de fundo mais profundas é observada erosão.

Os padrões de erosão e acreção observados foram na sua maioria reproduzidos pelo sistema de modelação morfodinâmica MORSYS2D. Mostrou-se que, com a subida do nível médio do mar, a tendência dos padrões de erosão ou acreção não se altera, mas observa-se uma intensificação dos padrões já existentes.

A análise dos fluxos residuais permite observar que para o caso do forçamento isolado das correntes de maré para o presente nível médio do mar, os fluxos de sedimentos mais intensos são obtidos para a zona da embocadura e região adjacente, no centro do canal de navegação e no início dos canais de Mira e S.Jacinto. Todos os fluxos estão direccionados *offshore*, evidenciando a capacidade da laguna para exportar sedimentos. Estes padrões são coincidentes com zonas de fortes gradientes batimétricos.

Para o caso das simulações com o forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação marítima, o padrão dos fluxos residuais no canal de navegação é semelhante ao obtido para o caso anterior. Na área adjacente à costa são observadas elevadas taxas de transporte residual, predominantemente na direcção Norte-Sul, induzidas pelas correntes litorais geradas pelo regime de agitação característico da área de estudo. Na embocadura os fluxos são dominados pelas correntes de maré residuais dirigidas para o largo. Para o caso do forçamento isolado de correntes considerando uma subida do nível médio de 0.42 m, os fluxos residuais mostram uma clara intensificação no canal da embocadura face à situação actual.

A análise das taxas de sedimentação mostra que existe erosão na região junto à embocadura e acreção para as restantes regiões localizadas no canal de navegação. Observou-se assim um aprofundamento da área mais profunda localizada na embocadura, e um "enchimento" da forma de fundo profunda localizada entre o marégrafo e o triângulo das marés. Considerando uma subida do nível médio do mar de 0.42 m estes padrões de acreção e erosão são intensificados.

Nas secções localizadas na costa adjacente observa-se que a Norte da embocadura existe uma certa uniformidade nos fluxos de sedimentos que não existe a Sul da mesma. As circulações observadas são induzidas pelos quebramares que definem a embocadura artificial e pela existência de bancos de areia submersos. Assim, a embocadura tem uma influência considerável na magnitude e extensão dos fluxos residuais.

Para as regiões exteriores, as taxas de sedimentação obtidas para as simulações com o forçamento apenas das correntes de maré são sempre desprezáveis quando comparados com os valores obtidos para as simulações com o forçamento conjunto das correntes de maré e do regime de agitação. Agrupando as Regiões a norte e a Sul da embocadura, observa-se que existe acreção a norte e erosão a sul, concordantes com as observações ao longo dos anos desde a construção dos quebramares.

Conclui-se também que a influência do regime de agitação está essencialmente restringida à embocadura e costa adjacente, como referido anteriormente.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor deste trabalho foi financiado pela FCT através de uma bolsa de doutoramento (FRH/BD/29368/2006). Este trabalho foi parcialmente financiado pela FCT e União Europeia (COMPETE, QREN, FEDER) no âmbito dos projectos EMERA – Study of the Morphodynamics of the *Ria de Aveiro* Lagoon Inlet (POCI/ECM/59958/2004), ADAPTARia – Climate Change Modelling on Ria de Aveiro Littoral - Adaptation Strategy for Coastal and Fluvial Flooding (PTDC/AAC-CLI/100953/2008) e G-Cast - Application of GRID-Computing in a Coastal Morphodynamics Nowcast-Forecast System (GRID/GRI/81733/2006).

Os autores agradecem aos Profs A.M. Baptista e Joseph Zhang pelo modelo ELCIRC, à Administração do Porto de Aveiro, SA pela cedência dos dados batimétricos e aos investigadores envolvidos no projecto EMERA, em particular à Doutora Maria Virgínia Martins pela cedência das características dos sedimentos de fundo.

Os autores agradecem especialmente o apoio prestado pelos Doutores André Fortunato, Xavier Bertin e Nicolas Bruneau na implementação do MORSYS2D à Ria de Aveiro.

LITERATURA CITADA

ABRANTES, I.; DIAS, J.M. e ROCHA, F., 2006. Spatial and temporal variability of suspended sediments concentration in Ria de Aveiro lagoon and fuxes between the lagoon and the ocean. *Journal of Coastal Research,* SI 39, 718-723.

BASTOS, M.R., 2009. On the track of salt: Adding value to the history of saltponds exploration in the coastal management scene of Aveiro lagoon. *Journal of Integrated Coastal Zone Management,* 9(3), 25-43.

BERTIN, X.; FORTUNATO, A.B. e OLIVEIRA, A., 2009. Simulating morphodynamics with unstructured grids: description and validation of a modelling system for coastal applications. *Ocean Modelling*, 28, 75-87.

BOOIJ, N.; RIS, R. e HOLTHUIJSEN, L., 1999. A third-generation wave model for coastal regions. 1. Model description and validation. *Journal of Geophysical Research*, 104(7), 649-666.

COELHO, C.D.B., 2005. *Riscos de Exposição de Frentes Urbanas para Diferentes Intervenções de Defesa Costeira*. Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, Tese de Doutoramento, 404p.

DIAS, J.A.; FERREIRA, M.F.C. e PEREIRA, A.P.R.R., 1994. *Estudo Sintético da Geomorfologia e da Dinâmica Sedimentar dos Troços Costeiros entre Espinho e a Nazaré*. Estudos de Ambiente e Informática, Lda., 261p.

FERREIRA, Ó., 1993. *Morfodinânica de Praias Expostas: Aplicação ao Sector Costeiro Aveiro – Cabo Mondego*, Faro, Portugal: Universidade do Algarve, Tese de Doutoramento, 337p.

FORTUNATO, A.B. e OLIVEIRA, A., 2004. A modeling system for long-term morphodynamics. *Journal of Hydraulic Research*, 42(4), 426-434.

FREITAS, R.; SAMPAIO, L.; RODRIGUES, A. e QUINTINO, V., 2005. Sea-bottom classification across a shallow water bar channel and near-shore shelf, using single-beam acoustics. *Estuarine Coastal and Shelf Science,* 65, 625-632.

KRAUS, N.C.; LARSON, M. e WISE, R., 1999. Depth of closure in beach-fill design. Proceedings of the *12th National Conference on Beach Preservation Technology*, Florida Shore and Beach Preservation Association, 271–286.

HIDROPROJECTO, 1995. Estudos especializados de modelação matemática para a barra de Aveiro. Relatório Final, Hidroprojecto, JAPA, Lisboa, Portugal.

LARANGEIRO, S.H.C.D. e OLIVEIRA, F.S.B.F., 2003. Assessment of the longshore sediment transport at Buarcos beach (west coast of Portugal) through different formulations. In: CoastGis'03. Genova.

LOPES, C.L.; SILVA, P.A.; ROCHA, A. e DIAS, J.M., 2011. Sensitivity analysis of Ria de Aveiro hydro-morphodynamics to the sea level rise integration period. Aceite em *Journal of Coastal Research* Special Issue No. 64 (aceite).

MARTINS, V.; RODRIGUES, S.; GRANGEIA, C.; BERNARDES, C.; SILVA, P.; DIAS, J.M. e ROCHA, F., 2007. *Sediments erosion/deposition in the Ria de Aveiro inlet*. In: Book of Abstracts ISMS07, International Symposium in Marine Sciences. Spain.

MOREIRA, E. e GOMES, E., 2001. Reabilitação do molhe norte do porto de Aveiro. In: *2.as Jornadas Portuguesas de Engenharia Costeira e Portuária*. Sines, Portugal.

NICHOLLS, R.J. e DE LA VEGA-LEINERT, A.C., 2008. Implications of Sea-Level Rise for Europe's Coasts: An introduction. *Journal of Coastal Research*, 24, 285-287.

OLIVEIRA, A.; FORTUNATO, A.B. e DIAS, J.M., 2006. Numerical modelling of the Aveiro inlet dynamics. *Proceedings of the 30th International Conference on Coastal Enginnering*, vol. 4. World Scientific Publishing Co., 3282-3294.

PLECHA, S.; SANCHO, F.; SILVA, P.A. e DIAS, J.M., 2007. Representative waves for morphological simulations. *Journal of Coastal Research* Special Issue 50, 995-999.

PLECHA, S.; SILVA, P.A.; VAZ, N.; BERTIN, X.; OLIVEIRA, A.; FORTUNATO, A.B. e DIAS, J.M., 2010a. Sensitivity analysis of a morphodynamic modeling system applied to a coastal lagoon inlet. *Ocean Dynamics,* 60, 275-284.

PLECHA, S.; SILVA, P.; OLIVEIRA, A., e DIAS, J.M., 2010b. Establishing the wave climate influence on the morphodynamics of a coastal lagoon inlet. *Proceedings of Physics, Estuaries and Coastal Lagoons*, Colombo: Sri Lanka.

TEIXEIRA, S.L.R.B., 1994. *Dinâmica Morfosedimentar da Ria de Aveiro Portugal*. Lisboa, Portugal:Universidade de Lisboa, Tese de Doutoramento, 396p.

TOMÁS, J.M.V., 1995. Caracterização Morfológica e Textural do Litoral entre Espinho e Cabo Mondego (Portugal). Lisboa, Portugal: Universidade de Lisboa, Tese de Mestrado, 195p.

ZHANG, Y.; BAPTISTA, A.M. e MYERS, E.P., 2004. A cross-scale model for 3D baroclinic circulation in estuary-plume-shelf systems: I. Formulation and skill assessment. *Continental Shelf Research*, 110(10), 1431-1456.

Foraminíferos Bentónicos da Ria de Aveiro, Bioindicadores de Poluição

V. Martins [a], C. Ferreira [b], J.M. Dias [c], P. Silva [c] e F. Rocha [a]
[a] GeoBioTec & Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
{virginia.martins, tavares.rocha@ua.pt}
[b] CESAM & Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro
clarisse.ferreira@ua.pt
[c] CESAM & Departamento de Física, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
{joao.dias, psilva}@ua.pt

SUMÁRIO

Este trabalho avalia a qualidade dos sedimentos da Ria de Aveiro, uma laguna costeira localizada no Norte de Portugal que se encontra sob forte influência antrópica, e os efeitos da contaminação em associações vivas de foraminíferos bentónicos. Foram analisados sedimentos dos Canais de Mira, S. Jacinto, Ílhavo, da Cidade, Espinheiro, Ovar e Murtosa. A análise geoquímica, determinada pela digestão total dos sedimentos e a aplicação de um índice de carga poluente (LPI), baseado na concentração de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, permitiu identificar três zonas principais, onde a concentração de metais pesados considerados tóxicos é mais elevada: o Largo do Laranjo (Canal da Murtosa), a área onde se localiza o Porto de Aveiro e a Cidade de Aveiro. Análises estatísticas considerando os resultados de variáveis abióticas, granulométricas, geoquímicas e teor de carbono orgânico total (TOC), parâmetros ambientais, tais como valores de Eh, e também os resultados de variáveis bióticas, como a percentagem de espécies/grupos de espécies de foraminíferos mais abundantes e frequentes na área estudada, sugerem que concentrações elevadas de metais pesados tóxicos são em geral prejudiciais a estes organismos. Os resultados obtidos sugerem ainda que duas das espécies mais comuns na laguna, *A. tepida* e *H. germanica*, são das mais tolerantes a teores elevados de metais pesados. Contudo, a laguna é um ecossistema complexo, onde existem grandes diferenças em termos de intensidade das correntes, de variações de salinidade, de taxas de acumulação de sedimentos e de condições de oxigenação dos sedimentos, as quais exercem também influência, por vezes drástica, sobre as comunidades vivas bentónicas.

PALAVRAS CHAVE: *Metais pesados, Foraminíferos, Hidrodinamismo, Acção antrópica.*

INTRODUÇÃO

A Ria de Aveiro (Figura 1) é uma laguna localizada na costa noroeste da Península Ibérica (40°38'N, 8°45'W) conectada com o Oceano Atlântico através de uma entrada artificial, aberta em 1808. Esta laguna ocupa uma área de 83 km^2, na maré alta, e 66 km^2, na maré baixa (DIAS e LOPES, 2006). A laguna é constituída por quatro baços principais, S. Jacinto/Ovar, Ílhavo, Mira e Espinheiro e por uma complexa rede de canais mais estreitos, baías e de esteiros. As áreas mais profundas da laguna estão confinadas ao canal de entrada e a áreas situadas próximo da embocadura, na fronteira ocidental da laguna, onde as profundidades podem atingir cerca de 30 m. Nas áreas mais internas da laguna as profundidades são, em geral, inferiores a 3 m, sendo mais frequentemente inferiores a 1 m (LOPES *et al.*, 2006).

As correntes de maré semidiurnas são a principal forçamento da circulação de água na laguna, de acordo com DIAS *et al.* (2000) e VAZ e DIAS, (2008). Segundo estes autores, a velocidade das correntes de maré, próximo da embocadura, pode ser superior a 2 m/s, sendo contudo mais baixa nas zonas mais internas. A água da laguna é, em geral, bem misturada (DIAS *et al.,* 1999). Os ventos afectam o regime hidrodinâmico, gerando processos de mistura, através de tensão superficial e de ondulação (LOPES *et al.,* 2006). A laguna recebe água doce de vários rios e ribeiros. Os principais rios são o Vouga (~50 m^3/s, vazão média) e o Antuã (~5 m^3/s) (MOREIRA *et al.*, 1993). A influência dos rios é maior nas zonas superior e interior da laguna (VAZ e DIAS, 2008).

Mais de 300 mil habitantes vivem nas proximidades da Ria de Aveiro e dos seus canais. Essa concentração de pessoas numa área relativamente pequena tem gerado diversos problemas ambientais e contribuído para a degradação da qualidade da água/dos sedimentos da laguna.

Nas últimas décadas, a degradação dos ambientes aquáticos tem sido um tema de grande interesse e preocupação por parte dos cidadãos. Como os sedimentos são o repositório final de poluentes, há um crescente número de trabalhos abordando a avaliação da saúde do ambiente sedimentar da Ria de Aveiro. Referem-se a título de exemplo as publicações de PEREIRA *et al.*, 1995, 1998a, 2006, 2009; ABREU *et al.*, 2000; MONTERROSO *et al.*, 2003; COELHO *et al.*, 2005, 2006; RAMALHOSA *et al.*, 2006; VÁLEGA *et al.*, 2008a, b).

Os foraminíferos bentónicos têm uma utilidade excepcional como bio-indicadores de contaminação costeira. O impacto da poluição em foraminíferos bentónicos, principalmente por metais pesados e matéria orgânica, tem sido a meta de um número crescente de pesquisas, desde 1980 (VENEC-PEYRE, 1981; SETTY E NIGAM, 1984; CARALP, 1989; ALVE, 1991, 1995; YANKO *et al*, 1994, 1998; ALVE e OLSGARD, 1999; ARMYNOT DU CHÂTELET *et al*, 2003, BURONE *et al*, 2006, 2007; CARNAHAN *et al*, 2009; MARTINS *et al*, 2010.).

Os principais objectivos deste estudo são identificar padrões de contaminação por metais pesados, resultantes de actividades antrópicas, nos sedimentos dos canais da Ria de Aveiro (Figura 1), e avaliar os efeitos de concentrações de metais pesados disponíveis e da matéria orgânica sobre as comunidades de foraminíferos bentónicos.

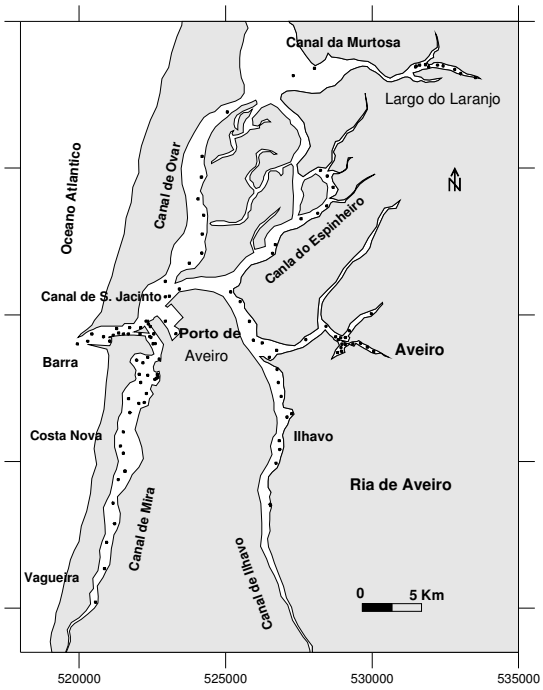


Figura 1: Área de estudo na Ria de Aveiro; locais de amostragem.

MATERIAIS E MÉTODOS

Cerca de 218 amostras sedimentares foram recolhidas nos canais da Ria de Aveiro, com o recurso ao barco ZOE I (do Departamento de Biologia, da Universidade de Aveiro). Durante as campanhas de amostragem, a profundidade foi medida com o sonar do barco e os locais onde foram recolhidas as amostras referenciados com um GPS.

As amostras de sedimento superficial foram recolhidas com uma draga do tipo Petit Ponar adaptada. Apenas os primeiros ~5 cm de sedimento superficial foram recolhidos para análise. Em cada local de amostragem foram recolhidas duas subamostras: uma para análise granulométrica e geoquímica e outra para a análise da microfauna (foraminíferos bentónicos). O primeiro grupo de amostras foi conservado no frio, a bordo. As amostras recolhidas para estudos de foraminíferos foram preservadas em etanol tamponado e corado com rosa Bengala (2 g de Rosa Bengala dissolvido em 1000 ml de álcool). O rosa de Bengala foi utilizado para diferenciar os foraminíferos vivos dos mortos, no momento de amostragem (por exemplo, MURRAY (1991)).

Em cada local de amostragem foram medidos alguns parâmetros ambientais, como a temperatura, a salinidade e o Eh, na água e nos sedimentos.

Uma vez no laboratório, as subamostras destinadas às análises granulométricas e geoquímicas dos sedimentos foram secas, até atingirem um peso constante, numa estufa a 45º C, durante cerca de 72 h. Estas subamostras foram armazenadas para posteriores análises.

Para a análise granulométrica foi usada uma porção homogeneizada de cerca de 150-250 g, de cada subamostra de sedimento seco. A fração fina foi separada da fracção areia, com um crivo de 63 µm, por crivagem, por via húmida. A fracção seca >63 µm foi peneirada através de uma série de crivos com espaçamento de 1 phi (ø).

O teor total de carbono orgânico (TOC) foi determinado em cerca de 5 g de sedimento de cada amostra. A porção de cada amostra foi seca numa estufa a 105ºC, durante 8 h. Após este tratamento, o sedimento foi pesado e colocado numa mufla a 450ºC, durante 8 h (OLIVER *et al.,* 2001). Os valores de TOC são apresentados em percentagem de massa seca.

A análise geoquímica foi efectuada na fracção sedimentar <2000 µm, após moagem. Foi determinada a concentração de 41 elementos químicos, em ACME Analytical Laboratories, Canadá. A análise geoquímica foi realizada por ICP-MS após a digestão total dos sedimentos com quatro ácidos ($HClO_4$, HNO_3-HF-HCl). Neste trabalho apenas se analisam os resultados relativos ao Al, Zn, Pb, Cr, Cu, As, Ni e Cd.

As amostras destinadas ao estudo dos foraminíferos foram lavadas, com água corrente, com crivos de 63 µm e 2000 µm. A fracção 63-500 µm e 500-2000 µm foi observada à lupa, tendo-se concluído que os foraminíferos com dimensões >500 µm são muito raros, na área de estudo. Por essa razão foi utilizada a fracção 63-500 µm dos sedimentos para determinar a abundância de foraminíferos bentónicos (mortos e vivos), expressando o número de carapaças por grama de sedimento seco e também para estudar a composição das associações de foraminíferos vivos. Os foraminíferos que apresentavam o seu interior corado com rosa de Bengala e contendo protoplasma foram considerados vivos no momento da amostragem (HORTON *et al,* 1999; MURRAY e ALVE, 1999). Para o estudo das associações de foraminíferos bentónicos, a amostra foi quarteada, até ser possível obter idealmente 300 espécimes vivos. Os resultados microfaunísticos de amostras com número reduzido de foraminíferos em que apenas foi possível atingir um número mínimo de 100 espécimes (FATELA e TABORDA, 2002) foram também considerados nos tratamentos estatísticos efectuados neste trabalho. As amostras em que não foi possível atingir este número mínimo de indivíduos não foram consideradas neste estudo. O número de espécies por amostra (*S*) e os valores do índice de Shannon (*H*) (SHANNON (1948); H = -Σ*pi* *pi*, onde *pi* é a proporção de indivíduos de cada espécie por amostra) foram utilizados para identificar a diversidade de espécies nos locais estudados. A Equitabilidade (*E*) ($E = \ln S$) também foi analisada.

O índice de carga poluente (Load Poluution Index, LPI), definido por TOMLINSON *et al.* (1980) foi usado para estimar o nível de poluição global das amostras. Este índice é baseado nas concentrações determinadas por digestão total dos sedimentos através da equação:

$$LPI = \sum_{n=1}^{n-x} EFn^{1/x}$$

Onde *EF* é o factor de enriquecimento definido como $EF = C_n/B_n$; C_n representa a concentração medida do metal *n* e B_n é a concentração de fundo do metal *n*; *x* é o número de metais considerados. O valor de *x*, neste estudo, é de 7 e inclui os seguintes: metais As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Como os valores de fundo destes metais são ainda desconhecidos na Ria de Aveiro, foi usada como referência a média da concentração destes elementos em 87 amostras de sedimentos. Estas foram seleccionadas a partir de 218 amostras sedimentares recolhidas na área estudo, por possuírem concentrações mais baixas destes elementos químicos.

Do número total de amostras analisadas neste estudo (218), apenas um conjunto de 86 amostras (Figura 1) possuía número suficiente de foraminíferos vivos para aplicação de tratamentos estatísticos multivariáveis, confrontando em simultâneo factores bióticos e abióticos.

A análise estatística multivariada foi usada para avaliar o grau de similaridade na distribuição de dados bióticos e abióticos. A análise canónica foi realizada com o *software* MVSP 3.1.

RESULTADOS

As amostras sedimentares foram recolhidas a profundidades variando entre 0.5 m e 30 m. A temperatura da água variou entre 15ºC e 26ºC e a salinidade entre 6.2 e 33.7. Nos sedimentos os valores de *Eh* variaram entre 11.6 e -365. O tamanho dos grãos dos sedimentos é heterogéneo, na área estudada. O teor da fracção fina (<63 µm) dos sedimentos é <98% e segue um padrão idêntico à da distribuição de TOC, cujos valores são <11% (Figura 2). Os teores mais baixos de TOC foram encontrados em sedimentos com maior tamanho de grão. Os sedimentos mais finos e ricos em TOC, onde foram encontrados em geral, valores mais baixos *Eh* foram encontrados em áreas onde o hidrodinamismo é reduzido, em zonas intermareais e junto a zonas de sapal.

Os valores de concentração máxima, mínima e mediana de Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn são apresentados na Tabela 1. Estes metais pesados estão presentes em algumas zonas da Ria de Aveiro em concentrações mais elevadas, tais como: no Largo do Laranjo (Canal da Murtosa), Cidade de Aveiro, área do Porto de Aveiro, onde os valores do índice de carga poluente são maiores (Figura 3).

A densidade (n.º/g) de foraminíferos bentónicos vivos é <825 (Figura 4). A densidade de foraminíferos mortos é <1820.

Nas amostras seleccionadas, com um número >100 espécimes vivos, o número de espécies por amostra (*S*) é <28. Na área estudada os valores do índice de Shannon (*H*) são <2.85 e de equitabilidade <1.37. Foram reconhecidos na Ria de Aveiro, cerca de 200 espécies vivas, no conjunto das amostras estudadas. A abundância de foraminíferos vivos é heterogénea. Os foraminíferos vivos são raros em zonas muito hidrodinâmicas, mas também em áreas de fraco hidrodinamismo onde a deposição de sedimentos lodosos é contínua, como por exemplo no lado ocidental do Canal de Mira (perto da entrada da laguna). Verifica-se uma situação idêntica em zonas afectadas por águas hiposalinas situadas em áreas internas da laguna associadas a rios e ribeiros de água doce.

Tabela 1: Concentração máxima, mínima e mediana de Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn.

Elemento	Mínimo	Máximo	Mediana
Al ($x10^4$ mg/kg)	1.08	9.48	3.55
As (mg/kg)	0.3	66	6
Cd (mg/kg)	0.03	1.3	0.1
Cr (mg/kg)	0.3	63.7	12
Cu (mg/kg)	0.03	67.9	5
Ni (mg/kg)	0.03	30.8	6.4
Pb (mg/kg)	7.6	180.2	22
Zn (mg/kg)	3	368	41

Os espécimes de carapaça hialina carbonatada predominam em vastas áreas lagunares. As duas espécies mais comuns são *Haynesina germanica* (<74%), *Ammonia tepida* (<73%). A percentagem total destas duas espécies, com um padrão de distribuição semelhante, está representada na Figura 5 (em cima). *Elphidium* spp. (<64%, incluindo espécies como a *E. gerthi*, *E.* articulatum, *E. excavatum, E. crispum* e *E. complanatum*) apenas atingem pontualmente proporções muito elevadas. Os miliolídeos (com carapaças opacas, imperfuradas, porcelanosas), representados principalmente por *Quinqueloculina seminulum*, atingem uma percentagem significativa <35% em alguns locais próximos da embocadura e em canais da cidade de Aveiro (Figura 5, em baixo).

Lobatula lobatula (<45%), *Cibicides ungerianus* (<20%), *Planorbulina mediterranensis* (<38%), *Gavelinopsis praegeri*

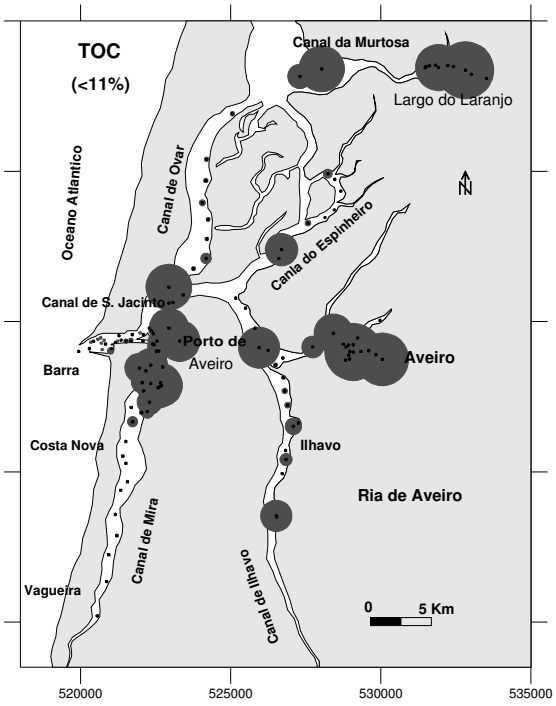


Figura 2: Mapa de distribuição da proporção de TOC na área estudada. A variação dos valores está indicada na figura. A dimensão das marcas circulares cinzentas é proporcional aos valores de cada local.

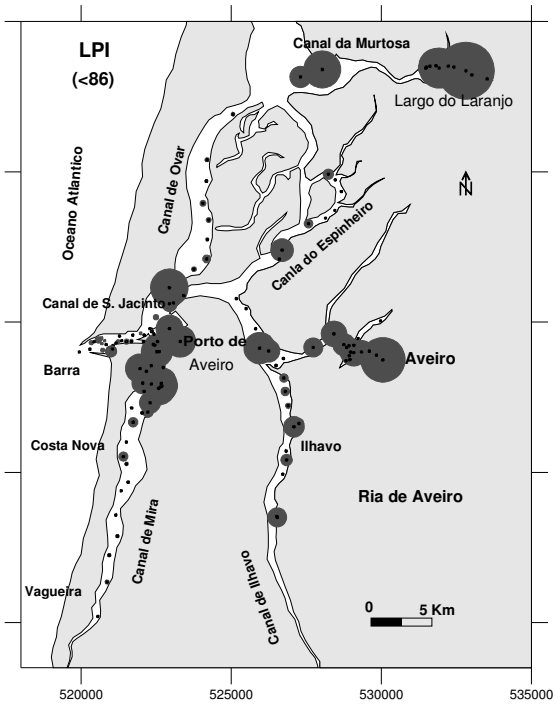


Figura 3: Índice de carga poluente (LPI); valores baseados nas concentrações (obtidas por digestão total dos sedimentos) de: As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn e Cd. A variação dos valores está indicada na figura. A dimensão das marcas circulares cinzentas é proporcional aos valores em cada local de amostragem de LPI.

(<6%) e *Spirillina vivipara* (<5%) são encontrados em áreas localizadas perto da embocadura da laguna, sob a influência de correntes activas, associados principalmente a areias médias a finas. Os bolivinídeos (<78%; representados principalmente por *Bolivina lowmani densipunctata* e *Bolivina pseudoplicata;* Figura 6, em cima), *Nonionella stella* (<18%), e os buliminídeos (<12%; integrando sobretudo *Bulimina elongata/gibba* e *Buliminella elegantissima)* também são mais comuns perto da embocadura da laguna, em zonas de fraco hidrodinamismo, onde é possível a deposição de sedimentos lodosos. O mapa da Figura 6 representa a distribuição das espécies aglutinadas. Em algumas zonas situadas próximo da embocadura da laguna, onde as correntes são fortes e promovem a remobilização frequente do substrato, predominam

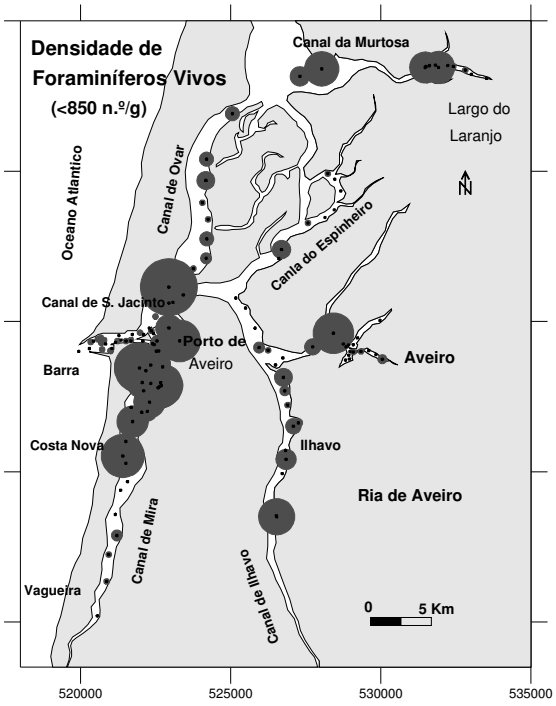


Figura 4: Mapa de distribuição da densidade de foraminíferos vivos, na área estudada. A dimensão das marcas circulares cinzentas é proporcional aos valores transformados pelo $\log_2$, de cada local. Os valores máximos reais são 850 foraminíferos por grama de fracção sedimentar 63-500 ìm.

espécies aglutinadas que vivem aderentes às partículas de areia, como *Lepidodeuterammina ochracea* (<52%), *Tiphotrocha concava* (<32%), *Remaneica helgolandica* (<13%), *Remaneicella gonzalezi* (<11%) e *Paratrochammina haynesi* (<5%). Em zonas caracterizadas por condições hidrodinâmicas mais calmas situadas também próximo da barra são frequentemente encontradas espécimes aglutinados pertencentes às espécies *Cribrostomoides jeffreysi* (<5%) e *Reophax dentaliniformis* (<3%). Em contrapartida *Trochammina inflata* (<35%) e *Miliamina fusca* (<10%) são comuns em águas hiposalinas.

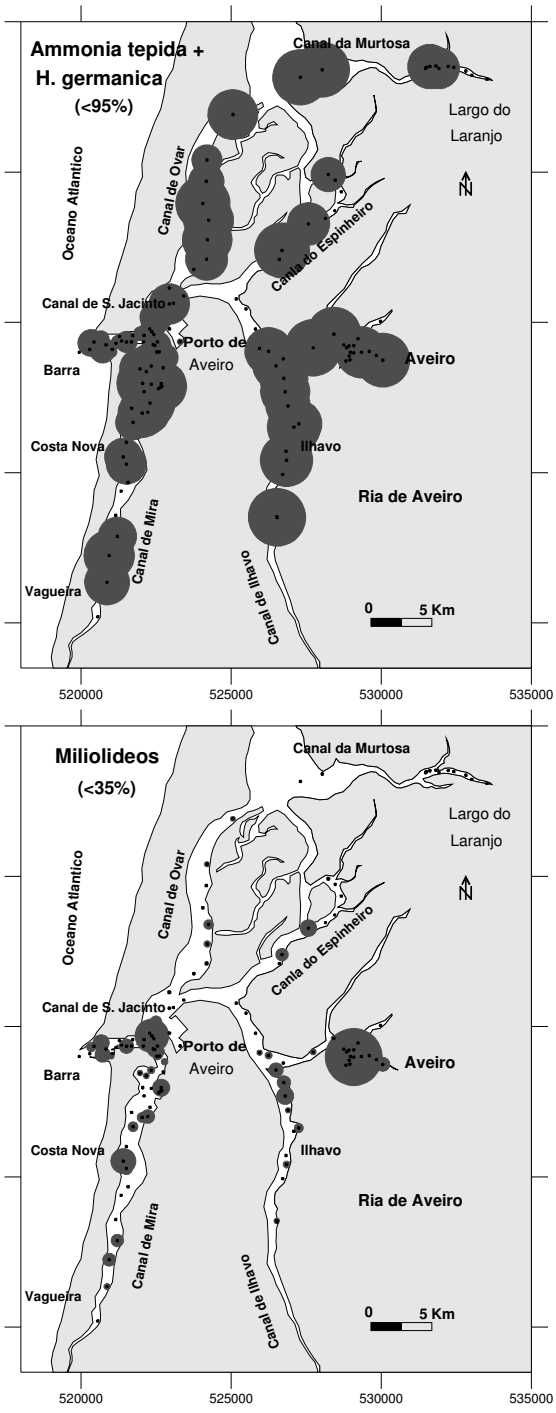


Figura 5: Mapas de distribuição da percentagem total de *A. tepida* e de *H. germanica* e de miliolídeos. A variação dos valores está indicada na figura. A dimensão das marcas circulares cinzentas é proporcional aos valores em cada local de amostragem.

DISCUSSÃO

As comunidades de foraminíferos da Ria de Aveiro são, em regra, de pequena dimensão, apresentam reduzida diversidade e equitabilidade, sendo dominadas por uma ou duas espécies. Estes resultados sugerem que, neste sistema, o *stress* ambiental é, em geral, elevado para os organismos deste grupo.

Um dos factores mais condicionantes da abundância de foraminíferos na Ria de Aveiro é a velocidade das correntes. Em muitos locais dos canais navegáveis mais profundos próximos da embocadura, onde a velocidade das correntes é muito forte, causando grande instabilidade do substrato, são raros os foraminíferos vivos e mortos. Nestas áreas, porém, é encontrada, em algumas zonas, uma comunidade peculiar, ainda não descrita na literatura, constituída por espécimes de carapaças aglutinadas, epifaunais e que vivem aderentes à superfície dos grãos de areia

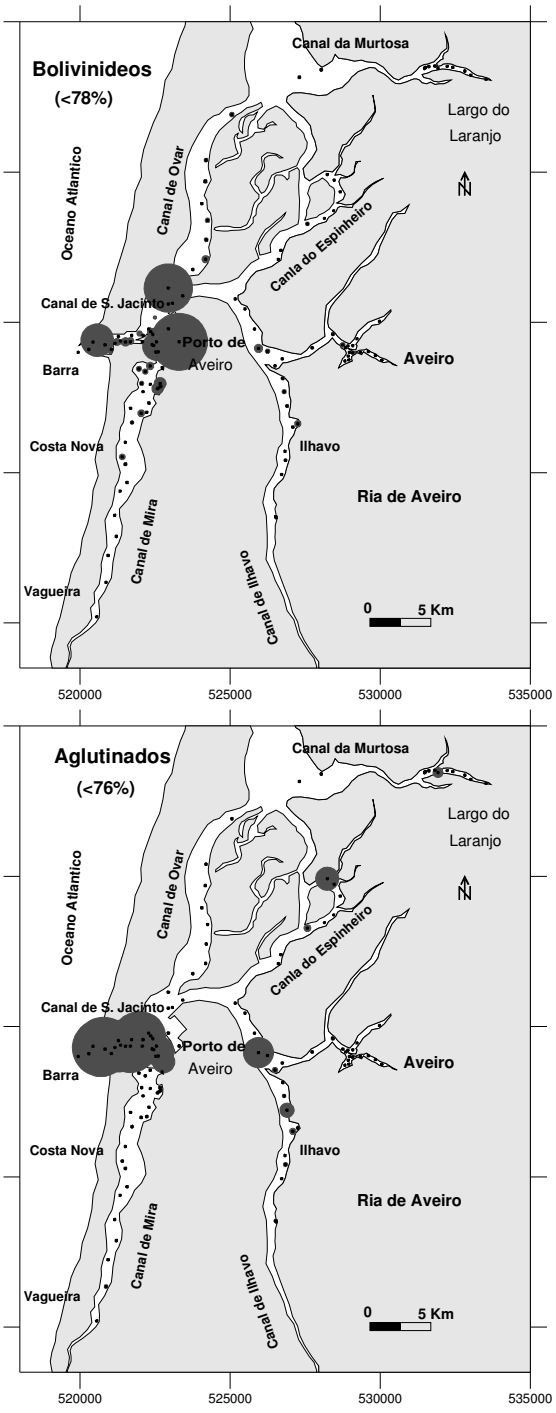


Figura 6: Mapa de distribuição da percentagem total de bolivinídeos e de foraminíferos aglutinados. A variação dos valores está indicada na figura. A dimensão das marcas circulares cinzentas é proporcional aos valores em cada local de amostragem.

incluindo espécies como por exemplo, *Lepidodeuterammina ochracea, Tiphotrocha concava, Remaneica helgolandica, Remaneicella gonzalezi e Paratrochammina haynesi.* Trata-se de uma comunidade que integra espécies capazes de suportar condições de forte hidrodinamismo. Estas populações são contudo pouco numerosas.

Nos locais onde foram encontradas, os foraminíferos mortos são bastante mais raros que os vivos. Depreende-se que, à medida que vão morrendo, as carapaças destes organismos vão sendo arrastadas para outros locais. As fortes condições hidrodinâmicas não permitem a acumulação de carapaças vazias, sendo por isso reduzida a densidade de foraminíferos.

Em zonas próximas da embocadura, sob a acção de correntes calmas, onde ocorre a deposição contínua de sedimentos finos, em conjunto com as partículas terrígenas também se depositam, carapaças de foraminíferos vazias. Nestas zonas, a densidade de foraminíferos mortos é elevada, mas a abundância de vivos é quase inexistente. O soterramento contínuo das associações vivas impede o seu desenvolvimento.

Outro factor limitante para os foraminíferos da Ria de Aveiro são as condições de salinidade da água. A Ria de Aveiro é um sistema polihalino. Em algumas zonas, a salinidade varia consideravelmente ao longo do ano. Junto à embocadura, em locais onde o hidrodinamismo é relativamente forte, é encontrada uma associação viva que integra sobretudo organismos oceânicos, como por exemplo *Lobatula lobatula*, *Cibicides ungerianus*, *Planorbulina mediterranensis*, *Gavelinopsis praegeri* e *Spirillina vivípara*. Salinidades próximas do oceano permitem a entrada e a sobrevivência destes organismos na laguna. Não foram encontrados exemplares jovens destas espécies. Supõe-se por isso que possam viver durante algum tempo, na zona mais próxima da interacção com o mar, mas tenham capacidade limitada de reprodução. Nesta área, mas onde os sedimentos são lodosos dominam os bolivinídeos, sendo também importante a percentagem de buliminídeos e de *Nonionella stella*.

Nas zonas mais internas da ria, onde a interacção com os rios torna as águas hiposalinas, as associações vivas integram um número significativo de exemplares pertencentes a espécies como por exemplo *Trochammina inflata* e *Miliamina fusca*. Estas espécies podem também dominar em zonas hipersalinas, suportando valores muito erráticos de salinidade (SCOTT *et al*, 1980; SCOTT e LECKIE, 1990; RUIZ *et al,* 2004).

Pelas relações estabelecidas depreende-se que o factor mais condicionante para o desenvolvimento das comunidades de foraminíferos é o hidrodinamismo. Depois deste factor, as variações de salinidade são geradoras de mudanças substanciais na composição das associações e por último os baixos teores de oxigénio no sedimento são outro factor que limitante para algumas espécies. Até que ponto concentrações elevadas de metais pesados poderão afectar também as associações de foraminíferos da Ria de Aveiro?

Os valores de LPI permitiram a identificação de três áreas principais em que os sedimentos possuem concentrações mais elevadas de metais pesados, na Ria de Aveiro: no Largo do Laranjo (Canal da Murtosa), na Cidade de Aveiro e na área em que está implantado o Porto de Aveiro. Verifica-se ainda que as concentrações mais elevadas de metais pesados se verificam, em geral, em zonas protegidas.

De acordo com DIAS *et al.* (2003), devido às fortes correntes de maré e à ocorrência de marés semi-diurnas as águas da laguna são, em geral, rapidamente renovadas. O tempo de residência é inferior a dois dias na zona central da laguna (início dos Canais de Mira e de Ílhavo, em partes do Canal de S. Jacinto e do Espinheiro), mas em algumas regiões os tempos de residência são superiores a 2 semanas (por exemplo, no extremo do Canal de Mira e nas cabeceiras dos canais da zona norte e este da laguna). Assim, nas áreas onde o tempo de residência é maior são depositados sedimentos coesivos, tendo estes a capacidade de registar o efeito da acção antrópica. Assim, o impacto causado pela urbanização e pela industrialização tende a ser mais claro nas zonas lodosas,

onde se acumulam metais pesados, sob condições de fraco hidrodinamismo.

A fim de se eliminar a influência da granulometria na concentração dos elementos químicos considerados tóxicos, foram determinados rácios com o Al (elemento químico essencialmente associado aos minerais argilosos): As/Al, Cd/Al, Cr/Al, Cu/Al, Ni/Al, Pb/Al e Zn/Al.

O grau de dissimilaridade entre a percentagem das espécies/grupos de foraminíferos vivos mais abundantes e frequentes na área estudada, e uma selecção de dados abióticos, incluindo os valores dos referidos rácios e de *Eh* e a percentagem de fracção fina e de TOC, foi avaliado por análise canónica (após transformação dos dados com o $\log_2$). Os resultados obtidos são apresentados no diagrama da Figura 7. Neste diagrama verifica-se que a maioria dos metais é separada dos foraminíferos. *H. germanica* e *A. tepida,* poderão ser relativamente mais tolerantes a concentrações elevadas de As, Cd, Cr, Cu, Ni e Zn, o que está de acordo com estudos efectuados noutros locais (por exemplo FRONTALINI e COCCIONI, 2008; LEORRI *et al*, 2008), do que outras espécies, nomeadamente os miliolídeos, os aglutinados, os buliminídeos e os bolivinídeos. *A. tepida* tem sido considerada uma das espécies mais tolerantes a elevadas concentrações de metais pesados e tem sido considerada um indicador biológico da poluição antropogénica em sedimentos costeiros (FERRARO *et al.,* 2006).

A análise canónica associa ainda os bolivinídeos e *B. elongata/gibba* a TOC e Eh (x -1). A percentagem destas espécies é mais elevada em zonas protegidas, situadas no interior das estruturas portuárias, localizadas próximo da embocadura (onde a influência oceânica é maior), onde os sedimentos são lodosos e negros (com baixo teor de oxigénio, como indicam os valores negativos de *Eh*) e a percentagem de matéria orgânica relativamente elevada. Vários autores chegaram a constatações idênticas, por exemplo, BERNHARD e Sen GUPTA, 1999; RATHBURN e CORLISS, 1994; SEN GUPTA e MACHAIN-CASTILLO, 1993; PEREZ-CRUZ e MACHAIN-CASTILLO, 1990; QUINTERNO e GARDNER, 1987). Este grupo de espécies ocorre geralmente em áreas onde o fluxo de matéria orgânica é elevado, onde o stress causado pela predação e pela competição é reduzido (PHLEGER e SOUTAR, 1973).

A análise canónica separa outro grupo de variáveis: os miliolídeos (representados principalmente por *Q. seminulum*), as espécies aglutinadas e a razão Pb/Al. As maiores concentrações de Pb foram encontrados em locais situados no canal de S. Jacinto, onde *Q. seminulum* bem como espécies aglutinadas como *Lepidodeuterammina ochracea*, *Tiphotrocha concava*, *Remaneica helgolandica*, *Remaneicella gonzalezi* e *Paratrochammina haynesi* apresentam percentagens relativamente elevadas, sugerindo uma maior tolerância destas espécies à contaminação por Pb. No entanto *Q. seminulum* tem sido considerada menos tolerante à poluição do que *Ammonia* spp. (RAO e RAO, 1979). Os miliolídeos são espécies epifaunais que podem viver acima da superfície do sedimento, na vegetação, e podem ter um regime herbívoro ou detritívoro (HILL *et al.,* 2003). Como têm a possibilidade de viver acima do fundo, podem não ser significativamente afectados por concentrações elevadas de Pb. As restantes espécies são, como foi referido, epifaunais vivendo aderentes a grãos de areia e movimentando-se com estes. A indicação de que estas espécies poderiam ser tolerantes ao Pb poderá pois ser artificial, até mesmo porque este metal existe em concentrações elevadas em focos dispersos, e não propriamente em vastas áreas.

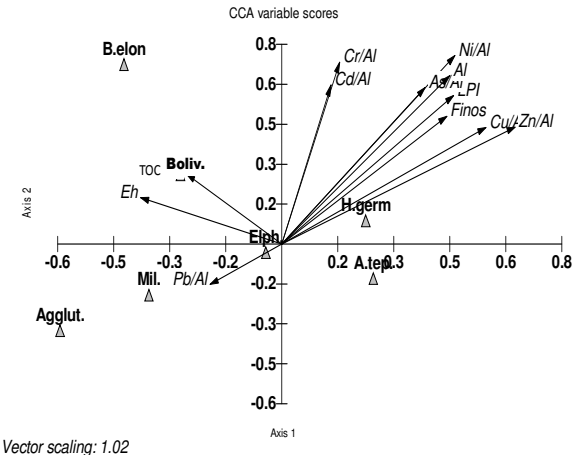


Figura 7: Análise canónica baseada numa selecção de dados abióticos e bióticos, transformados pelo $\log_2$. Os valores de *Eh*, foram multiplicados por -1.

Estudos anteriores, realizados durante as duas últimas décadas, identificaram zonas contaminadas por Hg no Largo do Laranjo (por exemplo, PEREIRA *et al*., 1995;1998a; b; 2009; RAMALHOSA *et al.*, 2006) As concentrações de Hg diminuem rapidamente com a distância da área de origem (ABREU *et al*., 2000). Foram também efectuados estudos com o objectivo de avaliar o impacto do Hg no sistema biótico (por exemplo, ABREU *et al*., 2000; MONTERROSO *et al*., 2003; COELHO *et al*., 2005, 2006; PEREIRA *et al*., 2006; VÁLEGA *et al*., 2008ª; b). Os resultados obtidos neste trabalho mostram que o Largo do Laranjo é também uma das zonas com valores mais elevados de LPI. Nesta zona, são muito reduzidas as comunidades vivas. A concentração elevada de metais pesados poderá ter um efeito negativo sobre a taxa de reprodução, número de juvenis produzidos e na taxa de sobrevivência dos juvenis

CONCLUSÃO

As marés na Ria de Aveiro geram correntes fortes nos canais profundos e estreito e correntes mais fracas nas zonas intermareais (LOPES *et al.,* 2006). A rápida renovação da água, sobretudo nas zonas próximas da embocadura, facilita a exportação de partículas em suspensão deste sistema. Mas nas cabeceiras dos canais os elevados tempos de residência conduzem à sua retenção. Por esta razão os sedimentos da Ria não se encontram igualmente contaminados. Nas zonas menos hidrodinâmicas e onde as actividades antrópicas lançam contaminantes na laguna, este efeito tende a deixar um registo nos sedimentos.

O hidrodinamismo intenso pode ser considerado o factor determinante no desenvolvimento dos foraminíferos bentónicos na Ria de Aveiro. O *stress* ambiental também é elevado em zonas de fraco hidrodinamismo, onde a taxa de sedimentação elevada causa a contínua deposição de sedimentos e tende a suprimir as comunidades vivas. Nestas zonas a deposição de sedimentos mais finos, ricos em TOC, com consequente diminuição do oxigénio, condiciona o florescimento de espécies mais exigentes em termos de concentração de oxigénio. A variação de parâmetros ambientais, principalmente a salinidade, é também um factor condicionante para os foraminíferos.

Os resultados obtidos revelam que os foraminíferos bentónicos na Ria de Aveiro são afectados, em geral, por concentrações elevadas de metais pesados, tais como As, Cr, Cu, Ni e Pb, bem como pelo teor elevado de TOC nos sedimentos. Algumas espécies poderão ser mais tolerantes a valores elevados destes metais, como por exemplo *A. tepida* e *H. germanica*.

LITERATURA CITADA

ABREU, S.N.; PEREIRA, E.; VALE, C. and DUARTE, A.C., 2000. Accumulation of mercury in sea bass from a contaminated lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin,* 40(4), 293–297. doi:10.1016/ S0025-326X(99)00187-3.

ALVE, E., 1995. Benthic foraminifera response to estuarine pollution. A review. *Journal of Foraminiferal Research,* 25, 190–203.

ALVE, E., 1991. Benthic foraminifera in sediment cores reflecting heavy metal pollution in Sorfjord, Western Norway. *Journal of Foraminiferal Research*, 21, 1–19.

ALVE, E. and OLSGARD, F., 1999. Benthic foraminiferal colonization in experiments with Cu-contaminated sediments. *Journal of Foraminiferal Research*, 29, 186–195.

ARMYNOT du CHÂTELET, E.; AMIARD, J.C.; DEBENAY, J.P. and GEFFARD, A., 2003. Métaux dans le sédiment et fraction bio disponible: influence sur les peuplements de foraminifères. In: Second International Symposium on Contaminated Sediments, Quebec, 26–28, Proceedings, 311–318.

BERNHARD, J.M; SEN GUPTA, B.K., 1999. Foraminifera of oxygen-depleted environments. In: B.K. SEN GUPTA (Ed.), *Modern Foraminifera*, Kluwer Academic Publishers, 201-216.

BURONE, L.; VALENTE, P.; PIRES-VANIN, A.; MELLO E SOUZA, S.H., MAHIQUES, M.M. and BRACA, E., 2007. Benthic foraminiferal variability on a monthly scale in a subtropical bay moderately affected by urban sewage. *Scientia Marina,* 71, 775–792.

BURONE, L.; VENTURINI, N.; SPRECHMANN, P.; VALENTE, P. and MUNIZ, P., 2006. Foraminiferal responses to polluted sediments in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin,* 52, 61–73.

CARALP, M.H., 1989. Size and morphology of the benthic foraminifer *Melonis barleeanum*, relationships with marine oceanic matter. *Journal of Foraminiferal Research,* 19, 235–245.

CARNAHAN, E.A.; HOARE, A.M.; HALLOCK, P.; LIDZ, B.H. and REICH, C.D., 2009. Foraminiferal assemblages in Biscayne Bay, Florida, USA: Responses to urban and agricultural influence in a subtropical estuary. *Marine Pollution Bulletin,* 59 (8-12), 221-233. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.08.008.

COELHO, J.P.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A. and PARDAL, M.A., 2005. Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon - Ria de Aveiro. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65, 492–500. doi:10.1016/j.ecss.2005.06.020.

COELHO, J.P.; ROSA, M.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A. and PARDAL, M.A., 2006. Pattern and annual rates of *Scrobicularia plana* mercury bioacumulation in a human induced mercury gradient (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69, 629–635. doi:10.1016/j.ecss.2006.05.027.

DIAS, J.M. and LOPES, J.F., 2006. Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: the case of Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Environ Model Softw*., 21, 1–15. doi:10.1016/j.envsoft.2004.09.002

DIAS J.M.; LOPES J.F. and DEKEYSER, I., 2003. A Numerical Model System Application to the Study of the Transport Properties in Ria de Aveiro Lagoon. *Ocean Dynamics,* 53 (3), 220-231.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. and DEKEYSER, I., 2000. Tidal Propagation in Ria de Aveiro Lagoon*, Portugal. Phys. Chem. Earth* (B) 25(4), 369-374.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. and DEKEYSER, I., 1999. Hydrological characterization of Ria de Aveiro lagoon, Portugal, in early summer. *Oceanologica Acta,* 22, 473–485.

FATELA, F. and TABORDA, R., 2002. Confidence limits of species proportions in microfossil assemblages. *Marine Micropaleontology*, 45, 169-174.

FERRARO, L.; SPROVIERI, M.; ALBERICO, I.; LIRER, F.; PREVEDELLO, L. and MARSELLA, E., 2006. Benthic foraminifera and heavy metals distribution: a case study from the Naples Harbour (Tyrrhenian Sea, Southern Italy). *Environ. Pollut.,* 142(2), 274-87.

FRONTALINI, F. and COCCIONI R., 2008. Benthic foraminifera for heavy metal pollution monitoring: A case study from the central Adriatic Sea coast of Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 404-417.

HILL, T.M.; BROOKS, G.R.; DUNCAN, D.S. and MEDIOLI, F.S., 2003. Benthic foraminifera of the Holocene transgressive west-central Florida inner shelf: paleoenvironmental implications. *Marine Geology,* 200, 263-272.

HORTON, B.P.; EDWARDS, R.J. and LLOYD, J.M., 1999. UK intertidal foraminiferal distributions: Implications for sea-level studies. *Marine Micropaleontology,* 36, 205–223.

LEORRI, E.; CEARRETA, A.; IRABIEN, M.J. and YUSTA, I., 2008. Geochemical and microfaunal proxies to assess environmental quality conditions during the recovery process of a heavily polluted estuary: The Bilbao estuary case (N. Spain*). Science of the Total Environment,* 396, 12-27.

LOPES J.F.; DIAS J.M. and DEKEYSER I., 2006. Numerical modelling of cohesive sediments transport in the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Journal of Hydrology,* 319, 176-198. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.019

MARTINS, V.; FERREIRA DA SILVA, E.; SEQUEIRA, C.; ROCHA, F. and DUARTE, A.C., 2010. Evaluation of the ecological effects of heavy metals on the assemblages of benthic foraminifera of the canals of Aveiro (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, 293–304.

MOREIRA, H.M.; QUEIROGA, H.; MACHADO, M.M. and CUNHA, M.R., 1993. Environmental gradients in a southern estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal, implication for soft bottom macrofauna colonisation. *Neth. J. Aquat. Ecol.,* 27(2–4), 465–482.

MONTERROSO, P.; ABREU, S.N.; PEREIRA, E.; VALE, C. and DUARTE, A.C., 2003. Estimation of Cu, Cd and Hg transported by plankton from a contaminated area (Ria deAveiro). *Acta Oecologica,* 24, S351–S357.

MURRAY, J.W., 1991. *Ecology and palaeoecology of benthic foraminifera.* London, Longman Scientific & Technical, 397 pp.

MURRAY, J.W. and ALVE, E., 1999. Natural dissolution of modern shallow water benthic foraminifera: Taphonomic effects on the palaeoecological record. *Palaeoecology, Palaeogeography, Palaeoclimatology*, 146,195–209.

OLIVER, H.; LOTTE, A.F. and LEMCKE, G., 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology,* 25, 101-110.

PEREIRA, M.E.; LILLEBØ A.I.; PATO, P.; VÁLEGA, M.; COELHO, J.P.,; LOPES, C.B.; RODRIGUES, S.; CACHADA, A.; OTERO, M.; PARDAL, M.A. and DUARTE, A.C., 2009. Mercury pollution in Ria de Aveiro (Portugal): a review of the system assessment. *Environ. Monit. Assess.,* 155, 39–49. DOI 10.1007/s10661-008-0416-1.

PEREIRA, M.E.; ABREU, S.N.; COELHO, J.P.; LOPES, C.B.; PARDAL, M.A. and VALE, C., 2006. Seasonal fluctuations of tissue mercury contents in the European shore crab *Carcinus maenas* from low and high contamination areas (Ria de Aveiro,

Portugal). *Marine Pollution Bulletin,* 52, 1450–1457. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.05.006.

PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C.; MILLWARD, G.E.; ABREU, S.N. and VALE, C., 1998a. An estimation of industrial mercury stored in sediments of a confined area of the Lagoon of Aveiro (Portugal). *Water Science and Technology*, 37, 125–130. doi:10.1016/S0273-1223 (98)00191-7.

PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C.; MILLWARD, G. E.; ABREU, S.N. and VALE, C., 1998b. Tidal export of particulate mercury from the most contaminated area of Aveiro's Lagoon, Portugal. *Science of the Total Environment,* 213, 157–163. doi:10.1016/S0048-9697(98)00087-4.

PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C. and MILLWARD, G.E., 1995. Seasonal variability in mercury inputs into the Ria de Aveiro, Portugal. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology,* 29 (3-4), 291-296.

PEREZ-CRUZ, L.L. and MACHAIN-CASTILLO, M.L., 1990. Benthic foraminifera of the oxygen minimum zone, continental shelf of the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Foraminiferal Research,* 20 (4), 312-325.

PHLEGER, F.B. and SOUTAR, A., 1973. Production of benthic foraminifera in three east Pacific oxygen minima. *Micropalaeontology,* 19 (1), 110-115.

QUINTERNO, P.J. and GARDNER, J.V., 1987. Benthic foraminifers on the continental shelf and upper slope, Russian river area, northern California. Journal of Foraminiferal Research, 17 (2), 132-152.

RAMALHOSA, E.; SEGADE, S.R.; PEREIRA, E.; VALE, C. and DUARTE, A., 2006. Mercury cycling between the water column and surface sediments in a contaminated area. *Water Research,* 40, 2893–2900. doi:10.1016/j.watres.2006.05.023.

RAO, T.V. and RAO M.S., 1979. Studies on pollution ecology of foraminifera of the Trivandrum Coast. *Indian Journal of Marine Sciences*, 8, 31-35.

RATHBURN, A.E., CORLISS, B.H., 1994. The ecology of living (stained) deep-sea benthic foraminifera from the Sulu Sea. Paleoceanography 9 (1), 87-150.

RUIZ, F.; GONZÁLEZ-REGALADO, M.L.; BORREGO, J.; ABADA, M. and PENDÓN, J.G., 2004. Ostracoda and foraminifera as short-term tracers of environmental changes in very polluted areas: the Odiel Estuary (SW Spain). *Environmental Pollution;* 129, 49-61.

SCOTT, D.B. and LECKIE, R.M., 1990. Foraminiferal zonation of Great Sippewissett salt marsh (Falmouth, Massachuss ets*). Journal of Foraminiferal Research,* 20, 248-266.

SCOTT, D.B.; SCHAFER, C.T. and MEDIOLI, F.S., 1980. Eastern Canadian estuarine foraminifera: a framework for comparison. *Journal of Foraminiferal Research,* 10, 205-234.

SEN GUPTA, B.K. and MACHAIN-CASTILLO, M.L., 1993. Benthic foraminifera in oxygen-poor habitats. *Marine Micropalaeontology,* 20, 183-201.

SETTY, M.G. and NIGAM, R., 1984. Benthic foraminifera as pollution indices in the marine environment of west coast of India. *Rivista Italiana di Paleontologia e Stratigrafia,* 89, 421-436.

SHANNON, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal,* 27, 379-423.

TOMLINSON, D.L.; WILSON, J.G.; HARRIS, C.R. and JEFFREY, D.W., 1980. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of pollution index. *Helgolander Meeresuntersuchugen*, 33, 566–575.

VÁLEGA, M.; LILLEBØ, A.I.; PEREIRA, M.E.; CORNS, W.T.; STOCKWELL, P.B.; DUARTE, A.C. and PARDAL, M.A., 2008a. Assessment of methylmercury production in a temperate salt marsh (Ria de Aveiro Lagoon, Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 56, 136–162.

VÁLEGA, M.; LILLEBØ, A.I.; CAÇADOR, I.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C. and PARDAL, M.A., 2008b. Mercury mobility in a salt marsh colonised by *Halimione portulacoides*. *Chemosphere*, 72, 1607–161.

VAZ, N. and DIAS, J.M., 2008. Hydrographic characterization of an estuarine tidal channel. *J. Mar. Syst.,* 70, 168–181. doi:10.1016/j.jmarsys. 2007.05.002.

VÉNEC-PEYRÉ, M.-T., 1981. Les foraminifères et la pollution: étude de la microfaune de la cale du Dourdu. (embouchure de la rivière de Morlaix). *Cahiers de Biologie Marine,* 22, 25–33.

YANKO, V.; AHMAD, M. and KAMINSKI, M.A., 1998. Morphological deformities of benthic foraminiferal tests in response to pollution by heavy metals: Implications for pollution monitoring. *Journal of Foraminiferal Research,* 28, 177–200.

YANKO, V., KRONFELD, J. and FLEXER, A., 1994. Response of benthic foraminifera to various pollution sources: implications for pollution monitoring. *Journal of Foraminiferal Research,* 24, 1–17.

Impacto do Virioplâncton sobre a Comunidade Bacteriana da Ria de Aveiro

A. Almeida [a], A. Cunha [a], N.C.M. Gomes [a], L. Santos [a], C. Mendes [a], C. Pereira [a]
[a] Dept. de Biologia e CESAM, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
{aalmeida, acunha, gomesncm, luisasantos, carlosmiguel, a33369}@ua.pt.

SUMÁRIO

Os vírus são a forma de vida mais abundante e geneticamente diversa do ambiente aquático. Causam mortalidade significativa e selectiva na comunidade microbiana, tendo um papel importante nos ciclos de nutrientes e de energia e na estrutura destas comunidades. No sistema estuarino da Ria de Aveiro foram encontrados perfis longitudinais de abundância viral distintos (0,2-25,0 x 10^{10} partículas L^{-1}), com máximos no estuário médio e mínimos no estuário inferior. A abundância viral foi mais elevada à superfície que nas camadas mais profundas da coluna de água. Foi observado um padrão tidal de variação bastante nítido, caracterizado por aumentos de abundância perto da baixa-mar e decréscimos na preia-mar. A variação sazonal do virioplâncton foi característica de um sistema temperado, com picos durante a estação quente e valores mais baixos nos meses frios. Na Ria, grande parte do virioplâncton parece ser constituído por bacteriófagos. Os perfis de variação geográfica, tidal, sazonal e vertical do virioplâncton seguiram a abundância bacteriana e o número total de bactérias foi a variável que melhor explicou a sua variação (r^2 = 0,40). A análise ao microscópio electrónico mostrou que a maioria dos vírus da Ria apresenta tamanho característico dos bacteriófagos (30-90 nm, média 45 nm). Os ensaios laboratoriais confirmaram que a infecção viral exerce um controle forte sobre o bacterioplâncton da Ria. A contribuição da lise viral para a mortalidade bacteriana é elevada (59% na zona salobra e 36% na zona marinha), sendo semelhante à perda por predação na zona salobra. Na Ria de Aveiro, a fracção de bactérias lisogénicas, na água da microcamada superficial e na água subjacente, é semelhante na zona marinha e na zona salobra, variando pouco ao longo do ano. Pode concluir-se, que na Ria, os vírus podem regular a a dinâmica da comunidade bacteriana, sendo as duas vias principais de interacção com os seus hospedeiros, ciclo lítico e lisogénico, importantes neste ambiente.

PALAVRAS CHAVE: *Virioplâncton, Bacterioplâncton, Ria de Aveiro, mortalidade bacteriana, abundância viral*

INTRODUÇÃO

Os vírus são actualmente reconhecidos como uma componente biológica importante nos ecossistemas aquáticos (JIANG e PAUL 1998), não só por serem a entidade biológica mais abundante (BERGH *et al*., 1989; DONAVARO *et al*., 2001) mas também por representarem o grupo geneticamente mais diverso nos ecossistemas aquáticos (ANGLY *et al*., 2006; CULLEY *et al*., 2006; ALLEN e WILSON, 2008). Estudos recentes sugerem que os vírus são membros activos das comunidades microbianas dos sistemas aquáticos, desempenhando um papel importante no ciclo da matéria orgânica (WINTER *et al*., 2004).

O papel ecológico dos vírus em ambientes aquáticos foi negligenciado até se ter mostrado que existem grandes concentrações destas partículas nestes sistemas e, que estes podem infectar uma grande variedade de bactérias e produtores primários (PROCTOR e FUHRMAN, 1990; SUTTLE *et al*., 1990; HARA *et al*., 1991). A descoberta de vírus que infectam e lisam bactérias (bacteriófagos ou simplesmente fagos), as quais têm um papel fundamental no microbial loop, sugere que os vírus podem encurtar o microbial loop ao redireccionarem o carbono para os seus reservatórios (WEINBAUER, 2004). O carbono orgânico dissolvido seria reciclado e respirado pela comunidade bacteriana no início da cadeia alimentar sendo atrasada a sua recondução para os níveis tróficos superiores (THINGSTAD *et a*l., 1993; BRATBAK e HELDAL, 2000).

A descoberta de que a abundância de vírus (< 10^7 ao > 10^{11} vírus L^{-1}) pode exceder a das bactérias planctónicas por 1 a 2 ordens de grandeza (PROCTOR e FUHRMAN, 1990; JIANG e PAUL, 1994; WEINBAUER e PEDUZZI, 1995a) motivou o estudo do impacto da infecção viral sobre o bacterioplâncton. Vários estudos realizados em diferentes ecossistemas aquáticos indicam que os bacteriófagos podem ser importantes no controle do crescimento bacteriano (PROCTOR e FUHRMAN, 1991; BRATBAK *et al.,* 1992; FUHRMAN e NOBRE, 1995; MARANGER e BIRD 1995; WEINBAUER e PEDUZZI, 1995b). Tem sido demonstrado que até 30% das bactérias planctónicas estão infectadas com vírus líticos (FUHRMAN e SUTTLE, 1993; SUTTLE, 1994) e que a mortalidade bacteriana por lise viral pode ser responsável por 1% até 100% da mortalidade da comunidade bacteriana (PROCTOR e FUHRMAN, 1991; BRATBAK *et al*., 1992; STEWARD *et a*l., 1992; BRATBAK *et al*., 1993; PROCTOR et al., 1993; SUTTLE, 1994; FUHRMAN e NOBLE, 1995; HENNES *et al*., 1995; WEINBAUER e PEDUZZI, 1995b), dependendo das condições ambientais e da estrutura da comunidade bacteriana hospedeira (WOMMACK e COLWELL, 2000). Em águas costeiras a mortalidade bacteriana por lise viral tem sido estimada como sendo semelhante à morte por predação por protozoários (FUHRMAN e NOBRE, 1995).

Os vírus podem igualmente influenciar a estrutura das comunidades bacterianas uma vez que estes são específicos em relação ao seu hospedeiro (SUTTLE *et a*l, 1990; THINGSTAD et al, 1993; WOMMACK *et al*, 1999; WOMMACK e COLWELL, 2000; WEINBAUER, 2004; WEINBAUER e RASSOULZADEGAN, 2004). Adicionalmente, os vírus podem influenciar a diversidade genética das comunidades bacterianas uma vez que podem mediar a transferência horizontal de genes entre bactérias (MILLER e SAYLER, 1992; PAUL, 1999). Esta troca genética pode ser mediada

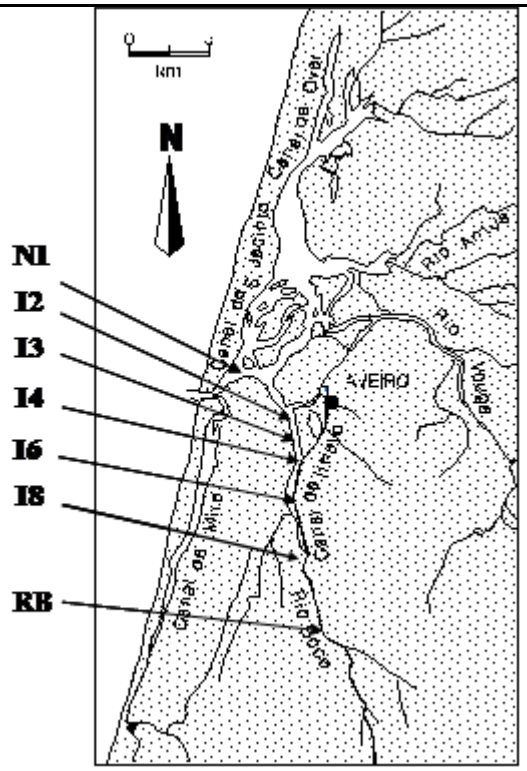


Figura 1: Ria de Aveiro com as estações de amostragem.

quer por fagos líticos (fagos livres) quer por fagos temperados (fagos que vivem em lisogenia com os seus hospedeiros).

Tem sido demonstrado que uma fracção significativa da população viral mantém interacções lisogénicas com bactérias no ambiente marinho (BRATBAK *et al*., 1990; WILCOX e FUHRMAN, 1994; WEINBAUER e SUTLLE, 1996). Alguns estudos indicam que em ambientes marinhos o ciclo lisogénico é mais frequente que o ciclo lítico, e que o primeiro poderá ser uma estratégia de sobrevivência em determinadas condições ambientais (JIANG e PAUL, 1996). A lisogenia tem sido caracterizada como uma relação de simbiose entre fagos e bactérias com benefícios mútuos, uma vez que o profago protege os hospedeiros bacterianos de infecções líticas e, por seu turno o hospedeiro propicia a perpetuação do fago (JIANG e PAUL, 1998).

As bactérias lisogénicas são comuns águas marinhas, constituindo entre 0 e 40% do número total de bactérias, sendo esta variabilidade atribuída frequentemente a oscilações sazonais (JIANG e PAUL, 1996; TAPPER e HICKS, 1998; COCHRAN e PAUL, 1998). Em condições tipicamente naturais, a indução da lisogenia parece ser, contudo, rara, sendo a maioria dos vírus existentes nestas águas (cerca de 97%) resultado de infecções líticas sucessivas (JIANG e PAUL, 1998; WILCOX e FUHRMAN, 1994; WEINBAUER e SUTTLE, 1996). Contudo, determinados factores ambientais não naturais podem induzir os fagos temperados a entrar no ciclo lítico, nomeadamente a presença de substâncias poluentes, tal como os hidrocarbonetos e policlorobifenilos (JIANG e PAUL, 1996; COCHRAN *et al.,* 1998).

Embora a proporção de bacteriófagos no virioplâncton total não seja ainda conhecida, muitos autores especularam que os bacteriófagos constituem a maior parte do virioplâncton. De facto, em sistemas aquáticos os vírus, estão, geralmente, significativamente correlacionados com a densidade do bacterioplâncton (HELDAL e BRATBACK, 1991; MARANGER e BIRD, 1995; Steward *et al*., 1996) e a densidade do virioplankton é mais elevada quando a produtividade bacteriana é também mais elevada (HELDAL e BRATBACK, 1991; MARANGER e BIRD, 1995, STEWARD *et al*., 1996).

Este estudo resulta de vários trabalhos realizados ao longo de mais de uma década de investigação na Ria de Aveiro e teve como objectivo determinar o impacto dos vírus sobre a comunidade bacteriana da água deste sistema estuarino. Para tal foram caracterizados padrões de variação espacial (ALMEIDA et al, 2001a; ALMEIDA *et al*., 2002), sazonal (SANTOS *et al*., 2007), vertical (Santos *et al*., 2007) e tidal (ALMEIDA *et a*l., 2001a; ALMEIDA *et al*., 2001b; ALMEIDA *et al*., 2001c) do virioplâncton, que foram comparados com os do bacterioplâncton. Foram também realizados ensaios em laboratório para confirmar os resultados de campo (ALMEIDA *et al*., 2001a; ALMEIDA *et al*., 2001b; ALMEIDA *et al*., 2001c; (MENDES *et al*., 2009).

METODOLOGIA USADA

Local de Estudo

A Ria de Aveiro (40º 38'N, 8º45'W; Figure 1) é um sistema estuarino situado na costa noroeste de Portugal, separada do mar por uma barra de areia. O estuário cobre uma área de 66 e 83 km^2 em baixa-mar e preia-mar, respectivamente. O sistema troca com o mar um volume de máximo de 137 Mm^3 em marés vivas e um volume mínimo de 35 Mm^3 em marés mortas (DIAS *et al*., 2000). Vários rios transportam água doce para o estuário, entrando uma média de 1.8 Mm^3 durante um ciclo tidal (DIAS *et al*. 2003). O estuário apresenta uma tipologia complexa., com a ramificação de vários canais a partir da embocadura, formando um sistema estuarino complexo.

As amostras foram colhidas ao longo do Canal de Ílhavo em várias estações de amostragem. A estação N1, localizada no Canal de Navegação, representa a zona marinha e as estações I2, I3, I6 e I8 representam a zona salobra do gradiente de salinidade ao longo do canal de Ílhavo. O Rio Boco (RB) é uma estação de rio, embora seja afectada pela corrente de maré.

Amostragem

As amostras usadas para estudar os perfis de variação do virioplâncton e do bacterioplâncton na Ria de Aveiro foram colhidas em diferentes datas. Para estudar a variação espacial as amostras foram colhidas em 6 estações de amostragem em 2 datas correspondentes a diferentes estados de maré (baixa-mar e preia-mar de marés vivas e de marés mortas) durante o ano de 1997, a 20 cm da superfície. Para avaliar a variação sazonal, as amostras foram colhidas na Estação N1 da zona marinha e na Estação I6 da zona salobra, em baixa-mar, de 2 em 2 meses durante 2 anos (2006 e 2007). A variação vertical foi avaliada nas mesmas datas da variação sazonal, em 5 profundidades ao longo da coluna de água nas estações N1 e I6. A variação tidal foi estudada em 2 ciclos de maré realizados nas estações N1 e I6 durante o ano de 1997. As amostras foram colhidas durante 12 horas com intervalos de 2 horas.

As amostras usadas para as experiências laboratoriais foram colhidas em 2 estações de amostragem. Para determinar o efeito da lise viral sobre a abundância bacteriana foram colhidas amostras em 3 datas durante 1998 nas estações N1 e I6. Para determinar a importância da lisogenia na Ria de Aveiro as amostras foram colhidas em 4 datas durante os anos de 2008 e 2009 em duas profundidades, na camada superficial (SML) e a 20 cm da superfície (UW) nas estações I3 e.

Parâmetros Físicos e Químicos

A temperatura e a salinidade foram medidas com um condutívimetro (WTW, Modelo LF 196). A concentração de oxigénio dissolvido foi determinada com um medidor de oxigénio

(WTW, Modeo OXI 96). A concentração de sólidos suspensos foi determinada por filtração de 3 alíquotas de 0,5 L da amostra de água através de filtros Whatman GF/C. Os filtros foram secos a 60ºC durante 24 horas e os sólidos suspensos foram determinados pela variação de peso nos filtros secos. A matéria orgânica particulada foi determinada através da perda de peso dos filtros após incineração durante 4 h a 525 ºC. O carbono particulado foi estimado como 50 % da matéria orgânica. A clorofila foi quantificada fluorimetricamente após filtração de sub-amostras de 0,5 L através de filtros Whatman GF/C e extracção em acetona fria a 90% (v/v) durante cerca de 18 horas.

Número Total de Vírus (NTV)

As partículas virais foram quantificadas por microscopia de epifluorescência (microscópio Leitz Laborlux K). As amostras foram filtradas por membranas de Al_2O_3 de 0,02 µm e coradas com a 400 µl de 2X SYBR gold (Invitrogen) durante 15 min. Foram contadas 200 células ou 20 campos do microscópio em cada uma das duas réplicas.

Número Total de Bactérias (NTB)

As células bacterianas foram quantificadas por microscopia de epifluorescência (microscópio Leitz Laborlux K). As amostras foram fixadas com 2% (v/v) de formaldeído (concentração final), filtradas por membranas pretas de policarbonato (Poretics) e coradas com 0.03% (w/v) de laranja de acridina. Foram contadas 200 células ou 20 campos do microscópio em cada uma das 3 réplicas.

Teor de Bactérias Cultiváveis

O teor de bactérias cultiváveis foi determinado pela técnica de sementeira por incorporação, usando o meio de cultura Plate Count Agar. As placas foram incubadas a 25°C durante 5 dias.

Produção de biomassa bacteriana (PBB)

A PBB foi determinada em triplicados de 10 mL e num controle fixado com formaldeído (2%, concentração final). As amostras foram incubadas com ^{3}H-Leucina à concentração de saturação (121,6 nM) (Amersham, actividade específica 15,9-24,8 GBq mmol-1) durante 1 h à temperatura *in situ*, no escuro. Após incubação, as amostras foram fixadas com formaldeído a 2%. As proteínas foram precipitadas pela adição de 1 mL de ácido tricarboxílico frio a 20% (w/v) seguida de uma incubação de 15 minutos em gelo. As amostras foram então filtradas por membranas de policarbonato de 0,2 µm , lavadas com 2 mL de ATC frio a 5% (w/v) e 5 mL de etanol frio a 90% (v/v). As amostras foram adicionadas de cocktail de cintilação UniverSol e lidas num contador de cintilação líquida (Beckman LS 6000 IC). A PBB foi calculada através da taxa de incorporação de leucina, usando o rácio carbono celular/proteína de 0,86 e a fracção de leucina na proteína de 0,073 (SIMON e AZAM, 1989).

Impacto da Lise Viral no Bacterioplâncton

Nestas experiências o rácio vírus/bactérias (RVB) e a distância virus-bactérias, foram manipulados, através de diluição diferencial de bactérias e vírus presentes nas amostras, após remoção dos predadores (pré-filtração por membranas de 3 µm). A diluição diferencial das bactérias (sem modificar a densidade viral) foi feita em água sem predadores e sem bactérias (água filtrada por membranas 3 µm e por membranas de 0,2 µm). O aumento da distância entre vírus e bactérias (sem modificar o RVB) implicou a diluição em água sem predadores, bactérias e vírus (água filtrada por membranas de 0,2 µm seguida de filtração por membranas de 0,02 µm).

Sub-amostras de 0,5 L foram incubadas directamente (microcosmos 1). O restante volume de água foi filtrado por membranas de 3 µm de forma a obter-se amostra livre de predadores. Uma sub-amostra de 0,5 L desta água foi incubada (microcosmos 2). A amostra de água restante foi filtrada por membranas de 0,2 µm de forma a produzir água sem predadores e sem bactérias. Este filtrado foi usado para produzir amostras de água sem predadores, diluídas 10 vezes para serem usadas no microcosmos 3.

Para obter água sem predadores, bactérias e vírus, sub-amostras filtradas por 0,2 µm foram filtradas por membranas de 0,02 µm. A água obtida foi usada para diluir 10 vezes a amostra sem predadores (filtrada por membranas de 3 µm) causando simultaneamente diluição de bactérias e de vírus e originando um aumento de 2,2 vezes na distância entre bactérias e vírus. Esta amostra foi usada no microcosmos 4.

As 4 amostras de 0,5 L foram incubadas em paralelo durante 24 h a 20°C, sob agitação (50 rpm). Nos tempos 0, 6, 12 e 24 h foram colhidas alíquotas de cada amostra que foram analisadas para o número total de bactérias.

A perda bacteriana por predação após 24 h (Lp24) foi calculada como Lp24 = 100 x (NTB2 – NTB1) / NTB2, sendo NTB2 e o NTB 1, respectivamente, o NTB nos microcosmos 2 e 1. A perda bacteriana por lise viral após 12 h (Lv12) foi avaliada de uma forma semelhante. Foi calculada como Lv12 = 100 x (NTB_4 – NTB_3) / NTB_4 sendo NTB_4 e o NTB_3, respectivamente, o NTB nos microcosmos 4 e 3.

Lisogenia no Bacterioplâncton

A importância da lisogenia foi avaliada após indução com mitomicina C. Três sub-amostras de 20 mL foram tratadas com mitomicina C (1 µg/mL, Sigma Chemical Co) e outras 3 sub-amostras não foram tratadas (controlos). As amostras foram agitadas e incubadas durante 18 horas no escuro à temperatura ambiente. Após incubação as amostras foram contadas para o NTV, NTB, bactérias cultiváveis e PBB.

A fracção de bactérias lisogénicas (LF) foi calculada através do método do *burst size*, usando a seguinte equação: LF = [(VI – VC)/BZ]/BC·100, onde VI – VC é o número de vírus contados nas amostras induzidas e o VC é o número de vírus das amostras controlo, BC é o número de bactérias contadas nas amostras controlo e o BZ é o *burst size*. Foi usado o *burst size* médio de 30 de JIANG e PAUL (1996) obtido para amostras da Tampa Bay.

Métodos Estatísticos. O SPSSWIN 7.1 foi usado na análise dos dados. Para explicar a variação do NTV foi usada a regressão múltipla passo a passo. O NTB, a temperatura, salinidade, profundidade, carbono orgânico particulado e clorofila foram usadas como variáveis independentes.

A significância da diferença entre o teor de vírus e os valores dos factores físico e químicos nas várias profundidades foi testada através da análise ANOVA.

RESULTADOS

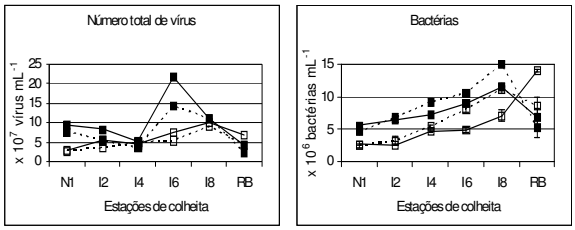


Figura 2: Variação espacial do número total de vírus e do número total de bactérias em amostras colhidas a 0,2 m da superfície em diferentes condições de maré. —■— BM (maré viva) —□— PM (maré viva) ---■--- BM (maré morta) ---□--- PM (maré morta).

Caracterização Físico-Química e Clorofila na Coluna de Água

A salinidade variou entre 10,1 e 36,5 UPS (média 30,8 UPS) na zona marinha (MZ) e entre 0,2 to 36,5 UPS (média 20,1 UPS) na zona de água salobra (BZ). A temperatura média da água foi de 16,8°C, variando entre 12,5 – 20,6 °C na MZ e entre 10,0 e 24,5° C) na BZ. A profundidade da coluna de água variou entre 0,5 m e 26,0 m (média 13,0 m) na MZ e entre 1,3 m e 3,3 m (média 2,3 m) na BZ. O valor médio de oxigénio dissolvido foi de 76,7 % na MZ e 69,8 % na BZ. O carbono orgânico particulado (POC) variou entre 3,0 a 15,5 mg L-1 (média 7,2 mg L-1) na MZ e entre 3,0 e 8,5 mg L-1 (média 5,5 mg L-1) na BZ. A concentração de clorofila a variou de 0,6 a 6,0 µg L-1 (média 2,9 µg L-1) na MZ, e de 0,2 a 23,0 µg L-1 (média 4,8 µg L-1) na BZ. Não foi observada estratificação ao longo da coluna de água para nenhum destes parâmetros (ANOVA, $p>0.05$).

Padrões de Variação da Abundância de Virioplâncton

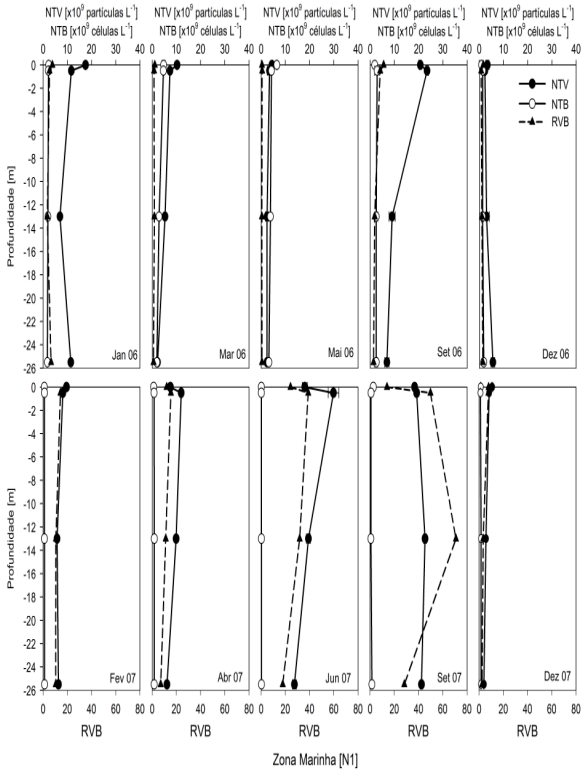
Foram encontrados perfis longitudinais de abundância viral (0,2-25,0 x 10^{10} partículas L^{-1}) caracterizados por, máximos no estuário médio e mínimos no estuário inferior (Figura 2). Na BZ o número de vírus foi cerca de 2 vezes superior ao observado na MZ.

A abundância viral foi mais elevada à superfície que nas camadas mais profundas da coluna de água (Figura 3).

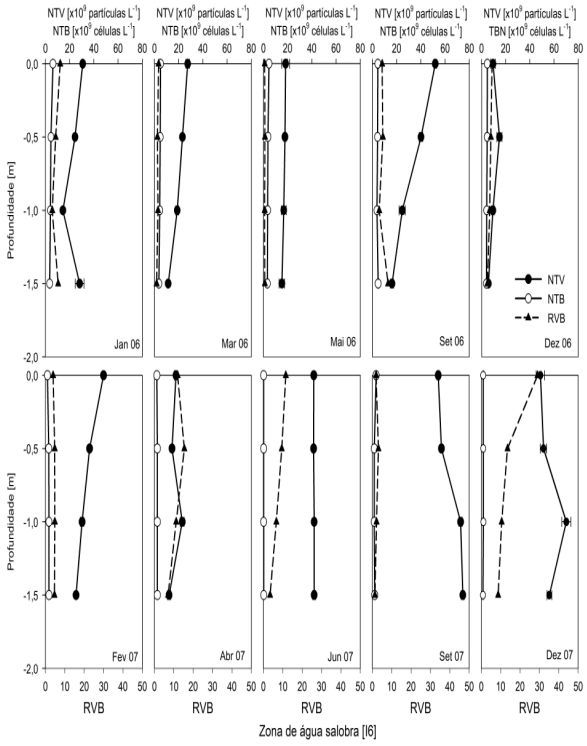
Foi observado um padrão de variação tidal bastante nítido, caracterizado por aumentos de densidade perto da baixa-mar e decréscimos na preia-mar (Figura 4). Perto da baixa-mar o teor de vírus foi 2-3 vezes mais alto que o de preia-mar, tal como o teor de bactérias.

A variação sazonal do virioplâncton é característica de um sistema temperado, com picos durante a estação quente e valores mais baixos nos meses frios (Figura 5).

Os perfis de variação geográfica, tidal, sazonal e vertical do virioplâncton seguiram a abundância bacteriana e o número total de bactérias foi a variável que melhor explicou a sua variação (r^2 = 0,40). O rácio vírus/bactérias (RVB) variou durante o período de estudo entre 4,7 e 55,6 (média 18). Este rácio foi semelhante nas duas zonas da Ria. A análise ao microscópio electrónico mostrou que a maioria dos vírus da Ria apresenta tamanho característico dos bacteriófagos (30-90 nm, média 45 nm) (Figura 6).



A



B

Figura 3: Variação vertical do número total de vírus (NTV), do número total de bactérias (NTB) e do rácio vírus/bactérias (RVB) nas estações N1 (A) e I6 (B).

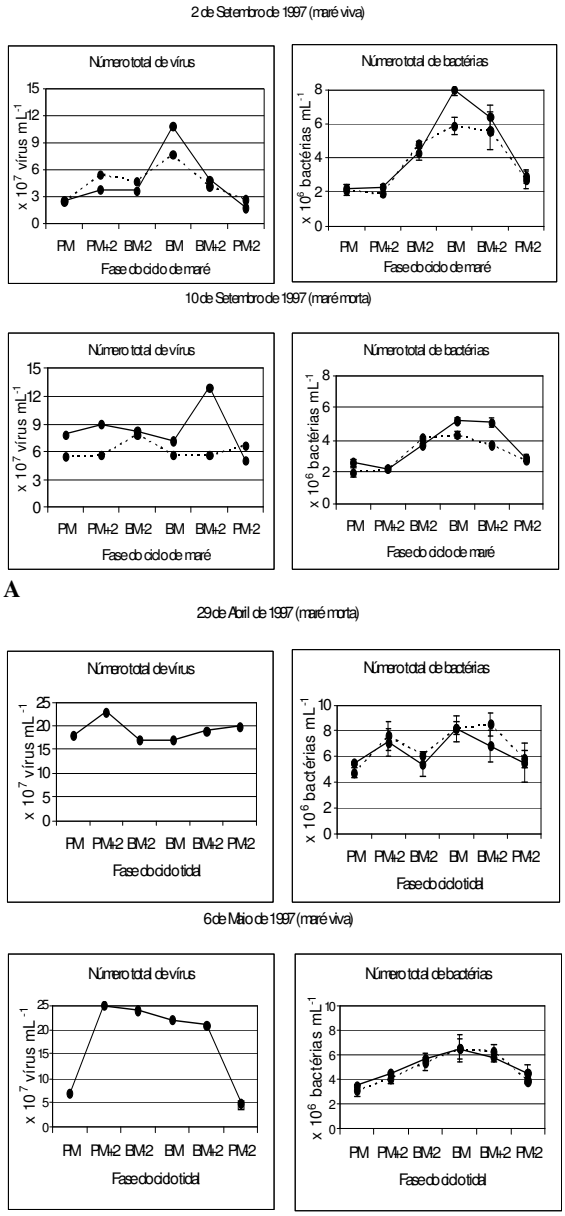


Figura 4: Variação tidal do número total de vírus e do número total de bactérias nas estações N1 (A) e I6 (B) a 0,2 m da superfície e 0,5 m acima do sedimento. Amostras colhidas com intervalos de 2 horas. —•— 0,2 m da superfície; ---•--- 0,5 m do fundo; PM – preia-mar; MB – baixa-mar.

Impacto da Lise Viral no Bacterioplâncton

Os resultados das experiências em laboratório mostraram que a a perda bacteriana por lise viral na zona salobra (59%) foi superior à observada na zona marinha (36%) nos três ensaios realizados (Figuras 7 e 8). A perda por predação foi, contudo, semelhante nas duas zonas (69% na zona marinha e 73% na zona salobra) nos três ensaios (Figuras 7 e 8).

Importância da Lisogenia no Bacterioplâncton

A indução com a mitomicina C provocou um aumento no número total de vírus e um decréscimo significativo na densidade total da comunidade bacteriana, na fracção cultivável e na produtividade bacteriana. O número total de vírus aumentou entre 9 e 130% após a adição de mitomicina (Figura 9).

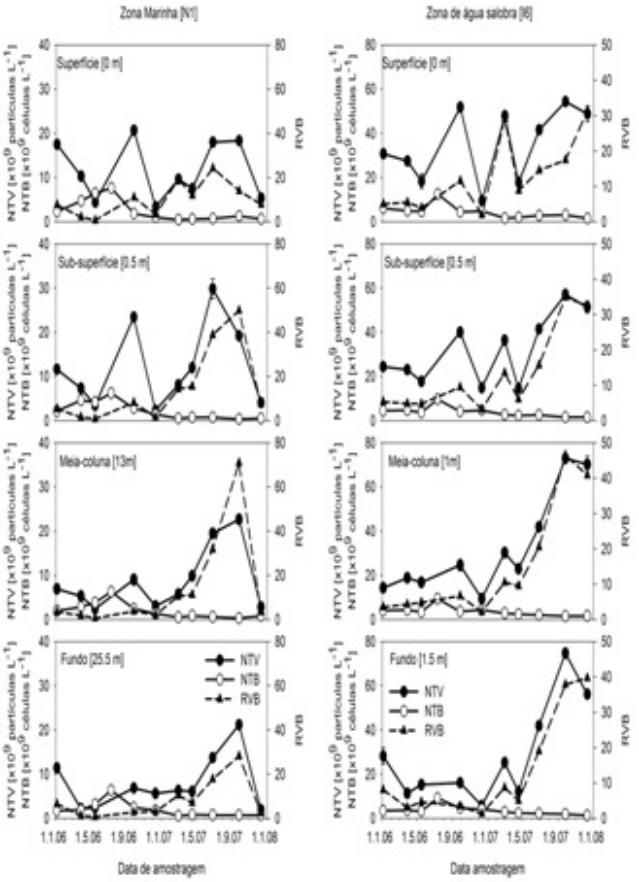


Figura 5: Variação sazonal do número total de vírus (NTV), do número total de bactérias (NTB) e do rácio vírus/ bactérias (RVB) nas estações N1 e I6.

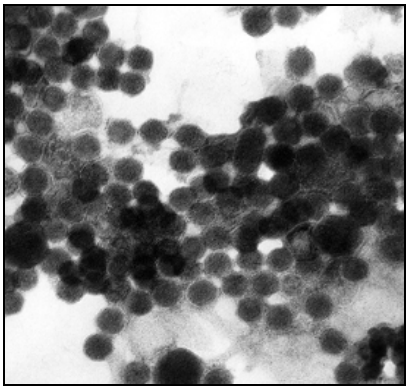


Figura 6: Observação ao microscópio electrónico de transmissão de vírus isolados na Ria de Aveiro após coloração com acetato de uranilo. Ampliação 100x.

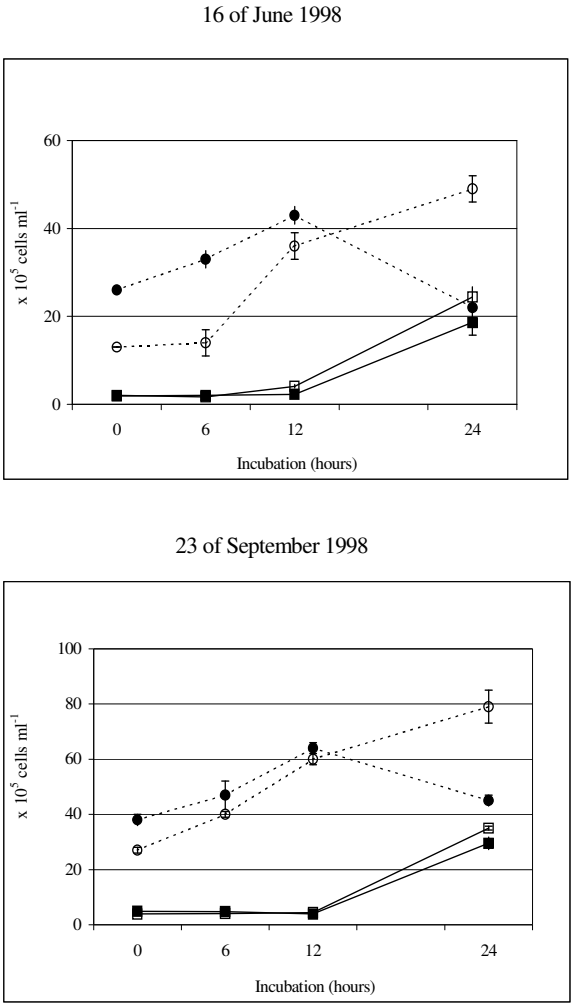


Figura 7: Variação da abundância de bactérias na ZM nos diferentes microcosmos. ----●--- Experiência 1 (W), ----○---- Experiência 2 (F_3), —■— Experiência 3 (F_3 B_d), —□—Experiência 4 (F_3 B_d V_d). W, amostra inteira. F_3, amostra filtrada por 3 µm. B_d, amostra com bactérias diluídas 10 vezes. V_d, amostra com vírus diluídos 10 vezes.

A adição de mitomicina provocou um decréscimo de 35 a 71 % no número total de bactérias, 16 a 90 % na fracção de células cultiváveis (Figura 10) e de 21 a 91 % na produtividade de biomassa bacteriana (Figura 11). A percentagem de bactérias lisogénicas, calculada através da variação do número de vírus e usando um *burst size* médio de 30, variou entre 1,2 % e 3,1% na SML e de 1,0% a 5,3% na UW na zona marinha. Na zona salobra a percentagem de bactérias lisogénicas variou entre 0,9% e 6,0 % na SML e entre 1,0% e 4,7 % na UW (Tabela 1).

DISCUSSÃO

Na Ria de Aveiro, a infecção viral pode controlar significativamente a abundância e produtividade do bacterioplâncton. A elevada abundância de vírus na coluna de água do estuário (18 vezes maior do que a do bacterioplâncton, em média), sugere um forte efeito sobre o sistema planctónico e, consequentemente, sobre a densidade e actividade das bactérias. Observou-se que a maioria dos vírus apresenta tamanho na gama dos bacteriófagos e os padrões de variação geográfica, sazonal, tidal e vertical do virioplâncton seguiram a variação da abundância bacteriana.

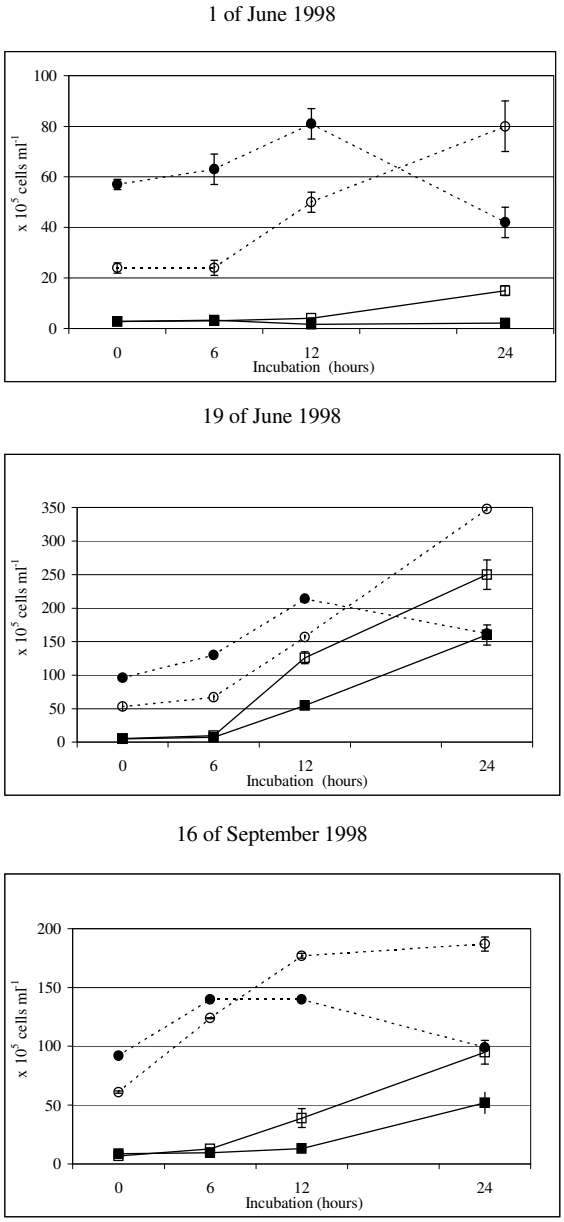


Figura 8: Variação da abundância de bactérias na ZS nos diferentes microcosmos. ----●--- Experiência 1 (W), ----○---- Experiência 2 (F_3), —■— Experiência 3 (F_3 B_d), —□—Experiência 4 (F_3 B_d V_d). W, amostra inteira. F_3, amostra filtrada por 3 µm. B_d, amostra com bactérias diluídas 10 vezes. V_d, amostra com vírus diluídos 10 vezes.

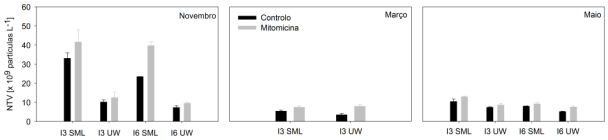


Figura 9: Número total de vírus em amostras adicionadas e não adicionadas de mitomicina C nas estações I3 e I6. SML, microcamada superficial; UW, água subjacente.

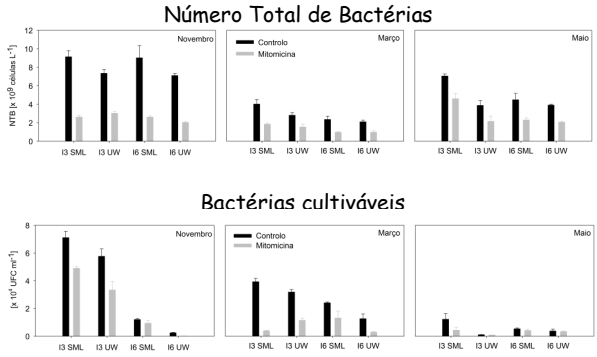


Figura 10: Número total de bactérias e número de bactérias cultiváveis em amostras adicionadas e não adicionadas de mitomicina C nas estações I3 e I6. SML, microcamada superficial; UW, água subjacente.

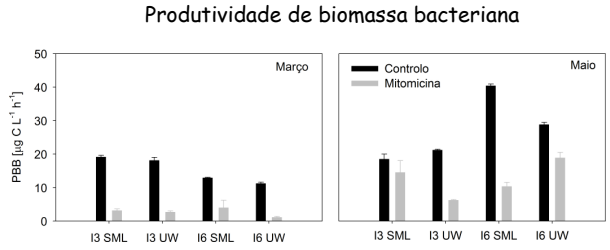


Figura 11: Produtividade de biomassa bacteriana em amostras adicionadas e não adicionadas de mitomicina C nas estações I3 e I6. SML, microcamada superficial; UW, água subjacente.

Tabela 1: Percentagem de lisogenia em amostras de SML e de UW nas estações N1 e I6 entre Novembro de 2008 e Setembro de 2009. ND, não determinado.

Data		Amostra		NTV mL^{-1}	NTB mL^{-1}	Lisogenia
Novembro 2008	I3	SML	Controlo	3,31E+07	9,14E+06	3,1
			Mitomicina C	4,16E+07	2,62E+06	
		UW	Controlo	1,02E+07	7,35E+06	1,1
			Mitomicina C	1,25E+07	3,03E+06	
	I6	SML	Controlo	2,35E+07	9,03E+06	6,0
			Mitomicina C	3,97E+07	2,61E+06	
		UW	Controlo	7,27E+06	7,11E+06	1,0
			Mitomicina C	9,48E+06	2,04E+06	
Março 2009	I3	SML	Controlo	5,42E+06	4,02E+06	1,7
			Mitomicina C	7,45E+06	1,84E+06	
		UW	Controlo	3,45E+06	2,82E+06	5,3
			Mitomicina C	7,93E+06	1,55E+06	
	I6	SML	Controlo	ND	2,36E+06	ND
			Mitomicina C	ND	9,64E+05	
		UW	Controlo	ND	2,10E+06	ND
			Mitomicina C	ND	9,77E+05	
Maio 2009	I3	SML	Controlo	1,04E+07	7,07E+06	1,2
			Mitomicina C	1,29E+07	4,61E+06	
		UW	Controlo	7,39E+06	3,89E+06	1,0
			Mitomicina C	8,57E+06	2,16E+06	
	I6	SML	Controlo	7,99E+06	4,49E+06	0,9
			Mitomicina C	9,18E+06	2,31E+06	
		UW	Controlo	5,14E+06	3,92E+06	2,0
			Mitomicina C	7,54E+06	2,07E+06	
Setembro 2009	I3	SML	Controlo	1,48E+07	5,52E+06	2,5
			Mitomicina C	1,89E+07	2,18E+06	
		UW	Controlo	8,87E+06	2,11E+06	3,4
			Mitomicina C	1,10E+07	1,31E+06	
	I6	SML	Controlo	1,15E+07	4,09E+06	0,9
			Mitomicina C	1,21E+07	1,86E+06	
		UW	Controlo	9,18E+06	3,10E+06	4,7
			Mitomicina C	1,35E+07	1,78E+06	

No sistema estuarino da Ria de Aveiro a perda média das bactérias por infecção viral (nas condições da experiência) é muito maior na zona de água salobra do que na zona marinha. A contribuição da predação para a mortalidade bacteriana no estuário é, contudo, semelhante nas duas zonas do estuário.

A contribuição da infecção viral para a mortalidade bacteriana é superior aos valores publicados (STEWARD *et al*., 1992; BRATBACK *et al*., 1993; PEDUZZI e WEINBAUER, 1993; WEINBAUER e PEDUZZI, 1995a; FUHRMAN e NOBLE, 1995). A contribuição da predação para a morte bacteriana é, no entanto, semelhante à observada noutros estudos (10-80 %) com águas costeiras (FUHRMAN e NOBLE, 1995; GONZALEZ, 1999; POSCH *et al*., 1999). Na zona de água salobra, os efeitos da lise viral e da predação na mortalidade bacteriana foram semelhantes, mas na zona marinha a predação foi quase o dobro da lise viral. O maior peso da lise viral na zona salobra, onde o nível trófico é maior, e onde a percentagem de células activas poderia ser também superior, poderá manter sob controlo o tamanho desta fracção de células activas, a qual é de facto semelhante em todo o estuário (ALMEIDA *et al*, 2001).

No sistema estuarino da Ria de Aveiro, a fracção de células procarióticas lisogénicas é semelhante na zona marinha (1,0 to 5,3 %) e na zona salobra (0,9% to 6,0%). Estes valores são semelhantes aos observados noutros estudos em ambientes estuarinos nos quais a lisogenia também foi determinada pelo aumento do número total de vírus. WEINBAUER e SUTTLE (1999) determinaram que a fracção de bactérias lisogénicas variou de 0,07% A 4,4%, apresentando uma média de 1,5%. COCHRAN e Paul (1998) mostraram que para a Tampa Bay a fracção de bactérias lisogénicas variou de 0% a 37.3% com média de 6,9%. JIANG e PAUL (1996) observaram que no Golfo do México 1,5% a 38% (média de 8,8%) dos procariótas continham fagos temperados.

Neste estudo não se observou nenhum padrão de variação de lisogenia nítido entre datas de amostragem nem entre as duas camadas de água, água da microcamada superficial e a água subjacente (0,2 m da superfície). A microcamada superficial é descrita como sendo um ambiente instável, por estar sujeita a maiores variações de temperatura e de salinidade e também por a radiação incidente ser maior (LISS e DUCE, 1997) e, por isso, era de esperar valores mais elevados de indução nesta camada. Nesta camada, por outro lado, o teor de matéria orgânica é superior ao da água subjacente (ALLER *et al*, 2005) o que pode proteger e/ou favorecer o crescimento das bactérias e, consequentemente, mascarar as diferenças entre as duas camadas de água.

CONCLUSÕES

A elevada densidade viral, o elevado rácio vírus/bactérias, a semelhança entre os padrões de variação de vírus e bactérias e a ocorrência de vírus com tamanho na gama dos bacteriófagos indica que, na Ria de Aveiro, os vírus podem regular a comunidade bacteriana, tendo um papel importante no funcionamento do *microbial loop*. A elevada mortalidade bacteriana por lise viral em condições controladas e a ocorrência constante de lisogenia sugerem que, neste ambiente estuarino, as duas vias principais de interacção dos vírus com os seus hospedeiros, ciclo lítico e lisogénico, são importantes no controle do bacterioplâncton da Ria de Aveiro.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pelo CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar) e pela FCT (Fundação para a Ciência e a

Tecnologia). A bolsa de PhD de Luísa Santos foi suportada pela FCT (SFRH/BD/31827/2006).

LITERATURA CITADA

ALLEN, M.J. E WILSON, W.H., 2008. Aquatic virus diversity accessed through omic techniques: A route map to function. *Current Opinion in Microbiology,* 11, 226 –232.

ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A. E ALCÂNTARA, F., 2001, Loss of estuarine bacteria by viral infection and predation in microcosm conditions. Microbial Ecology ,42, 4, 562-571.

ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A. e ALCÂNTARA, F., 2001b. Factors influencing bacterial production in a shallow estuarine system. *Microbial Ecology*, 42, 3, 416-426.

ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A. e ALCÂNTARA, F., 2001c. Physiological responses of marine and brackish water bacterial assemblages in a tidal estuary (Ria de Aveiro, Portugal). *Aquatic Microbial Ecology,* 25,113-125.

ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A. e ALCÂNTARA, F., 2002. Seasonal change in the proportion of bacterial and phytoplankton production along a salinity gradient in a shallow estuary. *Hydrobiologia*, 475/476, 251-262.

ANGLY, F. E.; FELTS, B.; BREITBART, M.; SALAMON, P.; EDWARDS, R. A.; CARLSON, C.; CHAN, A.M.; HAYNES, M.; KELLEY, S.; LIU, H.; MAHAFFY, J.M.; MUELLER, J.E.; NULTON, J.; OLSON, R.; PARSONS, R.; RAYHAWK, S.; SUTTLE, C.A. e ROHWER, F., 2006. The marine viromes of four oceanic regions. *PLoS Biology*, 4 (11), e368.

BERGH, Ø.; BARSHEIM, K.Y.; BRATBAK, G. e HELDAL, M., 1989. High abundance of viruses found in aquatic environments. *Nature*, 340, 467-468.

BRATBACK, G.; EGGE, J.K. e HELDAL, M., 1993. Viral mortality of the marine alga Emiliania huxleyi (Haptophyceae) and termination of algal blooms. *Marine Ecology Progress Series,* 93, 39-48

BRATBACK, G.; HASLUND, O.; HELDAL, M.; NOESS, A. e ROEGGEN, T., 1992. Giant marine viruses? *Marine Ecology Progress Series,* 85, 201-202.

BRATBAK, G. e HELDAL, M., 2000. Viruses rule the waves: The smallest and most abundant members of marine ecosystems. *Microbiology Today*, 27, 171–73.

BRATBAK, G.; HELDAL, M.; NORLAND, S. e THINGSTAD, T.F., 1990. Viruses as partners in spring bloom microbial trophodynarnics. *Applied and Environmental. Microbiology,* 56, 1400-1405.

COCHRAN, P.K. e PAUL J.H., 1998. Seasonal abundance of lysogenic bacteria in a subtropical estuary. *Applied and Environmental Microbiology*, 64, 2308–2312.

COCHRAN, P.K.; KELLOGG, C.A. e PAUL, J.H., 1998. Prophage induction of indigenous marine lysogenic bacteria by environmental pollutants. *Marine Ecology Progress Series*, 164, 125–133.

CULLEY, A.I.; LANG, A.S. e SUTTLE, C.A., 2006. Metagenomic analysis of coastal RNA virus communities. *Science*, 312, 1795-1798.

DANOVARO, R.; DELL'ANNO, A.; TRUCCO, A., SERRESI, M. e VANUCCI, S., 2001. Determination of virus abundance in marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 67, 1384–1387.

FUHRMAN, J.A. e NOBLE, R.R., 1995. Viruses and protists cause similar bacterial mortality in coastal seawater. *Limnology and Oceanography*, 40, 1236-1242.

FUHRMAN, J.A. e SUTTLE, C.A., 1993. Viruses in marine planktonic system. *Oceanography*, 6, 7-63.

GONZÁLEZ, J.M., 1999. Bacteriovory rate estimates and fraction of active bacteriovores in natural protist assemblages from aquatic systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 65, 1463-1469.

HARA, S., TERAUCHI, K.e KOIK, I., 1991. Abundance of viruses in marine waters: assessment by epifluorescence and transmission electron microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*, 57, 2731–2734.

HELDAL, M. e BRATBACK, G., 1991. Production and decay of viruses in aquatic environments. *Marine Ecology Progress Series*, 72, 205-212.

JIANG, S.C. e PAUL, J.H., 1994. Seasonal and diel abundance of viruses and occurrence of lysogeny/bacteriocinogeny in the marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 104, 163-172

JIANG, S.C. e PAUL, J.H., 1996. Occurrence of lysogenic bacteria in marine microbial communities as determined by prophage induction. *Marine Ecology Progress Series*, 142, 27-38.

JIANG, S.C. e PAUL, J.H., 1998. Significance of lysogeny in the marine environment: studies with isolates and a model of lysogenic phage induction. *Microbial Ecology*, 35, 235-243.

MARAMGER, R. e BIRD, D., 1995. Viral abundance in aquatic systems: a comparison between marine and fresh waters. *Marine Ecology Progress Series*, 121, 217-226.

MENDES, C., 2009. Importância da lisogenia no ambiente marinho. Msc. Thesis, University of Aveiro.

MILLER, R.V. e SAYLER, G.S., 1992. Bacteriophage-host interactions in aquatic systems. In: Wellington EM, Van Elsas JD (eds.), Genetic interactions among microorganisms in the natural environment. Pergamon Press, New York, p 176-193

PAUL, J.H., 1999. Microbial gene transfer: an ecological perspective. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 1, 45-50.

PEDUZZI, P. e WEINBAUER, M.G., 1993. The submicron size fraction of seawater containing high numbers of virus particles as bioactive agent in unicellular plankton community successions. *Journal of Plankton Research*, 15, 1375-1386.

POSCH, T., SIMEK, K.; VRBA, J.; PERNTHALER, J.; NEDOMA, J.; SATTLER, B., SONNTAG, B.e PSENNER, R., 1999. Predator-induced changes of bacterial size-structure and productivity studied on an experimental microbial community. *Aquatic Microbial Ecology*, 18, 235-246.

PROCTOR, L.M. e FUHRMAN, J., 1991. Roles of viral infection in organic particle flux. *Marine Ecology Progress Series*, 69,133-142.

PROCTOR, L.M.; OKUBO, A. e FUHRMAN, J.A., 1993. Calibrating estimates of phage-induced mortality in marine bacteria: ultrastructural studies of marine bacteriophage development from one-step growth experiments. *Microbial Ecology*, 25, 161-182.

PROCTOR, L.M. e FUHRMAN, J.A., 1990. Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria. *Nature*, 343, 60–62.

SANTOS, L.; SANTOS, A.L.; COELHO, F.; MENDES, C.; MORAIS, M.; GOMES, N.C.M.; CUNHA, A. e ALMEIDA, A., 2009. Longitudinal profiles of bacterioneuston and bacterioplankton abundance and productivity in the estuarine system Ria de Aveiro (Portugal). 11th Symposium on Aquatic Microbial Ecology. August 30 – September 04, Piran, Slovenia. 145.

STEWARD, F.M.; SMITH, D.C. e AZAM, F., 1996. Abundance and production of bacteria and viruses in the Bering and Chukchi seas. *Marine Ecology Progress Series*, 131, 287-300.

STEWARD, F.M.; WIKNER, J.; COHLAN, W.P.; SMITH, D.C. e AZAM, F., 1992. Estimation of virus production in the sea. I. Method development. *Marine Microbial Food. Webs*, 6, 57-78.

SIMON, M. e AZAM, F., 1989, Protein content and protein synthesis rates of palnktonic marine bacteria. *Mar Ecol Prog Ser* 51, 201-213.

SUTTLE, C.A., 1994. The significance of virus to mortality in aquatic microbial communities. *Microbial Ecology*, 28, 237-243.

SUTTLE, C.A., 2005. Viruses in the sea. *Nature,* 437, 356-361.

SUTTLE, C.A., 2007. Marine viruses major players in the global ecosystem. *Nature Reviews Microbiology*, 5, 801-812.

TAPPER, M.A. e HICKS, R.E., 1998. Temperate viruses and lisogeny in Lake Superior bacterioplankton. *Limnology and Oceanography*, 43, 95-103.

THINGSTAD, T.F., SKJOLDAL, E.F. e BOHNE, R.F., 1993. Phosphorus cycling and algal-bacterial competition in Sandsfjord, western Norway. *Marine Ecology Progress Series*, 99, 239-259.

WEINBAUER, M. e PEDUZZI, P., 1995a. Effect of virus-rich high molecular weight concentrates of seawater on dynamics of dissolved amino acids and carbohydrates. *Marine Ecology Progress Series*, 127, 245-253.

WEINBAUER, M. e PEDUZZI, P., 1995b.Significance of viruses versus heterotrophic nanoflagellates for controlling bacterial abundance in the northern Adriatic Sea. *Journal of Plankton Researchs*, 17, 1851-1856.

WEINBAUER, M.,2004. Ecology of procariotic viruses. *FEMS Microbiology Reviews*, 28, 127–181.

WEINBAUER, M.G. e RASSOULZADEGAN, F., 2004. Are viruses driving microbial diversification and diversity? *Environmental Microbiology*, 6, 1–11.

WEINBAUER, M.G.. e SUTTLE, C. A., 1996. Potential significance of lysogeny to bacteriophage production and bacterial mortality in coastal waters of the Gulf-of-Mexico. *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 4374–438.

WINTER, C.; SMITH, A.; HERNDL, G. J. e WEINBAUER, M.G. 2004. Impact of virioplankton on archaeal and bacterial community richness as assessed in seawater batch cultures. *Applied and Environmental Microbiology*, 70, 804-813.

WOMMACK, K.E.; RAVEL, J.; HILL, R.T.; CHUN, J.; COLWELL, R.R., 1999. Populations dynamics of Chesapeake Bay virioplankton: total-community analysis by pulse-field gel electrophoresis. *Applied and Environmental Microbiology*, 65, 231-240.

WOMMACK, K.E. e COLWELL, R.R., 2000. Virioplankton: viruses in aquatic ecosystems. *Microbiology* and *Molecular. Biology Reviews*, 64, 69–114.

Isolamento e Caracterização de Bactérias Produtoras de Biossurfactantes da Ria de Aveiro

P.M. Domingues [a], A. Louvado [b], F.J.R.C. Coelho [b], A.L. Santos [b], N.C.M. Gomes [b], A. Almeida [b] e A. Cunha[b]

[a] Departamento de Biologia e Departamento de Química Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
patriciamd@ua.pt

[b] CESAM e Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
{antonio.louvado, franciscorcoelho, alsantos, gomesncm, aalmeida, acunha}@ua.pt

SUMÁRIO

A biorremediação é tida como uma estratégia ambientalmente sustentável e economicamente viável para a recuperação de ecossistemas contaminados com hidrocarbonetos. A aplicação eficaz desta técnica é, no entanto, muitas vezes limitada pela natureza hidrofóbica dos contaminantes. O recurso a estirpes bacterianas simultaneamente degradadoras de hidrocarbonetos e produtoras de biossurfactantes apresenta um enorme potencial na degradação deste grupo de poluentes hidrofóbicos. Considerando que em virtude da sua elevada hidrofobicidade, os hidrocarbonetos aromáticos tendem a concentrar-se à superfície da coluna de água, o objectivo inicial deste trabalho foi o isolamento e caracterização de bactérias da microcamada superficial marinha da Ria de Aveiro com capacidade de produção de biossurfactantes e a avaliação da presença de genes associados à degradação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos nas estirpes isoladas. A partir de amostras de bacterioneuston foram preparadas culturas selectivas em meios de cultura contendo surfactante catiónico (CTAB) ou aniónico (SDS) como fonte única de carbono. Dos isolados obtidos, 53 foram testados quanto à produção de biossurfactantes pelo método "*atomized oil*". Obteve-se resultados positivos para 5 dos isolados testados, que no entanto não revelaram a presença de genes de naftaleno dioxigenases. Os resultados permitem concluir que a tolerância a surfactantes e a capacidade de produção de biossurfactantes são observadas nas comunidades bacterianas da microcamada superficial marinha da Ria de Aveiro revelando potencial para estratégias de biorremediação de compostos hidrofóbicos. No entanto, não foi possível pôr em evidência a capacidade para a degradação de hidrocarbonetos por ausência dessa pressão selectiva na abordagem dependente do cultivo.

PALAVRAS CHAVE: *biossurfactantes, biorremediação, PAHs, SML*

INTRODUÇÃO

O petróleo e os seus derivados estão actualmente associados, de forma directa ou indirecta, a todas as actividades humanas no mundo. Estima-se que anualmente sejam introduzidos 2 milhões de toneladas de petróleo no mar, devido a causas acidentais (HARAYAMA *et al.*, 1999). A contaminação dos oceanos com hidrocarbonetos de origem petrolífera tem muitas vezes consequências ambientais severas, particularmente em zonas próximas da costa, nomeadamente a diminuição acentuada ou desaparecimento de populações de fauna e flora (VIEITES *et al.*, 2004). A biorremediação é uma estratégia de recuperação de locais contaminados com hidrocarbonetos, que aproveita a capacidade dos microrganismos de degradarem os contaminantes, transformando-os principalmente em biomassa, água e gases (ex.: CO_2). A bioaumentação é uma estratégia de biorremediação *in situ* que consiste na introdução de microrganismos não nativos no local contaminado. No entanto, vários estudos concluem que esta estratégia apresenta uma taxa de sucesso mais elevada quando são usados consórcios microbianos em vez de uma única estirpe, uma vez que diversifica as capacidades da comunidade microbiana (VASILEVA-TONKOVA e GALABOVA, 2003, YUAN *et al.*, 2000). Os consórcios microbianos apresentam um maior potencial de degradação de misturas complexas de poluentes (ex.: crude) e, por outro lado, podem também incluir bactérias que atribuam à comunidade determinadas capacidades, como a produção de biossurfactantes, surfactantes de origem biológica, que melhorem a dispersão e biodisponibilidade de substratos hidrofóbicos (VASILEVA-TONKOVA e GALABOVA, 2003).

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) são uma classe de compostos orgânicos hidrofóbicos constituídos por dois ou mais anéis benzénicos. A sua biodisponibilidade é limitada pela baixa solubilidade em água e pela tendência para adsorver à matéria orgânica em suspensão na coluna de água ou constituintes de solos e sedimentos. Desta forma, é por vezes necessário adicionar surfactantes e solventes orgânicos de maneira a tornar os PAHs mais biodisponíveis ou desadsorve-los dos sedimentos (MROZIK *et al.*, 2003). Contudo, os resultados de ensaios de biodegradação com adição de surfactantes mostram-se contraditórios (HARAYAMA *et al.*, 1999), sendo o efeito tóxico dos próprios surfactantes sobre as bactérias degradadoras apontado como explicação para os casos de insucesso (WILLUMSEN *et al.*, 1998). A utilização de microrganismos produtores de biossurfactantes pode diminuir este efeito. A produção de biossurfactantes é uma estratégia de sobrevivência comum em microrganismos de ambientes interfaciais, como é o caso da microcamada superficial marinha (SML), apresentando estes uma maior resistência natural a surfactantes químicos e frequentemente a capacidade para os utilizar como nutriente (PLANTE *et al.*, 2008, VAN HAMME *et al.*, 2006). Os biossurfactantes são também menos tóxicos, mais biodegradáveis e mais estáveis a pH, salinidade e temperaturas extremas do que os surfactantes sintéticos. Apresentam, no entanto, um custo de produção muito superior ao dos surfactantes sintéticos (BANAT *et al.*, 2010).

A SML corresponde à interface entre a atmosfera e a hidrosfera, e constitui um local de frequente acumulação de poluentes, entre os quais PAHs, principalmente em zonas próximas de locais com

actividade antropogénica elevada, como portos comerciais (WURL e OBBARD, 2004). Tendo em conta a acumulação de poluentes hidrofóbicos na SML e as suas características interfaciais e considerando que as comunidades microbianas expostas a contaminantes tendem a ter uma maior proporção de organismos capazes de sobreviver na sua presença ou mesmo de os utilizar como fonte de carbono (MACNAUGHTON *et al.*, 1999), este compartimento é uma fonte potencial de estirpes bacterianas de interesse para a aplicação em biorremediação.

O objectivo do presente trabalho foi o isolamento de bactérias produtoras de biossurfactantes e potencialmente degradadoras de PAHs a partir de comunidades de bacterioneuston recolhidas em zonas da Ria de Aveiro expostas à contaminação com hidrocarbonetos.

MÉTODOS

Local de Colheita e Amostragem

A amostra de SML utilizada para isolar bactérias resistentes/produtoras de biossurfactantes foi recolhida a 14 de Novembro de 2008, no canal de Ílhavo da Ria de Aveiro, Portugal (40º38'20 N, 8º41'32 W). Na proximidade deste local encontra-se o porto comercial, estaleiros de reparação naval e zonas urbanas.

A recolha da amostra foi efectuada segundo HARVEY e BURZELL (1972). Utilizou-se uma placa de vidro e outra de acrílico, que antes de cada amostragem foram lavadas com álcool etílico e água destilada estéril. Estas placas foram lentamente imersas na vertical, retiradas também na vertical, e deixadas escorrer durante cerca de 5 segundos para retirar o excesso de água. A SML aderente às placas foi recolhida para um frasco estéril por passagem das placas entre as duas lâminas de borracha do amostrador.

Culturas Selectivas com Surfactantes

Foram preparadas duas culturas selectivas para bactérias resistentes a surfactantes, sendo que a única fonte de carbono utilizada em cada foi 8 mM de SDS (dodecil sulfato de sódio, BioRad), ou 1 mM de CTAB (brometo de cetiltrimetilamónio, Sigma-Aldrich). As culturas foram preparadas adicionando-se 200 mL de amostra a 800 mL de meio salino basal (MSB) (NaCl 0,5 gL^{-1}, KH_2PO_4 3,5 gL^{-1}, NH_4Cl 0,5 gL^{-1}, $NaSO_4$ 0,14 gL^{-1}, K_2HPO_4 1,5 gL^{-1}, $MgCl_2.6H_2O$ 0,15 gL^{-1}, NaCl 17 gL^{-1}; pH 7,1) e o respectivo surfactante (AMIRMOZAFARI *et al.*, 2007). Os erlenmeyers contendo as culturas foram tapados com rolhas de gaze e algodão e envolvidos em plástico preto de forma a impedir a entrada de luz. As culturas foram incubadas à temperatura ambiente (aprox. 25ºC), num agitador a 120 rpm, durante 8 semanas. O meio foi renovado na segunda e quarta semanas, adicionando-se 200 mL da cultura selectiva anterior a 800 mL de MSB.

Isolamento e Purificação de Bactérias Resistentes a Biosurfactantes

Semanalmente procedeu-se à recolha de alíquotas de cada cultura, que após diluições decimais em soluto de Ringer, foram semeadas à superfície em meio PY sólido (1% peptona, 0,5% extracto de levedura, 1,5% agar em água estuarina) com respectivo surfactante (SDS 8 mM ou CTAB 1 mM) e incubadas à temperatura de 25 ºC, no escuro, durante 72h.

A partir das placas de isolamento seleccionou-se visualmente colónias representativas das várias morfologias. Estas foram repicadas sucessivamente pelo menos 3 vezes para placas com meio PY e surfactante e incubadas de acordo com os parâmetros supramencionados, de forma a obter isolados puros.

A partir dos isolados foram preparadas culturas líquidas repicando uma colónia isolada para 1 mL de meio PY líquido. Estas culturas foram incubadas à temperatura ambiente, a 120 rpm durante 12 horas e foram posteriormente adicionadas de 30 % de glicerol e conservadas a -20ºC até ao seu estudo laboratorial.

Análise da Produção de Biossurfactantes

A produção de biossurfactantes foi avaliada num conjunto de 53 isolados utilizando o método "atomized oil" adaptado de BURCH *et al.* (2010).

Os isolados congelados foram revivificados em meio PY líquido à temperatura ambiente com agitação a 120-170 rpm, até se observar crescimento e posteriormente repicados para uma placa de meio PY sólido, inoculando por picada de modo a obter uma só colónia. As placas foram incubadas a 25ºC até se verificar crescimento.

A detecção da produção de biossurfactantes foi feita utilizando um aerógrafo (modelo BD-128P, FENGDA), e consistiu na nebulização de parafina líquida (Merck) sobre a superfície da placa. Foi considerado como resultado positivo o aparecimento de um halo em redor da colónia, visível pela exposição a uma fonte de luz indirecta.

Como controlos positivos foram usadas soluções de SDS (8 mM, BioRad), CTAB (0,2 mM, Sigma), Tween-80 (8 µM, Merck), e surfactina (1,15 nM, Sigma). Gotas de 2 µL de cada uma das soluções-padrão foram colocadas sobre uma placa de meio PY sólido e colocadas na estufa a 25ºC durante 1 hora para optimizar a difusão do produto no meio de cultura. A detecção dos halos foi efectuada de modo idêntico ao descrito para os isolados bacterianos. Como controlo negativo utilizou-se uma cultura de *Escherichia coli* DH5α.

Extracção de DNA e Detecção do Gene *ndo*

A partir de culturas em meio PY sólido ressuspendeu-se uma colónia em meio PY líquido. As culturas foram incubadas *overnight* à temperatura ambiente com agitação a 120 rpm. Procedeu-se à centrifugação das culturas densas durante 5 min a 13000 rpm. O sedimento foi ressuspenso em 50 µL de TE (10 mM Tris-HCl, Fluka; 1 mM EDTA, Fluka; pH 8,0). A extracção de DNA foi efectuada segundo uma adaptação do procedimento descrito por HENRIQUES *et al.* (2004) com o *Genomic DNA Purification Kit* (Fermentas).

Para a detecção do gene *ndo* (naftaleno dioxigenase) aplicou-se um protocolo de PCR específico para a subunidade α das dioxigenases CÉBRON *et al.*, 2008 no qual foram usados os *primers* NAPH-1F (5'-TGGCTTTTCYTSACBCATG-3') e NAPH-1R (5'-DGRCATSTCTTTTTCBAC-3') (IBA GmbH, Alemanha). As amplificações foram efectuadas em misturas reaccionais de 25 µL: 1 µL amostra, 1 U Taq polimerase, tampão KCl 1x, 0,2 mM dNTPs, 25 mM $MgCl_2$, 10 µM *primer*, 4% DMSO (Panreac) e água desionizada esterilizada. As condições de PCR foram as seguintes: desnaturação inicial a 94 ºC durante 5 min, 34 ciclos de desnaturação a 95 ºC durante 1 min, anelamento a 51 ºC durante 1,5 min, extensão a 72 ºC durante 2 min e um passo final de extensão de 72 ºC durante 10 min. As reacções de PCR foram efectuadas num termociclador Multigene TC 9600-G (Labnet International, Inc) com reagentes da MBI Fermentas (Lituânia), excepto quando indicado outro fabricante na descrição do método.

A confirmação da presença de produto de amplificação foi feita por electroforese em gel de agarose 1,5% (Fluka), com brometo de etídio (VWR), a 100 V durante aproximadamente 20 min em

tampão TAE 1x (0,04 M Tris-Acetato, Fluka; 0,001 M EDTA, Sigma; pH 8,0). O controlo positivo utilizado foi DNA extraído de *Pseudomonas putida* KT2442 bem como o seu produto de amplificação com os *primers* NAPH-1F e NAPH-1R (GOMES *et al.*, 2005). Foi ainda utilizado um marcador de pesos moleculares (GeneRulerTM DNA Ladder Mix, MBI Fermentas) para se avaliar o tamanho dos fragmentos obtidos pelas reacções de PCR. Os géis foram visualizados num transiluminador de UV (Benchtop UV).

RESULTADOS

Isolamento de Bactérias Resistentes a Surfactantes e Produtoras de Biossurfactantes

A partir das culturas de SML incubadas durante 8 semanas em meios selectivos com surfactante obteve-se um conjunto de 127 isolados bacterianos de colónias morfologicamente distintas. Destes, foram seleccionados aleatoriamente 53, para o estudo da produção de biossurfactantes.

A produção de biossurfactantes foi detectada em 5 isolados resultando na formação de um halo de aspecto idêntico ao observado nos controles positivos constituídos por soluções de surfactantes comerciais.

Detecção do Gene *ndo*

Após análise dos produtos de amplificação por electroforese, não foi detectada, em nenhum dos isolados testados, amplificação de um fragmento com tamanho compatível para o documentado para os produtos de resultantes dos *primers* NAPH, específicos para um gene de naftaleno dioxigenase.

DISCUSSÃO

Resistência a Surfactantes e Produção de Biossurfactantes

Para as culturas de enriquecimento, foram usadas concentrações de surfactante acima da Concentração Micelar Crítica (CMC) de cada um dos produtos testados. Estas concentrações são consideradas como inibitórias para os microrganismos, especialmente no caso de surfactantes catiónicos (HRENOVIC e IVANKOVIC, 2007). No entanto, obteve-se teores elevados de UFC nas culturas em meio sólido o que permitiu a selecção, isolamento e purificação de um número elevado de estirpes de bacterioneuston tolerantes a surfactantes. A elevada culturabilidade do bacterioneuston em meio selectivo indica que esta comunidade exibe uma resistência acrescida em comparação com outras comunidades bacterianas ambientais. Do ponto de vista biológico, a SML tem semelhanças funcionais com um biofilme, o que pode contribuir para um aumento da resistência a surfactantes e outros agentes antimicrobianos, tal como tem sido registado noutros tipos de biofilmes bacterianos (JOHNSON, 2008). A adaptação do bacterioneuston a níveis elevados de surfactantes de origem natural e antropogénica que se acumulam na SML devido à sua localização interfacial (KOZARAC *et al.*, 2005, SALTER *et al.*, 2009) pode também resultar numa redução da susceptibilidade a este tipo de agentes antimicrobianos. Uma resistência elevada a surfactantes foi também encontrada em comunidades de bacterioplâncton de rios poluídos (WHITE *et al.*, 1985). A acumulação de diversos poluentes na SML pode também contribuir para este efeito de aumento da resistência bacteriana a surfactantes.

Um dos mecanismos de resistência bacteriana a surfactantes sintéticos é a sua degradação e utilização como substrato para o crescimento. A degradação de surfactantes é mais eficaz quando levada a cabo por consórcios o que indica que o processo envolve várias etapas asseguradas pela contribuição sucessiva de diferentes estirpes especializadas (SIGOILLOT e NGUYEN, 1990). Muitas das bactérias capazes de degradar surfactantes pertencem a géneros que também apresentam a capacidade de síntese de biossurfactantes (NGUYEN e SIGOILLOT, 1996, PLANTE *et al.*, 2008), como é o caso de *Pseudomonas.* Neste trabalho, foram seleccionadas bactérias capazes de usar surfactantes sintéticos como fonte única de carbono e das 53 testadas quanto à produção de biossurfactantes, 5 mostraram uma produção detectável pelo método "atomized oil" produzindo efeitos análogos à da CMC de surfactantes comerciais. A possibilidade de produção de biossurfactantes não pode ser descartada para as estripes que não apresentaram halo pelo método "atomized oil"uma vez que este método apenas detecta concentrações relativamente elevadas de biossurfactante. Este é no entanto, um método extremamente prático para análise preliminar de um elevado número de isolados. A baixa proporção de bactérias produtoras de biossurfactantes obtida (9,6%) é comum em ensaios de isolamento com culturas selectivas (MERCADÉ *et al.*, 1996, WILLUMSEN e KARLSON, 1996). Este valor pode ser mais elevado em culturas de enriquecimento usando substratos hidrofóbicos como fontes de carbono e em condições de incubação optimizadas para a produção de biossurfactantes (ABALOS *et al.*, 2002, MUTALIK *et al.*, 2008), respeitando as preferências de fontes de carbono de cada estirpe para a produção de biossurfactantes (HUANG *et al.*, 2010) e usando um método mais sensível para detectar a produção de BSF.

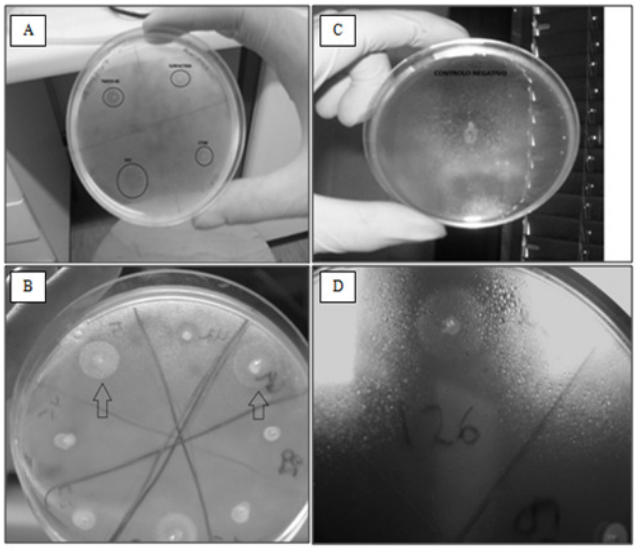


Figura 1: A - Controlos positivos: Tween 80 (8 µM); Surfactina (15,4 µM); SDS (10 mM); CTAB (0,2 mM); B - Controlo negativo (*Escherichia coli* DH5α; C e D – Exemplos de colónias apresentando resultado positivo para a produção de biossurfactantes.

Capacidade de Degradação de Hidrocarbonetos

Apesar de todos os isolados terem dado resultado negativo quanto à presença de genes envolvidos no primeiro passo da degradação aeróbica do PAH naftaleno (genes codificantes para a naftaleno dioxigenases), não pode ser excluída a possibilidade de possuírem capacidade hidrocarbonoclástica. Os *primers* utilizados

são específicos para determinados grupos filogenéticos e não abrangem a totalidade dos vários genes *ndo* conhecidos (GOMES *et al.*, 2007). Por outro lado, os genes associados à degradação de PAHs encontram-se, frequentemente, em plasmídeos (SAYLER *et al.*, 1990), que podem ter sido perdidos nas culturas selectivas por falta de pressão selectiva.

CONCLUSÃO

Este estudo permitiu isolar um elevado número de bactérias resistentes a surfactantes a partir do bacterioneuston da Ria de Aveiro. A produção de biossurfactantes foi claramente demonstrada em 5 isolados. Apesar de não ter sido possível evidenciar também capacidade para a degradação de hidrocarbonetos, este estudo abre perspectivas promissoras à prospecção da microcamada superficial marinha da Ria de Aveiro como banco de biodiversidade e de capacidade degradativa com potencial aplicação biotecnológica, sendo necessário aplicar uma estratégia de pressão selectiva que favoreça o isolamento de bactérias com capacidade para degradar hidrocarbonetos e produzir biossurfactantes

LITERATURA CITADA

ABALOS, A., MAXIMO, F., MANRESA, M. A. e BASTIDA, J. 2002. Utilization of response surface methodology to optimize the culture media for the production of rhamnolipids by *Pseudomonas aeruginosa* AT10. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology,* 77**,** 777-784.

AMIRMOZAFARI, N., MALEKZADEH, F., HOSSEINI, F. e GHAEMI, N. 2007. Isolation and Identification of Anionic Surfactant Degrading Bacteria from Activated Sludge. *Iranian Biomedical Journal,* 11**,** 81-86.

BANAT, I., FRANZETTI, A., GANDOLFI, I., BESTETTI, G., MARTINOTTI, M., FRACCHIA, L., SMYTH, T. e MARCHANT, R. 2010. Microbial biosurfactants production, applications and future potential. *Applied Microbiology and Biotechnology,* 87**,** 427-444.

BURCH, A. Y., SHIMADA, B. K., BROWNE, P. J. e LINDOW, S. E. 2010. Novel High-Throughput Detection Method To Assess Bacterial Surfactant Production. *Appl. Environ. Microbiol.,* 76**,** 5363-5372.

CÉBRON, A., NORINI, M.-P., BEGUIRISTAIN, T. and LEYVAL, C. 2008. Real-Time PCR quantification of PAH-ring hydroxylating dioxygenase (PAH-RHD[alpha]) genes from Gram positive and Gram negative bacteria in soil and sediment samples. *Journal of Microbiological Methods,* 73**,** 148-159.

GOMES, N. C. M., BORGES, L. R., PARANHOS, R., PINTO, F. N., KROGERRECKLENFORT, E., MENDONCA-HAGLER, L. C. S. e SMALLA, K. 2007. Diversity of ndo Genes in Mangrove Sediments Exposed to Different Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollution. *Appl. Environ. Microbiol.,* 73**,** 7392-7399.

GOMES, N. C. M., KOSHELEVA, I. A., ABRAHAM, W. R. e SMALLA, K. 2005. Effects of the inoculant strain Pseudomonas putida KT2442 (pNF142) and of naphthalene contamination on the soil bacterial community. *FEMS Microbiology Ecology,* 54**,** 21-33.

HARAYAMA, S., KISHIRA, H., KASAI, Y. e SHUTSUBO, K. 1999. Petroleum biodegradation in marine environments. *Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology,* 1**,** 63-70.

HARVEY, G. W. e BURZELL, L. A. 1972. A simple microlayer method for small samples. . *Limnology Oceanography,* 17**,** 156-157.

HENRIQUES, I. S., ALMEIDA, A., CUNHA, Â. e CORREIA, A. 2004. Molecular sequence analysis of prokaryotic diversity in the middle and outer sections of the Portuguese estuary Ria de Aveiro. *FEMS Microbiology Ecology,* 49**,** 269-279.

HRENOVIC, J. e IVANKOVIC, T. 2007. Toxicity of anionic and cationic surfactant to Acinetobacter junii in pure culture. *Central European Journal of Biology* 405-414.

HUANG, X.-F., GUAN, W., LUI, J., LU, L.-J., XU, J.-C. e ZHOU, Q. 2010. Characterization and phylogenetic analysis of biodemulsifier-producing bacteria. *Bioresource Technology,* 101**,** 317-323.

JOHNSON, L. R. 2008. Microcolony and biofilm formation as a survival strategy for bacteria. *Journal of Theoretical Biology,* 251**,** 24-34.

KOZARAC, Z., RISOVIC, D., FRKA, S. e MOBIUS, D. 2005. Reflection of light from the air/water interface covered with sea-surface microlayers. *Mar. Chem.,* 96**,** 99-113.

MACNAUGHTON, S., STEPHEN, J. R., VENOSA, A. D., DAVIS, G. A., CHANG, Y.-J. e WHITE, D. C. 1999. Microbial Population Changes during Bioremediation of an Experimental Oil Spill. *Applied and Environmental Microbiology,* 65**,** 3566–3574.

MERCADÉ, M. E., MONLEÓN, L., DE ANDRÉS, C., RODÓN, I., MARTINEZ, E., ESPUNY, M. J. e MANRESA, A. 1996. Screening and selection of surfactant-producing bacteria from waste lubricating oil. *Journal of Applied Microbiology,* 81**,** 161-166.

MROZIK, A., PIOTROWSKA-SEGET, Z. e LABUZEK, S. 2003. Bacterial Degradation and Bioremediation of Polyciclic Aromatic Hydrocarbons. *Polish Journal of Environmental Studies,* 12**,** 15-25.

MUTALIK, S. R., VAIDYA, B. K., JOSHI, R. M., DESAI, K. M. e NENE, S. N. 2008. Use of response surface optimization for the production of biosurfactant from Rhodococcus spp. MTCC 2574. *Bioresource Technology,* 99**,** 7875-7880.

NGUYEN, M. H. e SIGOILLOT, J. C. 1996. Isolation from coastal sea water and characterization of bacterial strains involved in non-ionic surfactant degradation. *Biodegradation,* 7**,** 369-375.

PLANTE, C., COE, K. e PLANTE, R. 2008. Isolation of Surfactant-Resistant Bacteria from Natural Surfactant-Rich Marine Habitats. *Applied and Environmental Microbiology,* 74**,** 5093–5099.

SALTER, I., ZUBKOV, M. V., WARWICK, P. E. e BURKILL, P. H. 2009. Marine bacterioplankton can increase evaporation and gas transfer by metabolizing insoluble surfactants from the airseawater interface. *FEMS Microbiol. Lett.,* 294**,** 225-231.

SAYLER, G. S., HOOPER, S. W., LAYTON, A. C. e KING, J. M. H. 1990. Catabolic plasmids of environmental and ecological significance. *Microbial Ecology,* 19**,** 1-20.

SIGOILLOT, J.-C. e NGUYEN, M.-H. 1990. Isolation and characterization of surfactant degrading bacteria in a marine environment. *FEMS Microbiology Letters,* 73**,** 59-67.

VAN HAMME, J. D., SINGH, A. e WARD, O. P. 2006. Physiological aspects: Part 1 in a series of papers devoted to surfactants in microbiology and biotechnology. *Biotechnology Advances,* 24**,** 604-620.

VASILEVA-TONKOVA , E. e GALABOVA, D. 2003. Hydrolytic Enzymes and Surfactants of Bacterial Isolates from Lubricant-Contaminated Wastewater. *Z. Naturforsch.,* 58c.

VIEITES, D., NIETO-ROMÁN, S., PALANCA, A., FERRER, X. and VENCES, M. 2004. European Atlantic: the hottest oil spill hotspot worldwide. *Naturwissenschaften,* 91**,** 535-538.

WHITE, G. F., RUSSELL, N. J. and DAY, M. J. 1985. A survey of sodium dodecyl sulphate (SDS) resistance and alkylsulphatase production in bacteria from clean and polluted river sites.

Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological, 37**,** 1-11.

WILLUMSEN, P. A. and KARLSON, U. 1996. Screening of bacteria, isolated from PAH-contaminated soils, for production of biosurfactants and bioemulsifiers. *Biodegradation,* 7**,** 415-423.

WILLUMSEN, P. A., KARLSON, U. e PRITCHARD, P. H. 1998. Response of fluoranthene-degrading bacteria to surfactants. *Applied Microbiology e Biotechnology,* 50**,** 475-483.

WURL, O. and OBBARD, J. P. 2004. A review of pollutants in the sea-surface microlayer (SML): a unique habitat for marine organisms. *Marine Pollution Bulletin* 48**,** 1016-1030.

YUAN, S. Y., WEI, S. H. and CHANG, B. V. 2000. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by a mixed culture. *Chemosphere,* 41**,** 1463-1468.

Metais e Compostos Orgânicos em Sedimentos – 25 Anos de Monitorização na Ria de Aveiro (1985 – 2009)

C. Palma [a], **M. Valença** [a], **C. Rocha** [a], **A. Oliveira** [a] **e I. Cruz** [a]
[a] Instituto Hidrográfico
Rua das Trinas, 49, Lisboal
{carla.palma, manuela.valenca, catarina.rocha, anabela.oliveira, isabel.cruz}@hidrografico.pt

SUMÁRIO

O Instituto Hidrográfico realiza desde 1981 o programa "Vigilância da Qualidade do Meio Marinho" sendo a ria de Aveiro uma das áreas abrangidas. Apresentam-se neste trabalho os resultados de metais e compostos orgânicos em amostras superficiais de sedimento colhidas anualmente no período 1985 – 2009 e em amostras verticais de sedimento de determinados locais e períodos (Largos do Laranjo e da Coroa), acompanhados duma análise que procurou investigar a evolução do estado ambiental dos locais monitorizados. As análises físicas e químicas efectuadas aos sedimentos referiram-se à composição granulométrica, perda por ignição, carbono orgânico total, policlorobifenilos, pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos e metais. Os pontos de amostragem estão distribuídos tendo em conta a entrada conhecida de contaminantes. Os resultados obtidos na ria de Aveiro permitem concluir que há zonas da ria que sofrem uma maior influência industrial, urbana e agrícola, conduzindo a valores mais elevados em determinados parâmetros, mas também que se registam evoluções positivas de diminuição de contaminação.

PALAVRAS CHAVE: *Monitorização, Metais, Compostos orgânicos*

INTRODUÇÃO

A ria de Aveiro (Figura 1) é uma laguna costeira formada por uma rede complexa de canais e uma extensa área de ilhotas e sapais. As dimensões médias da laguna são aproximadamente 45 km de comprimento, 10 km de largura e 1 m de profundidade média. As trocas de água são efectuadas com o oceano através de um único caudal artificial, o canal da Barra, cujo caudal médio foi estimado em cerca de 4700 m^3 s^{-1} para um prisma de maré da ordem de 70 x 10^6 m^3. Os principais responsáveis pelos fluxos de água doce para a laguna são o rio Vouga e o rio Antuã, cujos caudais médios são respectivamente 29 m^3 s^{-1} e 2 m^3 s^{-1}, valores que aumentam significativamente nas estações chuvosas e em períodos de cheias (DIAS *et al.*, 1999).

As fontes antropogénicas que contribuem para a poluição da ria incluem indústrias alimentares, têxteis, papel, cortumes, químicas, derivadas do petróleo, maquinaria e metalo-mecânicas, básicas de ferro e aço, madeira, cerâmica e mosaicos, explorações mineiras e esgotos urbanos (TEIXEIRA, 1994).

O Instituto Hidrográfico (IH) realiza desde 1981 o programa "Vigilância da Qualidade do Meio Marinho" sendo a ria de Aveiro uma das áreas abrangidas. Uma das matrizes contempladas neste programa é a análise de sedimentos, componente fundamental nos programas de monitorização uma vez que constituem um bom indicador de contaminação, espacial e temporal (BALLS *et al.*, 1997). A distribuição e acumulação de contaminantes nos sedimentos é influenciada pela composição textural, mineralógica e geoquímica e ainda pelos processos físicos de transporte (LORING, 1991).

Os resultados obtidos ao longo de 25 anos (1985-2009) foram compilados e discutivos num relatório interno do IH (VALENÇA *et al.*, em publicação).

Com este trabalho pretende-se avaliar a concentração de metais, pesticidas organoclorados e policlorobifenilos, hidrocarbonetos aromáticos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) e interpretar os resultados em função da natureza dos sedimentos e influência antropogénica.

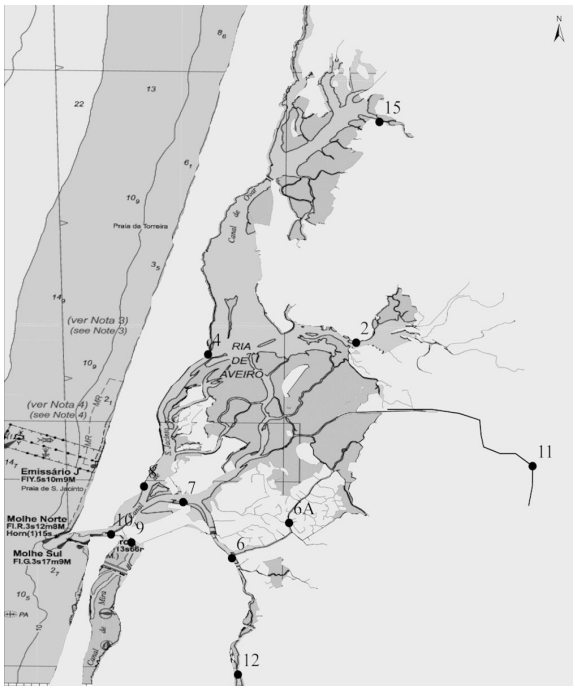


Figura 1:: Mapa da ria de Aveiro com as estações de amostragem (reprodução parcial da Carta Náutica Oficial nº 24201; editada pelo Instituto Hidrográfico – Marinha, Portugal)..

METODOLOGIA

A metodologia utilizada na quantificação dos metais e compostos orgânicos sofreu evoluções ao longo destes 25 anos no que respeita quer às técnicas de preparação das amostras, quer dos equipamentos utilizados na análise. Os parâmetros analisados nos sedimentos são os metais cádmio, crómio, cobre, ferro, mercúrio, manganês, níquel, chumbo e zinco, desde 1987, o metal alumínio desde 1995, o metal lítio desde 2001 e o metal arsénio desde 2005. A determinação da perda por ignição nos sedimentos começou a ser efectuada em 1987, a classificação granulométrica em 1990 e o carbono orgânico total (COT) e o carbono inorgânico total (TIC) em 1998. Os pesticidas organoclorados e policlorobifenilos são analisados desde 1991, os hidrocarbonetos aromáticos (Eq.Criseno e Eq.Ekofik) desde 1990 e os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) desde 2002.

Foram seleccionados dez locais de amostragem representativos de áreas com diferentes níveis de exposição a contaminantes, representados na Figura 1. A colheita de sedimentos foi efectuada anualmente entre 1987 e 2009 com dragas do tipo *Petit Ponar* utilizando embarcação apropriada, ou, quando não foi possível a utilização das dragas devido à pouca profundidade dos locais, utilizando espátulas de plástico. Os sedimentos de profundidade foram colhidos com um *corer* manual de gravidade.

Inicialmente, o posicionamento nas estações de amostragem foi efectuado utilizando métodos visuais, enfiamentos e azimutes. A partir de 1993 passou a utilizar-se o sistema GPS, utilizando-se equipamentos de radioposionamento portáteis do tipo GARMIN referenciados ao datum WGS 84.

Após a colheita as amostras foram fraccionadas com um peneiro < 2 mm e < 63 µm, congeladas a -18 ºC, secas por liofilização e homogeneizadas num moinho de ágata. Os metais foram analisados nas duas fracções, enquanto os compostos orgânicos foram analisados apenas na fracção < 2 mm.

A granulometria foi determinada por difracção laser (MALVERN 2000), para partículas inferiores a 500 µm, e pelo método da peneiração, para partículas superiores a 500 µm. A matéria orgânica foi determinada por combustão das amostras de sedimento a 550 ºC durante 2,5 h e o carbono total (TC) foi quantificado no equipamento Strohlein C-mat 5500, por combustão de 0,1 g de amostra a 1350 ºC, sendo a detecção do CO_2 que se liberta efectuada em detector de infra-vermelho; o carbono inorgânico total (TIC) é medido seguindo o mesmo procedimento após acidificação das amostras de sedimento com H_3PO_4. O carbono orgânico total (COT) foi calculado por diferença entre o TC e o TIC.

A concentração de metais foi determinada após digestão total das amostras. Alíquotas de 0,5 g de sedimento com 6 mL de água régia e 2 mL de HF são colocados em bombas de teflon no microondas (ETHOS PLUS) com um programa em três passos: 5 min a 100 ºC e 250 Watt; 10 min 180 ºC e 800 Watt e 20 min a 180 ºC e 800 Watt. Após digestão, as amostras foram neutralizadas com ácido bórico e analisadas por espectrometria de absorção atómica (Solaar Thermo Elemental) por chama para o Cd, Cu, Zn, Al, Li, Cr, Fe, Ni, Mn, Pb e gerador de hidretos para o As (LORING e RANTALA, 1990). As concentrações de mercúrio entre 1987 e 2004 foram efectuadas por espectrometria de absorção atómica–vapor frio e, a partir de 2004, as concentrações de mercúrio foram medidas directamente em amostras previamente secas por liofilização e moídas por espectroscopia de absorção atómica com decomposição térmica, utilizando um analisador de mercúrio (DMA).

A extracção de pesticidas organoclorados e policlorobifenilos em amostras de sedimento foi efectuada em sistema soxhlet com n-hexano/acetona (1:1), seguida de purificação e fraccionamento dos extractos por cromatografia de adsorção em colunas de alumina básica e de sílica gel (ambas desactivadas), respectivamente. A análise qualitativa e quantitativa dos compostos foi efectuada por cromatografia gasosa, com coluna capilar e detector de captura de electrões (GC-ECD) (SMEDES e BÓER, 1997).

O teor em hidrocarbonetos aromáticos nos sedimentos foi determinado por espectrofluorimetria de utravioleta (UVF) pela medição da intensidade de fluorescência dos extractos orgânicos com excitação a 310 nm e emissão a 360 nm. O padrão utilizado é o Criseno, que sendo um padrão puro origina resultados expressos em equivalentes de Criseno significativamente mais baixos. A rama utilizada é o Ekofisk Crude Oil – Mar do Norte. Os resultados finais são expressos em equivalentes de Criseno e equivalentes de EkofisK. Os extractos orgânicos foram obtidos pela digestão dos sedimentos húmidos com KOH/metanol em sistema de refluxo, seguindo-se uma extracção líquido-líquido com n-pentano e posterior purificação dos extractos orgânicos por cromatografia de adsorção em coluna de alumina e sílica desactivadas (AMINOT *et al*., 1983).

A determinação dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) em sedimentos envolveu o mesmo procedimento de preparação de amostra e tratamento dos extractos que a determinação do teor em hidrocarbonetos aromáticos tendo estes sido, no entanto, determinados por cromatografia gasosa-espectrometria de massa, em coluna capilar e com registo de espectros em modo de ião seleccionado (GC-MS-SIM). Os PAHs identificados e quantificados nos respectivos extractos pertencem ao grupo dos 16 PAHs da US EPA sendo nomeadamente o Fenantreno (Phe), Antraceno (A), Fluoranteno (Fluo), Pireno (P), Benzo(a)antraceno (BaA), Criseno (Chr), Benzo(b)fluoranteno e Benzo(k)fluoranteno (B(b+k)F), Benzo(a)pireno (BaP), Indeno(1,2,3-c,d)pireno (Ind) e Benzo(g,h,i)perileno (BghiP).

A determinação de metais e compostos orgânicos foi efectuada sempre seguindo o controlo de qualidade utilizado em rotina no laboratório, e que foi evoluindo ao longo dos anos. Esse controlo de qualidade é efectuado com a realização de ensaios em branco entre amostras, replicados em 10% das amostras, utilização em rotina de materiais de referência certificados e participação nos exercícios interlaboratoriais QUASIMEME desde 2003. Os resultados obtidos com os materiais de referência certificados estão de acordo com os valores de referência e a incerteza dos mesmos e os resultados obtidos nos exercícios interlaboratoriais do QUASIMEME são na generalidade com desempenhos satisfatórios (z-score < 3).

Na Figura 2 apresentam-se os valores de z-score para o Hg e HCB desde 1993.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Teor em finos, perda por ignição, COT e metais

Nas Figuras 3 e 5 estão representados os valores médios, medianas, máximos e mínimos para a percentagem de finos e teores em metais As, Hg, Cr, Cu, Pb e Zn na fracção < 2 mm respectivamente, nas estações amostradas.

Verifica-se uma variabilidade significativa relativamente à fracção fina em cada uma das áreas estudadas, com grandes amplitudes entre valores, o que sugere zonas onde ocorrerão fenómenos alternados de deposição e ressuspensão associados a dinâmicas diferentes e próprias de uma laguna costeira onde o efeito de maré também tem um papel preponderante. As estações com valores médios mais elevados de percentagem de finos são as estações 2 e 6, enquanto que as estações com valores médios mais baixos são as estações 4, 9, 10 e 11, o que está necessariamente

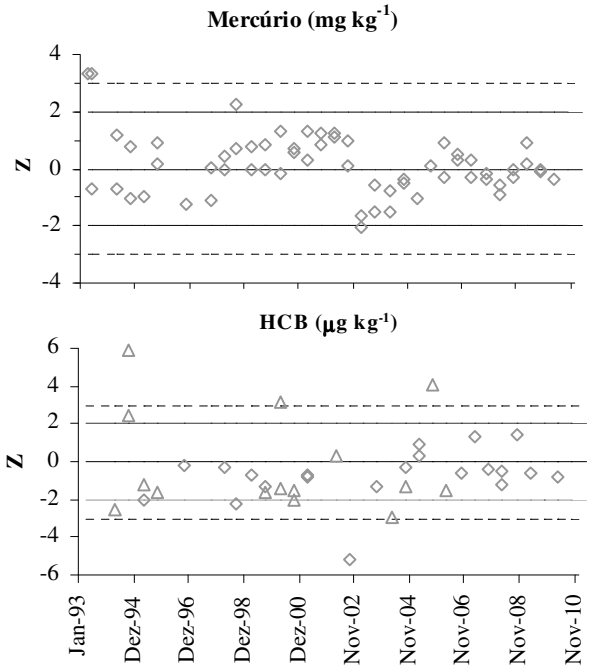


Figura 2: Z-score para o Hg e HCB obtidos no exercício interlaboratorial QUASIMEME

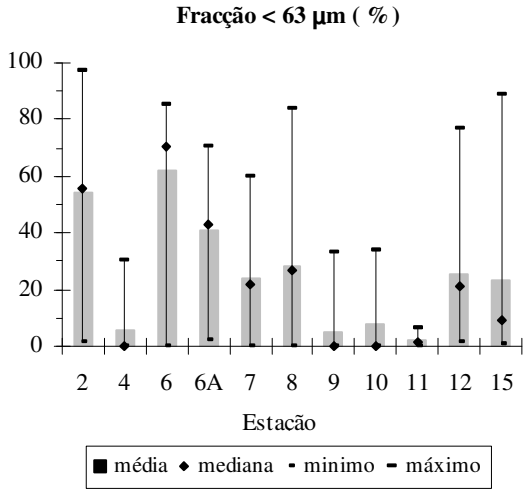


Figura 3: Média, mediana, máximo e mínimo da fracção inferior a 63 µm.

relacionado com a localização das mesmas. As estações 9 e 10, situadas nos canais de navegação e junto à barra, a estação 11 localizada no rio Vouga e a estação 4 localizada junto à Torreira estão expostas a um maior hidrodinamismo.

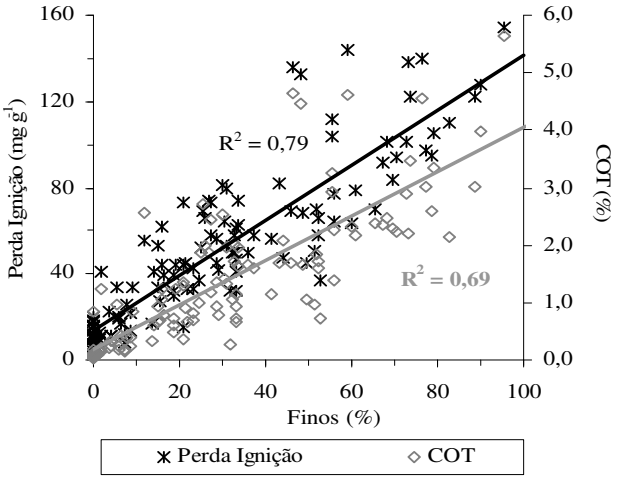


Figura 4: Percentagem de finos em função da perda por ignição e do COT.

Na Figura 4 apresenta-se a relação entre a percentagem de finos, a perda por ignição e o COT. Verifica-se, como esperado (ROWLATT e LOVELL, 1994), que aos valores mais baixos de percentagem de finos correspondem também valores mais baixos de perda por ignição e COT, obtendo-se correlações de 0,79 e 0,69 respectivamente para n = 127. Na maioria dos casos, para uma mesma amostra a perda por ignição apresenta valores maiores do que o TOC. A perda por ignição determinada através da combustão a 550 ºC dá-nos uma estimativa por excesso do conteúdo da fracção orgânica. A esta temperatura, além de haver destruição da matéria orgânica pode ocorrer ainda a desidratação parcial das argilas e a destruição de parte dos carbonatos (CAUWET, 1975; ROBBE, 1981).

A análise da Figura 5 permite concluir que, embora com variabilidade entre os valores máximo e minímo, os teores médios encontrados para os metais As, Hg, Cr, Cu, Pb e Zn são da mesma ordem de grandeza com excepção do Hg na estação 2 e do Cu e Zn na estação 15. Assim, para o As os valores variam entre 0,05 e 62 $mgkg^{-1}$, para o Cr entre 1 e 78 $mgkg^{-1}$ e para o Pb entre 2 e 511 $mgkg^{-1}$. Para o Cu e Zn a estação 15 apresenta valores a variarem entre 3-800 mg kg^{-1} e 46-9695 mg kg^{-1} respectivamente, enquanto que para as restantes estações a amplitude é de 1-75 $mgkg^{-1}$ e 2 – 478 mg kg^{-1} respectivamente. Estes valores mais elevados devem estar relacionados com entradas antropogénicas de indústrias localizadas nestas áreas como já referenciado por MONTERROSO *et al.* (2003).

Tabela 1: Média, mediana, máximo e mínimo das concentrações de Cd, Ni , Al, Fe, Mn e Li

	Cd (mg kg^{-1})		Ni (mg kg^{-1})		Al (g kg^{-1})		Fe (g kg^{-1})		Mn (mg kg^{-1})		Li (mg kg^{-1})	
	Total	<63 µm	Total	<63 µm	Total	<63 µm	Total	<63 µm	Total	<63 µm	Total	<63 µm
n	237	206	237	206	167	144	236	207	237	207	108	102
média	0,98	2,91	10,6	26	29	50	11,1	26	113	259	23	46
mediana	1,0	0,50	3,14	17	28	55	8,82	26	98	211	20	37
min-max	<0,3-17	<0,3-52	<2-71	4,29-93	2-75	5-103	<1-38	2-47	5-644	71-2220	<2-96	15,8-142

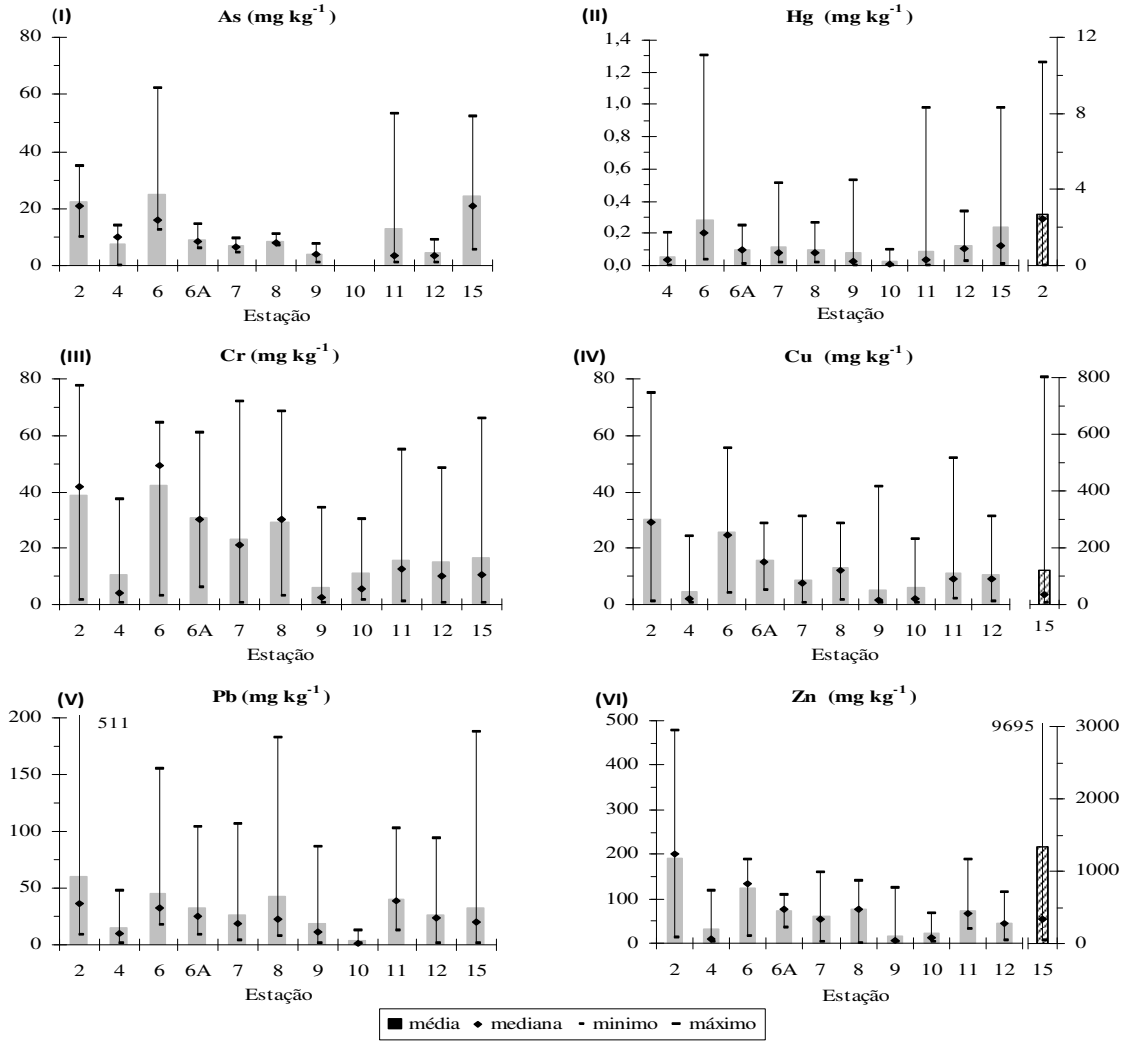


Figura 5: Média, mediana, máximo e mínimo das concentrações de As (I), Hg (II), Cr (III), Cu (IV), Pb (V) e Zn (VI) na fracção total.

Na Tabela 1 apresentam-se os valores médios, medianas, máximos e mínimos dos metais Cd, Ni, Al, Fe, Mn e Li na fracção < 2 mm e < 63 □m. De um modo geral a variabilidade entre o valor máximo e mínimo é grande em qualquer uma das fracções, não se verificando grandes variações entre o valor médio e mediana, com excepção do metal Ni.

Os dados foram sujeitos a uma análise estatística para explorar relações entre as diferentes variáveis. A Tabela 2 mostra a correlação de Pearson entre os metais Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn com os normalizadores fracção fina, COT, perda por ignição, Al, Fe e Mn e a Tabela 3 apresenta a análise factorial (PCA)

A análise estatística de Pearson foi aplicada a 137 amostras (1998-2009) enquanto que na análise factorial foram consideradas 237 amostras considerando apenas 11 variáveis (% de finos, matéria orgânica, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, e Zn). Foram retirados o Al, As e Li por ausência de caracterização nos anos iniciais do estudo. Na Tabela 2 verificam-se correlações significativas ($p < 0,05$) para a maioria dos metais. O Fe, Cr e Ni apresentam correlações mais positivas com COT, P. Ign. e F. Fina, por exemplo Cr vs COT ($r = 0,80$) e Ni vs P.Ign. ($r = 0,82$).

O Cu, Hg, Ni, Pb e Zn não apresentam correlações significativas com o Al, mostrando que estes elementos não estão associados com os minerais aluminosilicatados. Para o Cd, Cu, Hg, Pb e Zn as correlações não são tão fortes, devido aos valores elevados encontrados na estação 2 e 15.

O Cu, Hg, Ni, Pb e Zn não apresentam correlações significativas com o Al, mostrando que estes elementos não estão associados com os minerais aluminosilicatados. Para o Cd, Cu, Hg, Pb e Zn as correlações não são tão fortes, devido aos valores elevados encontrados na estação 2 e 15.

Para a análise factorial usou-se o programa Statistica e a extracção dos componentes principais (Tabela 3). Uma parte significativa da distribuição é explicada através de 3 factores ou agrupamentos. Após a extraçcão dos valores próprios foi efectuada uma rotação varimax, de modo a obter uma optimização dos valores utilizados em função do número de factores extraídos (3). O primeiro factor permite explicar 38% da variabilidade dos dados, relacionando o Cr, Fe e Mn com a fracção fina a perda por ignição (MO), ou seja áreas preferênciais de deposição sedimentar e anóxicas com preservação da matéria orgânica. O segundo factor permite explicar 21% da variância e agrupa o Cd, Zn e Cu, normalmente com teores muito elevados, estando directamente relacionados com enriquecimento antropogénico (estação 15). O terceiro factor (10%) mostra um comportamento distinto do Ni, Pb e Hg em relação aos outros metais mas relacionado também com uma contribuição antropógénica.

A comparação dos factores 1 e 2 após a análise PCA está representada na Figura 7. A distribuição dos metais relativamente ao primeiro factor, mais significativo do que os restantes, permite concluir que este eixo traduz a influência das condicões de deposição e o hidrodinamismo mais calmo (ambientais), estando as restantes relacionadas com outros factores nomeadamente a contaminação antropogénica local.

Estes resultados estão de acordo com as correlações de Pearson, indicando diferentes factores a controlarem a concentração dos metais nos sedimentos e ainda confirmando por exemplo correlações elevadas entre o Cr e o Fe (Liu *et al*., 2003; Rubio *et al*., 2000; Chatterjee *et al*., 2007).

Após terem sido localizadas áreas com valores mais elevados de metais em sedimentos de superfície, foram efectuadas colheitas de amostras verticais no período 1986-2001 (Palma e Valença, 2009). Apresentam-se os resultados obtidos em metais em três dessas amostras de profundidade. Os *corer* A e C localizados na proximidade das estações 15 e 2 respectivamente e o B situado a montante da estação 4.

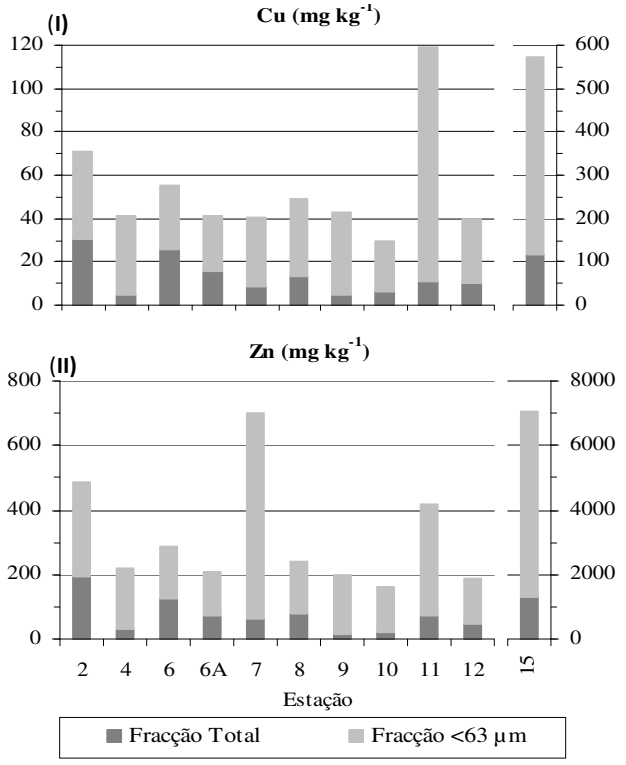


Figura 6: Cu (I) e Zn (II) na fracção total (< 2mm) e na fracção fina (<63 µm)

Tabela 2: Correlação de Pearson para a concentração em metal, fracção fina (F.Fina), COT e P.Ign.(Perda por ignição).

	F. Fina	COT	P. Ign.	Al	Fe	Mn
F. Fina	1					
COT	0,81	1				
P. Ign.	0,87	0,93	1			
Al	0,22	0,26	0,32	1		
Fe	0,81	0,79	0,86	0,31	1	
Mn	0,47	0,47	0,53	0,27	0,60	1
Cd	0,23	0,19	0,23	n.s.		n.s.
Cr	0,89	0,80	0,89	0,36	0,89	0,59
Cu	0,35	0,31	0,36	n.s.	0,26	n.s.
Hg	0,50	0,62	0,62	n.s.	0,45	0,24
Ni	0,79	0,75	0,82	n.s.	0,77	0,41
Pb	0,32	0,41	0,32	n.s.	0,20	n.s.
Zn	0,22	0,21	0,24	n.s.	0,12	n.s.

Tabela 3: Análise factorial aplicada à concentração em metal, Fracção < 63 µm e perda por ignição.

	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Fracção < 63 µm	0,805222	0,072	0,257954
Perda Ignição	0,833214	0,231973	0,278517
Cd	-0,009345	0,850708	0,212936
Cr	0,913124	0,056017	0,150765
Cu	0,176905	0,912148	-0,003433
Fe	0,779391	0,098858	0,279687
Hg	0,378927	0,022178	0,419772
Mn	0,736969	-0,042103	-0,226961
Ni	0,007866	0,102567	0,718275
Pb	0,200030	0,032467	0,632299
Zn	0,070993	0,964890	0,004101
V. explicada (%)	38,04	20,88	9,69

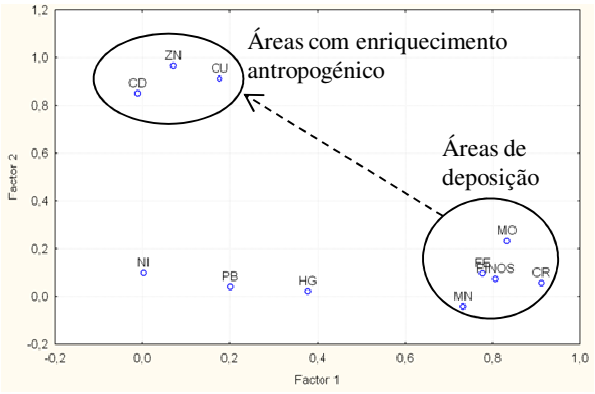


Figura 7: Comparação do factor 1 e 2 obtidos na análise PCA.

Na Figura 8 está representada a evolução dos metais Cr, Hg, Cu, Cd, Pb e Zn ao longo dos três corer apresentados. Para o metal Cr não se verificam variações significativas ao longo dos três corer e entre eles. Os teores de Hg e Pb nos corer A e B são da mesma ordem de grandeza não variando significativamente ao longo do tempo, enquanto que no corer C verificam-se teores mais elevados e um aumento em profundidade, indicando efeitos antropogénicas antigos como já referido em publicações anteriores (Pereira, 1996). Nos primeiros 20 cm o corer A apresenta teores muito mais elevados de Cd, Cu e Zn relativamente aos corer B e C. Os teores mais elevados foram encontrados na camada de 2-4 cm, 20 mg kg-1, 511 mg kg-1 e 10984 mg kg-1 respectivamente Cd, Cu e Zn. Os teores em Cd não variam significativamente nos corer B e C. Os teores de Cu e Zn para o corer C apresentam um ligeiro aumento com a profundidade e valores superiores aos encontrados para o

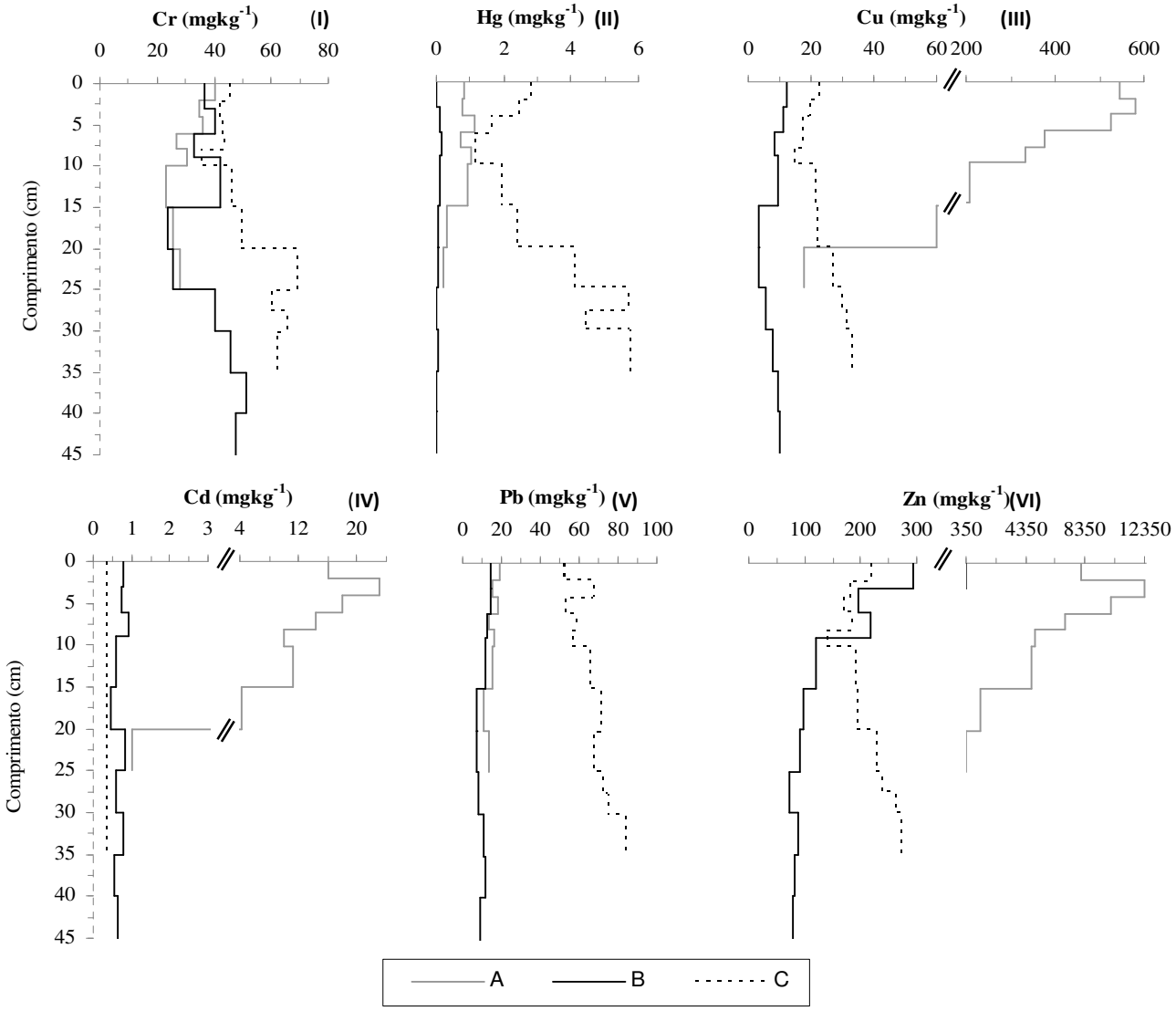


Figura 8: Variação com a profundidade da concentração dos metais Cr (I), Hg (II), Cu (III), Cd (IV), Pb (V) e Zn (VI) e Zn (VI).

corer B que não apresenta variações para o Cu, mas para o Zn verificam-se valores mais elevados nos primeiros 10 cm.

A Tabela 4 mostra as concentrações de referência (OSPAR, 2008) que são calculadas utilizando a concentração de metal normalizada com o Al sendo estas posteriormente recalculadas para uma composição de 5% de Al. Estão apresentadas também na tabela referida anteriormente as razões recalculadas pelo mesmo método, nas diferentes estações. A sombreado estão representados os valores superiores aos valores de referência do referido relatório.

Os valores tratados para as estações 2, 6 e 15 mostram valores médios de concentração superiores aos valores de referência estimados pela OSPAR para todos os metais com excepção do Ni indicando alguma contaminação antropogénica. As restantes estações apresentam valores superiores às concentrações de referência para alguns metais, embora sem diferenças significativas.

Pesticidas organoclorados e policlorobifenilos

As médias medianas, máximos e mínimos do HCB, dos metabolitos de DDT (op'DDE, pp'DDE, op'DDD, pp'DDD, op'DDT, pp'DDT) e do somatório dos policlorobifenilos (PCB) (28+52+101+118+153+138+180) estão apresentados na Tabela 5. Os teores de pesticidas organoclorados e de PCB foram, modo geral, muito baixos ao longo de toda a ria, situando-se frequentemente ao nível do limite de quantificação da técnica. São excepção os picos que ocorrem nas estações 2 e 11 ocorridos em 2005 e 2006 para o HCB e os teores encontrados nas estações 4 e 6 em 2005 e 2003 para o ΣDDT. A análise dos resultados individuais obtidos para cada um dos metabolitos permite concluir que o pp'-DDT é o principal responsável pelos picos registados.

Tabela 4: Valores de referência da OSPAR (2008) e valores calculados para as amostras colhidas..

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
OSPAR	**15**	**0,2**	**60**	**20**	**0,05**	**45**	**25**	**90**
2	83	0,5	99	88	5,15	23	68	419
4	11	2,5	31	13	0,11	10	65	88
6	75	1,3	103	47	0,40	26	66	240
6A	12	1,2	55	25	0,13	12	47	114
7	11	1,1	51	18	0,18	12	40	108
8	10	1,4	55	21	0,12	13	79	117
9	4	2,9	18	5	0,18	8	68	27
10		0,3	25	14	0,06	3	7	49
11	17	1,0	29	13	0,03	6	49	111
12	10	2,6	54	34	0,37	16	82	146
15	79	7,4	72	262	0,53	19	93	3132

Tabela 5: Média, mediana, máximo e mínimo das concentrações de ΣPCB, HCB e ΣDDT.

	HCB ($\mu g\ kg^{-1}$)	ΣDDT ($\mu g\ kg^{-1}$)	ΣPCB ($\mu g\ kg^{-1}$)
n	140	141	142
média	0,12	0,65	1,08
mediana	0,02	0,39	0,57
min-max	<0,01-4,83	<0,3-12,8	<0,1-8,18

Hidrocarbonetos aromáticos

As médias, medianas, máximos e mínimos das concentrações dos hidrocarbobetos aromáticos (Eq. Criseno e Eq. Ekofisk) e do somatório dos PAHs são apresentados na Tabela 6.

A variabilidade entre os valores máximo e mínimo para os hidrocarbonetos aromáticos expressos em Eq. Criseno é elevada, embora a diferença entre os valores médio e mínimo não seja significativa. Relativamente aos hidrocarbonetos aromáticos expressos em Eq. Ekofisk ocorrem valores que variam entre 0,2 e 173 mg kg^{-1}, embora os valores médio e mediana sejam respectivamente de 38 e 25 mg kg^{-1}. De acordo com Silva (1993), valores superiores a 50 mg kg^{-1} em Eq. Ekofisk são indicadores de poluição por hidrocarbonetos, pelo que tendo em conta os valores médios pode-se considerar que, de um modo geral, não há poluição por hidrocarbonetos. No entanto, a análise dos resultados, individualmente e por estação, indica que as estações 2, 6, 12 e 15 apresentam por vezes valores elevados e superiores a 50 mg kg^{-1} em Eq. Ekofisk, indicativo de poluição por hidrocarbonetos, o que mais uma vez está relacionado com a localização das mesmas.

Tabela 6: Média, mediana, máximo e mínimo das concentrações de Eq. Criseno, Eq. Ekofisk e ΣPAH.

	Eq. Criseno (mg kg^{-1})	Eq. Ekofisk (mg kg^{-1})	ΣPAH ($\mu g\ kg^{-1}$)
n	213	213	89
média	5,41	38	57
mediana	3,20	25	40
min-max	0,04-45	0,2-173	0,92-217

Na Figura 9 estão representadas as concentrações individuais dos PAHs analisados e as concentrações do tatal de PAHs em cada ponto de amostragem. É de se salientar que apenas foram considerados neste estudo parte dos 16 PAHs designados como sendo os prioritários pela US EPA não tendo sido quantificados o naftaleno, o acenaftileno, o acenafteno e o fuoreno pelo facto de as suas concentrações serem extremamente afectadas pelas suas volatilidades e consequentemente perdas parciais durante os processos de concentração de extractos (Jaouen-Madoulet *et al.*, 2000). São observadas na Ria de Aveiro concentrações do total de PAHs que variam entre 0,9 e 217 $\mu g\ kg^{-1}$ com valor médio a rondar os 57 $\mu g\ kg^{-1}$. O Phe, Fluo e o P demonstram ser os PAHs mais abundantes na maior parte das estações apesar de, em casos pontuais, se presenciar maiores concentrações de A, Ind e B(b+k)F nas estações 6, 2 e 12, respectivamente.

A aplicação de razões de diagnóstico, determinadas com base em quocientes entre níveis de PAHs seleccionados, é frequentemente empregue na estimativa das prováveis fontes emissoras destes componentes químicos nos ecossistemas (Gogou

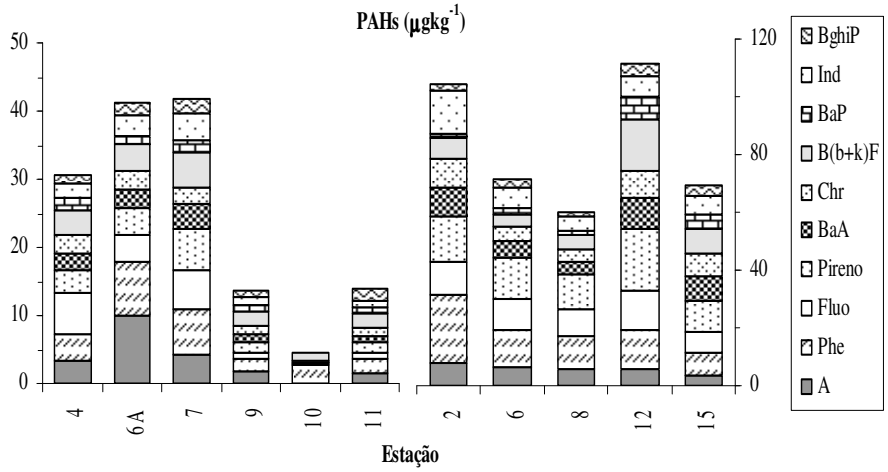


Figura 9: Concentrações individuais dos PAHs

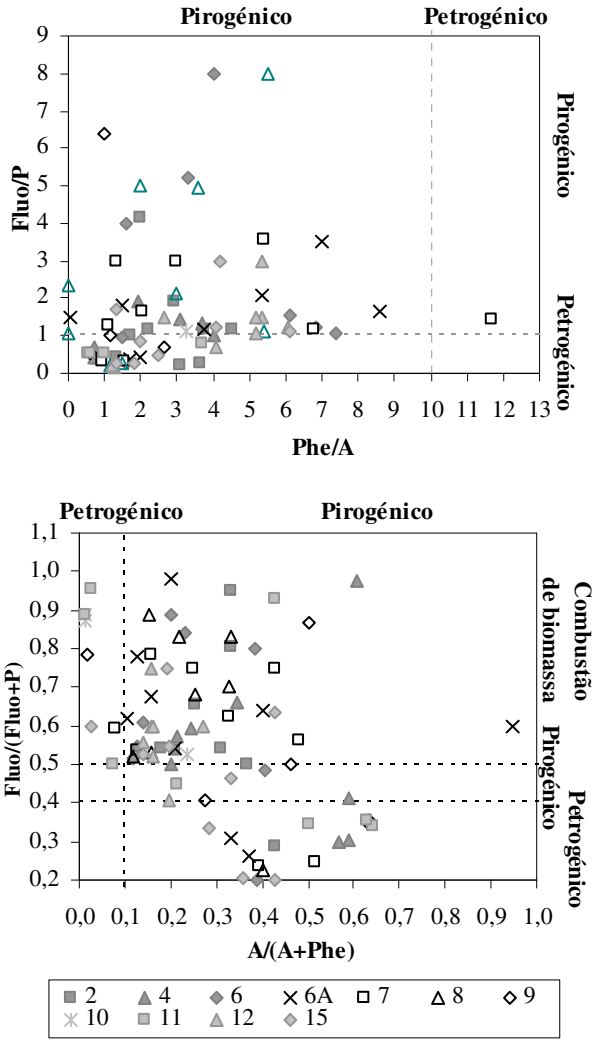


Figura 10: Relação entre razões de diagnóstico de PAHs (I) Fluo/P *vs* Phe/A e (II) Fluo/(Fluo+P) *vs.* A/(A+Phe)

et al., 2000). Na Figura 10 encontram-se correlacionadas quatro razões de diagnóstico, sugerindo que a principal fonte emissora de PAHs é pirolítica e revelando também, por um lado, uma forte contribuição proveniente da queima de biomassa que é anunciada pela distribuição dos valores da razão Fluo/(Fluo+P), e, por outro, a combustão de produtos petrolíferos anunciada pela proximidade do conjunto de valores da razão Fluo/P inferiores a 1 e no limiar das origens.

Os resultados obtidos por este tipo de análise vêm corroborar a predominância dos PAHs Fluo e P (origem pirolítica) e do Phe (origem petrogénica) para a maior parte dos pontos de amostragem (Gogou *et al.*, 2000).

Na Figura 11 estão representados os valores médios anuais das concentrações do total de PAHs e do total de PAHs carcinogénicos (Σ BaA, BaP, B(b+k)F, Ind e Chr) (GARNER *et al*., 2009).

As concentrações médias anuais do total de PAHs e total de PAHs carcinogénicos variam entre 30-97 µg kg^{-1} e 10-36 µg kg^{-1}, respectivamente, tendo sido observados em 2008 e 2009 os valores mais elevados de todo o período de estudo. No entanto, nestes últimos dois anos foram encontradas concentrações médias do total de PAHs carcinogénicos semelhantes às obtidas em anos

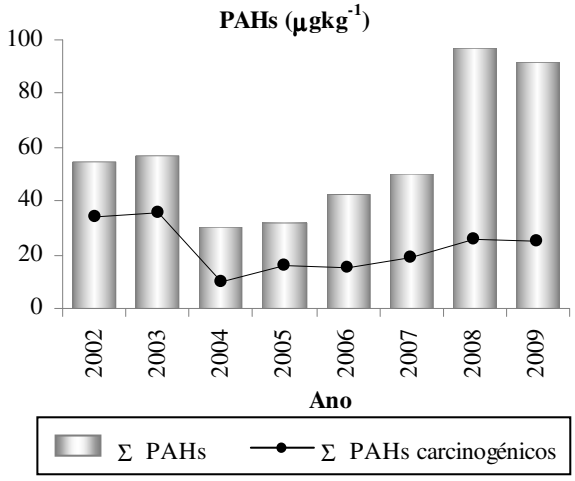


Figura 11: Concentrações médias anuais na Ria de Aveiro do total de PAHs e total de PAHs carcinogénicos.

anteriores, representando aproximadamente 27% do total de PAHs. Em contrapartida, em 2002 e 2003 obtiveram-se concentrações médias anuais do total de PAHs e total de PAHs carcinogénicos a rondar os 55 µg kg^{-1} e os 36 µg kg^{-1}, respectivamente, revelando uma percentagem de PAHs carcinogénicos de aproximadamente 63%. Os valores mais baixos para estes dois parâmetros em análise são obtidos para o período decorrente de 2004 e 2007. Em geral, observa-se uma tendência decrescente da percentagem de PAHs carcinogénicos na ria de Aveiro ao longo dos anos sendo mais notória a partir de 2004 onde o nível de PAHs carcinogénicos é reduzido em cerca de metade relativamente aos anos anteriores.

CONCLUSÕES

A granulometria dos sedimentos de superfície nas diferentes estações de amostragem é variável, embora se verifiquem valores de percentagem de finos mais baixos nas estações expostas a uma dinâmica maior nomeadamente as estações 4, 9, 10 e 11. Ao longo dos anos a variabilidade de fracção fina também é grande sugerindo que estas zonas estão associadas a diferentes fenómenos e dinâmicas de deposição e ressuspensão.

A concentração dos metais Cu e Zn nos sedimentos de superfície na fracção inferior a 2 mm apresenta valores elevados na estação 15, e o metal Hg na estação 2, reflectindo as entradas antropogénicas relacionadas com o desenvolvimento industrial e urbanização existente naquela região da ria de Aveiro. Os resultados de metais obtidos em sedimentos de superfície na fracção inferior a 63µm são sempre superiores aos obtidos na fracção inferior a 2 mm, de acordo com o esperado, uma vez que estes apresentam uma maior afinidade para a fracção fina quando comparados com a fracção grosseira.

A análise estatística de Pearson e a análise factorial PCA, importante na determinação da relação entre os metais e as outras propriedades características dos sedimentos, vem indicar que os metais Cu, Hg, Zn não apresentam correlação significativa com a percentagem de finos, acentuando a origem antropogénica dos mesmos. Os outros metais nomeadamente Ni, Cr, Fe e Mn correlacionam bem com a percentagem de finos, indicando esta poder ser um factor controlador na abundância dos mesmos. A comparação do factor 1 e 2 obtidos na análise factorial separa os metais Cu, Zn e Cd dos metais Ni, Pb e Hg relacionados com contaminação antropogénica, dos restantes Cr, Mn, Fe e ainda

perda por ignição e percentagem de finos relacionados com locais de deposição sedimentar.

Os resultados obtidos com os sedimentos verticais, importantes pois permitem estabelecer o efeito dos processos naturais e antropogénicos, confirmam que as estações 2 e 15 constituem focos de poluição em especial para os metais Hg (estação 2) e Cd, Cu e Zn (estação 15). Verifica-se que as concentrações de Hg têm diminuindo ao longo do tempo, o que é indicativo de poluição passada enquanto que no caso do Cd , Cu e Zn o efeito antropógénico é mais recente. Os resultados apresentados e característicos destas zonas da ria de Aveiro confirmam outros resultados já apresentados (MARTINS *et al*., 2010, MONTERROSO *et al.*, 2007).

A análise dos metais nos sedimentos superficiais e verticais permite ainda referir que os valores elevados de metais se confinam a determinadas áreas, ou seja os sedimentos contaminados estão depositados e não se estendem para outras áreas. A comprová-lo estão os valores elevados de Cu, Cd e Zn na estação 15 e de Hg na estação 2.

Os teores de pesticidas organoclorados, de PCBs e hidrocarbonetos aromáticos expressos em Eq. Ekofisk apresentam, de um modo geral, valores médios baixos ao longo de toda a ria. No entanto, a análise dos resultados por estação indica valores elevados e superiores a 50 mg kg^{-1} em Eq. Ekofisk indicativo de poluição por hidrocarbonetos nas estações 2, 6, 12 e 15.

A aplicação das razões de diagnóstico de PAHs seleccionados e a abundância do Fluo, P e Phe na maioria das estações revela que a principal origem é pirolítica, com forte componente petrogénica e de combustão de biomassa. Em geral, observa-se uma tendência decrescente da percentagem de PAHs carcinogénicos ao longo dos anos sendo mais notória a partir de 2004 onde o nível de PAHs carcinogénicos é reduzido em cerca de metade relativamente aos anos anteriores

LITERATURA CITADA

AMINOT, A., CHAUSSEPIED, M., 1983. Manuel des Analyses Chimiques en Milieu Marin

BALLS, P.W., HULL, S., MILLER, B.S., PIRIE J.M., PROCTOR, W., 1997. Trace Metal in Scottish Estuarine and Coastal Sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 34, 1, 42-50.

CAUWET, G., 1975. Optimisation d'une techique de dosage du carbone organique des sédiments. *Chem. Geol*., Amsterdam, 16, 59-63.

CHATTERJEE, M., FILHO, E.V.S., SARKAR, S.K., SELLA, S.M., BHATTACHARYA,A., SATPATHY, K.K., PRASAD, M.V.R., CHAKRABORTY, S., BHATTACHARYA, B.D., 2007. Distribution and possible source of trace elements in the sediment cores of a tropical macrotidal estuary and their ecotoxicological significance. *Environment International*, 33, 346-356.

DIAS, J. M., LOPES, J. F., DEKEYSER, I., 1999. Hydrological Characterisation of Ria de Aveiro, Portugal, in Early Summer. *Oceanologica Acta*. 22, 5: 473-485.

GARNER, T.R., WEINSTEIN, J.E., 2009. Polycyckic aromatic hydrocarbon contamination in south carolina salt marsh-tidal creek systems: relationships among sediments, biota and watershed land use. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*., 57, 103-115.

GOGOU, A., BOULOUBASSI, I., STEPHANOU, E.G., 2000. Marine organic geochemistry of the Eastern Mediterranean: Aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in Cretan Sea surficial sediments. *Marine Chemistry*, 68, 265-282.

JAOUEN-MADOULET, A., ABARNOU, A., LE GUELLEC, A.-M., LOIZEAU, V., LEBOULENGUER, F., 2000. Validation of an analytical procedure for polychlorinated biphenyls, coplanar polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples. *Journal of Chromatography A*, 886, 153-173.

LIU, W.X., LI, X.D., SHEN, Z.G., WANG, D.C., WAI, O.W.H., LI, Y.S., 2003. Multivariable statistical study of heavy metal enrichement in sediments of the Pearl River Estuary. *Environmental Pollution*, 121, 377-388.

LORING. D.H., 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *Journal of Marine Science*, 48, 101-115.

LORING, D. H. E RANTALA, R.T. T., 1990. Techniques in Marine Environmental Sciences, 9, Sediments and Suspended particulate matter: Total and partial methods of digestion. *International Council for the Exploration of the Sea*, Copenhagen.

MARTINS, V., SILVA, E.F., SEQUEIRA, C., ROCHA, F., DUARTE, A., 2010. Evaluation of the ecological effects of heavy metals on the assemblages of bentic foraminifera of the canals of Aveiro (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, 293-304.

MONTERROSO, P., PATO, P., PEREIRA, E., VALE, C., DUARTE, A., 2003. Distribution and accumulation of metals (Cu, Cd, Zn and Pb) in sediments of a lagoon on the northwestern coast of Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1200-1211.

MONTERROSO, P., PATO, P., PEREIRA, E., MILLWARD, G.E., VALE, C., DUARTE, A., 2007. Metal-contaminated sediments in a semi-closed basin: implications for recovery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 148-158.

OSPAR Commission 2008, CEMP Assessment Manual, Co-ordinated Environmental Monitoring Programme Assessment Manual for Contaminants in Sediment and Biota. Monitoring and Assessment Series, 39pp.

PALMA, C E VALENÇA, M., 2009. Caracterização de sedimentos da ria de Aveiro (1986 – 2001). REL.TF.05/09, 80pp.

Pereira, M.E., 1996. PhD Thesis, University of Aveiro, Portugal.

ROBBE, D., 1981. Pollutions métalliques du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir dez sédiments. Rapport bibliographique. *Rapport de recherche L.P.C*., Paris, nº104, 88.

ROWLATT, S.M. E LOVELL, D.R., 1994. Lead, Zinc and Chromium in Sediments Around England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 28, 5, 324-329.

RUBIO, B., NOMBELA, M.A., VILAS, F., 2000. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 11, 968-980.

SILVA, P.P., 1993. Qualidade da água e sedimentos nas imediações da doca dos Olivais e Foz do rio Tranção. REL.TF.QP.06/93, 58pp.

SMEDES, F. E DE BÓER, J., 1997. Determination of Chlorobiphenyls in Sediments Analytical Methods. *Trends in Analytical Chemistry*. 16, 9, 503-517.

TEIXEIRA, S. L. R. B., 1994. Dinâmica Morfosedimentar da Ria de Aveiro (Portugal). Tese de Doutoramento. Lisboa: Universidade de Lisboa, Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências. 396 pp.

VALENÇA, M., CARDOSO, A., PALMA, C., BORGES, C., SANTOS, P., em publicação. Vigilância da Qualidade do Meio Marinho 1985 – 2009. REL.TF.07/2011.

Mercúrio na Ria de Aveiro: Que futuro?

S.N. Abreu [a], A.C.M. Rodrigues [a], R.M.A.L Santos [a], H.M.C.S Vieira [a], J.R. Gadelha [a], A.J.A. Nogueira [a], F. Morgado [a] e A.M.V.M. Soares [a]

[a] CESAM, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro, 3810-193 Portugal

{siz, rodrigues.a, ruysantos, hugovieira, gadelha, antonio.nogueira, fmorgado, asoares}@ua.pt

SUMÁRIO

Diversos estudos têm abordado a problemática da acumulação de mercúrio na Ria de Aveiro durante as últimas três décadas, incluindo a modelação matemática. Os estudos desenvolvidos permitiram avaliar os níveis de mercúrio em diversos compartimentos (principalmente sedimentos, coluna de água e biota), contribuindo para o mapeamento da distribuição deste elemento no ecossistema lagunar, identificando áreas com maior contaminação, apresentando previsões para os períodos de recuperação do ecossistema e estimativas da evolução temporal dos níveis de mercúrio, com ênfase em zonas na proximidade e sob influência directa do efluente industrial. Neste trabalho são apresentados níveis de concentração de mercúrio em *Pomatoschistus microps* e na fracção fina dos sedimentos superficiais em três estações com diferentes níveis de contaminação ambiental; assim como concentrações de mercúrio em *Dicentrarchus labrax* na zona contaminada do Largo do Laranjo. Os resultados obtidos são enquadrados numa visão mais global, considerando trabalhos anteriormente publicados, para uma avaliação em termos de retrospectiva, presente e evolução futura da bioacumulação na Ria de Aveiro.

PALAVRAS CHAVE: *bioacumulação,biota, mercúrio, meio aquático, Pomatoschistus microps Ria de Aveiro*

INTRODUÇÃO

A contaminação com mercúrio a uma escala local, regional ou global tem sido cada vez mais estudada nos últimos anos pelo facto de o mercúrio e os diversos compostos de mercúrio serem persistentes, tóxicos, bioacumularem e por isso colocarem em risco o homem e os ecossistemas (KLJAKOVIC-GASPIC *et al.*, 2006).

Ao longo de uma cadeia trófica, o aumento da concentração de mercúrio total é acompanhado também por um aumento relativo da fracção de mercúrio que se apresenta na forma de mercúrio orgânico, em particular metilmercúrio (BLOOM, 1992; WIENER e SPRY, 1996; OLSSON *et al.*, 1998). No topo das cadeias tróficas, como por exemplo nos peixes, o metilmercúrio pode representar quase 100 % do mercúrio total (BLOOM, 1992; WIENER e SPRY, 1996).

As zonas estuarinas têm sido zonas preferenciais de industrialização e urbanização, não só pelas facilidades de transporte e de desenvolvimento, mas especialmente pela possibilidade de uma "diluição natural" e de descarga de resíduos (SPENCER, 2002).A contaminação com mercúrio da Ria de Aveiro, devido às descargas de um efluente industrial de uma fábrica de cloro e soda cáustica, situada no complexo industrial de Estarreja, tem sido salientada em vários estudos (ex. HALL *et al.*, 1985; LIMA, 1986; LUCAS *et al.*, 1986; HALL *et al.*, 1987; HALL *et al.*, 1988; PEREIRA *et al.*, 1995; ABREU, 1997; PEREIRA, 1997; PEREIRA *et al.*, 1998a; RAMALHOSA *et al.*, 2006a; ABREU *et al.*, 2000a; 2000b; ABREU, 2008; VÁLEGA, 2002; MONTERROSO *et al.*, 2003; PEREIRA *et al.*, 2006; 2008). Diversos trabalhos (HALL *et al.*, 1985; PEREIRA *et al.*, 1997; 1998a; 1998b; ABREU *et al.*, 1998; 2000a; 2000b; VÁLEGA, 2002; MONTERROSO *et al.*, 2003) têm apresentado dados sobre a distribuição de mercúrio na Ria de Aveiro em função do afastamento ao ponto de descarga industrial, no início do Esteiro de Estarreja. O Largo do Laranjo, que recebeu durante décadas o efluente da unidade industrial, foi considerado uma zona com problemas de contaminação ambiental. Na sequência destas descargas, estima-se que cerca de 90% das 27 toneladas de mercúrio acumuladas nas zonas mais contaminadas da Ria se encontram no Largo do Laranjo (PEREIRA, 1997; PEREIRA *et al.*, 1998a; 1998b), sendo necessárias dezenas de anos para que o ecossistema possa recuperar (ABREU, 1997; ABREU *et al.*, 1998). Na coluna de água, as concentrações de mercúrio observadas (RAMALHOSA, 2002; RAMALHOSA *et al.*, 2006b; PEREIRA *et al.*, 2009) são geralmente inferiores ao valor indicado pela Directiva 98/83/EC como limite máximo (1,0µg L^{-1}), apenas com algumas excepções junto à zona do Laranjo, próximo da fonte antropogénica (PEREIRA, 1997).

Os teores de mercúrio nos sedimentos superficiais próximos da descarga do efluente industrial apresentaram um pico com valores até 850 µg g^{-1} na década de 1980-1990) (HALL *et al.*, 1985), e um acentuado decréscimo para 200-450µg g^{-1} na década seguinte (PEREIRA, 1997); observando-se uma diminuição substancial na zona do Laranjo para cerca de 5 µg g^{-1} (PEREIRA, 1997) e apresentando um decréscimo progressivo para regiões ainda mais afastadas, com valores inferiores a 1 µg g^{-1} (PEREIRA, 1997; RAMALHOSA, *et al.*, 2006).

Estudos de modelação sobre a dispersão do mercurio ao longo do Esteiro de Estarreja (Abreu, 1997) apontam para uma diminuição geral das concentrações de mercúrio mas com migração das particulas mais contaminadas para jusante no sentido da restante zona lagunar da Ria de Aveiro (Figura 1) (Abreu, 1997). Uma informação mais detalhada sobre os dados obtidos pela modelação encontram-se publicados em ABREU (1997) onde são previstos pelo modelo mais de 100 anos para que todo o mercúrio depositado ao longo do Esteiro de Estarreja se transfira para o Largo do Laranjo.

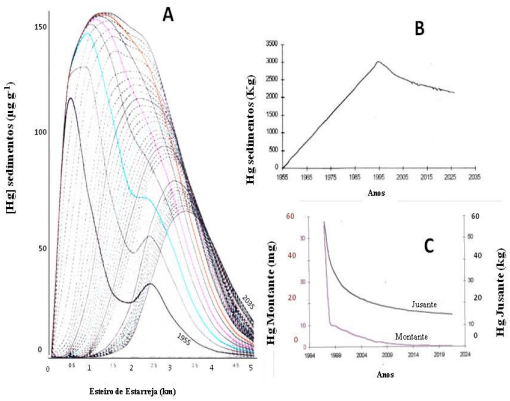


Figura 1: Modelação da dispersão de mercúrio no Esteiro de Estarreja, Ria de Aveiro: A- Evolução das concentrações de mercúrio nos sedimentos superficiais finos (<63µm) ao longo do Esteiro desde 1955 até 2035; B- Quantidade de mercúrio armazenado no Esteiro desde 1955 até 2025; e C- Qquantidade de mercúrio transferida para montante (Hg Montante) e para jusante (Hg Jusante) do Esteiro de Estarreja (adaptado de ABREU, 1997).

Será que o biota do meio aquático da Ria de Aveiro tem reflectido a evolução da contaminação ambiental?

Algumas espécies nativas como o góbideo *Pomatoschistus microps*, com uma ampla distribuição geográfica e com um habitat interagindo com os sedimentos superficiais são bons bioindicadores da contaminação ambiental. *P. microps* é uma espécie predadora intermédia, abundante na costa atlântica Portuguesa e os exemplares fêmeas conseguem atingir a maturidade com 3cm de comprimento standard (ARRUDA *et al*., 1993), podendo ocorrer um ou mais períodos de desova (ARRUDA *et al*., 1993; BOUCHEREAU e GUELORGET, 1997). Na fase adulta, os espécimes geralmente não excedem os 6 cm de comprimento mas representam uma base crucial na cadeia trófica das zonas costeiras.

No caso de *D. labrax* (uma das espécies predadoras mais estudadas neste ecossistema) as concentrações de mercúrio nos tecidos indicam que este apresenta uma contaminação diferenciada no ecossistema lagunar (ABREU *et al*., 2000a; 2000b: PATO *et al*., 2002), e com registos de concentrações de mercúrio em juvenis desde o período de maior descarga de mercúrio proveniente da fonte industrial (LUCAS *et al*., 1986).

Com a diminuição da descarga de mercúrio proveniente do efluente industrial, observada nas últimas três décadas, seria espectável que o biota reflectisse a diminuição do input de mercúrio. Será que os níveis de acumulação em *D. labrax* reflectem esse decréscimo?

Neste trabalho são apresentadas concentrações de mercúrio P. *microps* ao longo de um gradiente de contaminação na Ria de Aveiro, e de D. Labrax na zona contaminada do Largo do Laranjo. Os resultados obtidos são enquadrados numa visão mais global da bioacumulação na Ria de Aveiro considerando trabalhos anteriormente publicados sobre a bioacumulação de mercúrio para uma avaliação em termos de retrospectiva, presente e evolução futura.

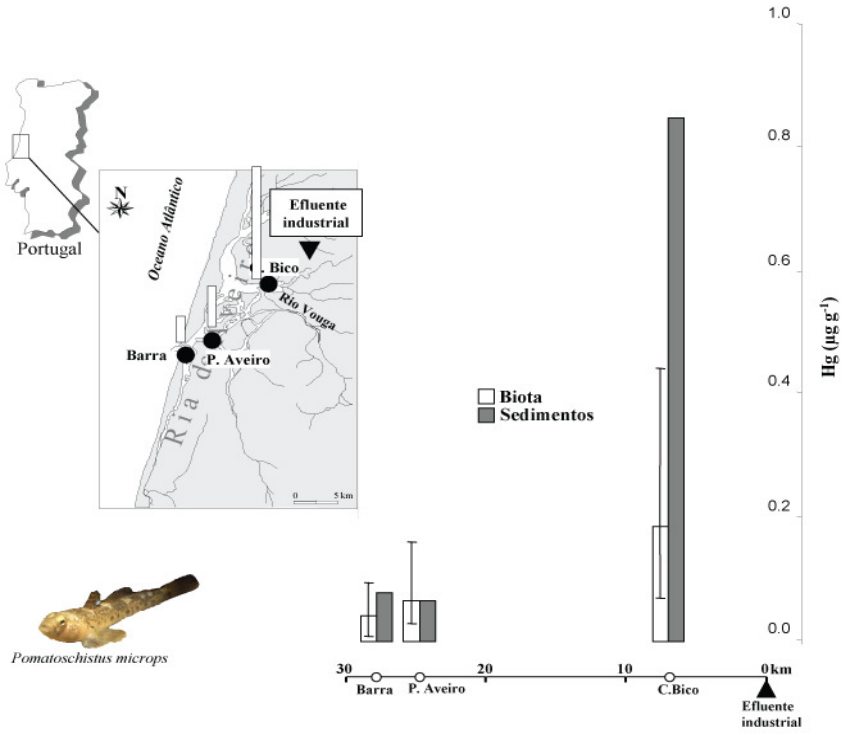


Figura 2: Concentrações de mercúrio em sedimentos superficiais finos (<63µm) e no biota *P. microps* na Ria de Aveiro (estações C. Bico, P. Aveiro e Barra, gradualmente afastadas da área mais contaminada).

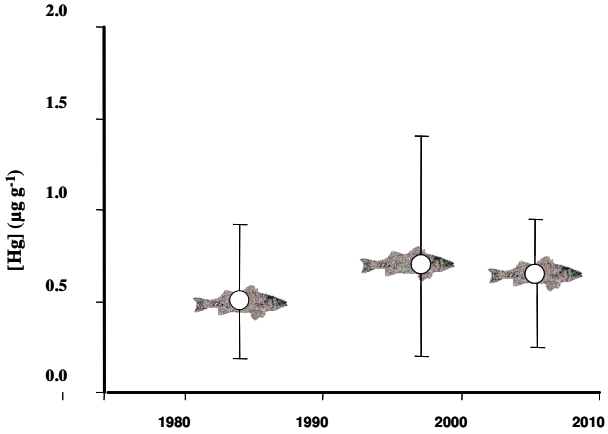


Figura 3: Comparação dos níveis de mercúrio (mínimo, média e máximo) em juvenis de D. labrax capturados no Laranjo em 1984-1985 (LUCAS *et al*., 1986); 1996-1997 (ABREU *et al*., 2000b; PATO *et al*., 2002); e Setembro de 2006 (ABREU.,2008).

METODOLOGIA

Os espécimes de *P. microps* foram capturados com uma rede de cerco de malha fina (~5mm) em três estações (Cais do Bico, Porto de Aveiro e Barra) gradualmente afastadas do ponto de descarga do efluente industrial. No laboratório, os peixes foram dissecados e retiradas amostras de músculo que foram pesadas e subsequentemente liofilizadas. Paralelamente, foram recolhidas amostras de sedimentos superficiais, posteriormente liofilizadas e crivadas para separação granulométrica. A quantificação de mercúrio foi efectuada na fracção fina (<63µm).

Os espécimes de *D. labrax* foram capturados no Largo do Laranjo com uma rede de arrasto tradicional (chincha). Os dados obtidos foram comparados com os resultados apresentados em estudos interiores, para conhecimento do padrão de evolução dos níveis de mercúrio nesta espécie e perspectiva de evolução futura da bioacumulação na Ria de Aveiro.

A determinação de mercúrio foi efectuada por espectrometria de absorção atómica com pirólise da matriz (sem tratamento prévio) (AMA254, LECO). O controlo de qualidade foi verificado mediante análise de replicados de brancos e pela quantificação de mercúrio em materiais de referência: Sedimento estuarino CRM277 (1,77$\pm$0,03 µg Hg g^{-1}), Hepatopâncreas TORT-2 (0,27 $\pm$0,06 µg Hg g^{-1}) e Tuna CRM 463(2,85$\pm$0,08 µg Hg g^{-1}), com variação inferior a 5,6%, entre os valores obtidos e os valores certificados.

CONTAMINAÇÃO NOS SEDIMENTOS E BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO

A Figura 2 apresenta as concentrações de mercúrio nos sedimentos superficiais (fracção fina; <63µm) e as concentrações de mercúrio em *P. microps* no ecossistema estuarino da Ria de Aveiro em três estações gradualmente afastadas do ponto de descarga do efluente industrial (Cais do Bico, Porto de Aveiro e Barra). Os sedimentos superficiais de granulometria fina apresentam concentrações de mercúrio com máximos (0,85µg g^{-1}) no Cais do Bico. As estações Porto de Aveiro e Barra apresentam níveis de mercúrio cerca de 10 vezes inferiores (ABREU, 2008), com níveis de acordo com a generalidade dos sedimentos na Europa (<0,1µg g^{-1}). Deste modo, a distribuição geográfica dos níveis de mercúrio na fracção fina dos sedimentos superficiais mantém um padrão de decrescimo em relação à fonte antropogénica.

As concentrações de mercúrio mais elevadas em *P. microps* foram obtidas nos peixes capturados no Cais do Bico (nas imediações do Largo do Laranjo) com maior proximidade ao local de descarga do efluente industrial, observando-se uma diminuição com o afastamento à fonte de contaminação. A acumulação de mercúrio em *P. microps* apresenta uma relação directa com o gradiente de contaminação ambiental, tendo como base a contaminação de mercúrio nos sedimentos superficiais finos (<63µm).

Os primeiros trabalhos sobre a presença de mercúrio em biota da Ria de Aveiro incluindo teores de Hg em *D. labrax* datam de meados da década de 1980 (HALL *et al*., 1985; LUCAS *et al*., 1986; LIMA, 1986). A contaminação de mercúrio em biota tem revelado uma diminuição da acumulação com o afastamento à principal fonte antropogénica, tendência confirmada em trabalhos posteriores (ABREU *et al*., 2000a; 2000b; 2000c; PATO *et al*., 2002; PEREIRA *et al*., 2007, 2008, 2009). Na década de 1980-1990, as concentrações de mercúrio em robalos (*Dicentrarchus labrax*) juvenis (0,2 – 0,9 µg g^{-1}, peso fresco), enguias (*Anguilla anguilla*) (1,6 µg g^{-1}, peso fresco) e solhas (*Platichthys flesus*) (5,6 µg g^{-1}, peso fresco) capturadas no Largo do Laranjo indicaram teores de mercúrio elevados, enquanto solhas capturadas em locais mais afastados apresentaram concentrações inferiores (<1,0 µg g^{-1}, peso fresco) (LUCAS *et al*., 1986),. Posteriormente, a análise de mercúrio em caranguejos *Carcinus maenas* e robalos *D. labrax* (ABREU *et al*., 1998; 2000; PATO *et al*., 2002; PEREIRA *et al*., 2006) indicaram um padrão similar reflectindo a contaminação ambiental com o decréscimo em relação à fonte contaminante.

A Figura 3 apresenta a evolução dos níveis de mercúrio obtidos actualmente com os resultados publicados anteriormente (LUCAS *et al*., 1986; ABREU *et al*., 2000a; 2000b; PATO *et al*., 2002).

Apesar do decréscimo das descargas de mercúrio industrial (PEREIRA, 1997), as concentrações de mercúrio em espécimes (ainda) juvenis de *D. labrax* (Figura 3) se mantêm relativamente elevados (próximos do limite máximo 1,0 µg g^{-1}) na zona mais contaminada (Laranjo) (ABREU, 2008).

Sendo *D. labrax* uma espécie de elevada importância, nomeadamente na pesca artesanal e desportiva, o registo de valores relativamente elevados pode constituir um potencial risco. No entanto, esta ocorrência está confinada às zonas envolventes da área mais contaminada, em particular o Largo do Laranjo (ABREU *et al*., 2000b; ABREU, 2008).

EVOLUÇÃO DA BIOACUMULAÇÃO NA RIA DE AVEIRO

Os estudos realizados sobre a bioacumulação de mercúrio na Ria de Aveiro, nomeadamente os trabalhos realizados com *D. labrax* (ABREU *et al*., 2000a; 2000b: PATO *et al*., 2002); com *C. maenas* (ABREU *et al*., 2000c; PEREIRA *et al*., 2006); e com *P. microps* indicam que os teores de mercúrio em biota apresentam uma relação directa com a contaminação ambiental.

Por sua vez, as concentrações de mercúrio nos sedimentos superficiais ao longo do canal que recebe o efluente industrial (Esteiro de Estarreja) têm indicado uma diminuição geral no segmento inicial do esteiro próximo do ponto de descarga entre 3 a 20 vezes (PEREIRA, 1997; ABREU *et al*., 1998), desde valores entre 150 e 850 µg g^{-1} em 1984-85 (LUCAS *et al*., 1986), para concentrações entre 44 e 52 µg g^{-1} em 2007. No entanto, os sedimentos superficiais do canal ainda apresentam actualmente concentrações de mercúrio com máximos na fracção fina (~150µg g^{-1}) que excedem em cerca de 1500 vezes os níveis de base (<0,1µg g^{-1}) dos sedimentos na Europa.

Em termos de evolução futura, atendendo i) ao reduzido deslocamento do pico máximo e ii) ao mercúrio ainda residente e

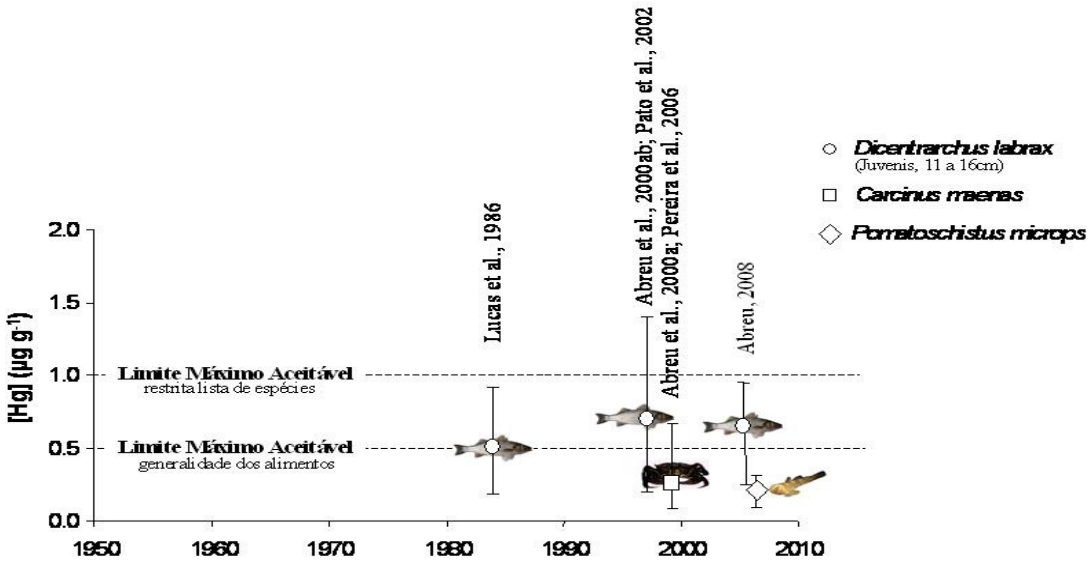


Figura 4: Evolução das concentrações de mercúrio em algumas das espécies estudadas naa Ria de Aveiro (adaptado de Abreu, 2008).

retido nos sedimentos superficiais do canal que recebeu a fonte antropogénica; o tempo de recuperação do ecossistema lagunar será previsivelmente mais lento que o estimado em anteriores estudos (ABREU, 1997; ABREU *et al*., 1998; 2008).

Ao nível das comunidades biológicas, em termos cronológicos não se tem verificado uma inequívoca diminuição da contaminação com mercúrio desde a data em que ocorreram os picos máximos de descarga de mercúrio (1980-1990).

Comparativamente aos trabalhos de LUCAS *et al*. (1986), e tendo como base a espécie *D. labrax* que é estudada em vários estudos posteriores (considerando amostras recolhidas no Largo do Laranjo e envolvendo peixes juvenis entre 11 a 16 cm de comprimento total), as concentrações de mercúrio em biota apresentam uma evolução inicial contrária ao sentido de descida da descarga do efluente industrial para a Ria de Aveiro, aparentando uma tendência de subida no final da década de 1990 e mantendo valores similares na actualidade. Tendo em consideração que os estudos realizados com cores de sedimentos (Pereira 1997; PEREIRA *et al*., 1998a; RAMALHOSA *et al*., 2006) e em anéis de crescimento de *Populus nigra* (ABREU *et al*., 2008) que apontavam a década de 1980-1990 como sendo o período máximo de descarga de mercúrio; então, a maior disponibilidade ambiental de mercúrio não foi traduzida numa maior biodisponibilidade resultante em concentrações elevadas de mercúrio no biota. Por este motivo, os resultados sugerem que a biodisponibilidade de mercúrio seria mais reduzida no período de maior descarga da fonte industrial e que o potencial de bioacumulação aumentou nos anos posteriores. Este facto poderia ser justificado pela actuação de processos de metilação, transformando progressivamente o mercúrio inorgânico da descarga industrial em compostos orgânicos de mercúrio com maior potencial de bioacumulação.

CONCLUSÃO

Na generalidade, os teores de mercúrio em biota indicam uma potencial recuperação do ecossistema, com valores de mercúrio que em geral não excedem o valor legislado (0,5 e 1,0 µg g^{-1}, consoante a espécie; OJEC, 2005). No entanto, a manutenção dos níveis de mercúrio em algumas espécies, mesmo após o acentuado decréscimo do input de mercúrio nas últimas três décadas, parece evidenciar uma maior biodisponibilidade do mercúrio actualmente armazenado no ecossistema. Sabendo que o mercúrio acumulado nos peixes (e em particular nas espécies predadoras) se encontra na forma de mercúrio orgânico, o incremento da biodisponibilidade sugere uma gradual metilação do mercúrio industrial proveniente das descargas. Na actualidade, apesar de uma aparente menor disponibilidade de mercúrio total, uma maior biodisponibilidade da fracção orgânica justificaria a manutenção dos níveis de concentração elevados, devido à maior taxa de acumulação das formas orgânicas de mercúrio no biota.

A problemática do mercúrio é actualmente considerada como uma poluição crónica e difusa de índole global que evoluiu de um conjunto de problemas de contaminação aguda e local. No entanto, é no conhecimento do padrão de contaminação, nomeadamente do registo histórico, dimensão actual e perspectivas de evolução futura, que poderá residir a chave dos processos de minimização e remediação conducentes à diminuição global da exposição ao mercúrio.

AGRADECIMENTOS

Ao CESAM e ao Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, pelo acolhimento e pela disponibilidade de meios para a realização do trabalho científico e à Fundação para a Ciência e a Tecnologia pela concessão da Bolsa SFRH / BPD / 45807 / 2008).

LITERATURA CITADA

ABREU S.N., 1997. Modelação da dispersão de mercúrio no Esteiro de Estarreja. Tese de Mestrado, Departamento de Química, Universidade de Aveiro, 90 pp.

ABREU S.N., PEREIRA M.E. AND DUARTE A.C., 1998. The use of a mathematical model to evaluate mercury accumulation in sediments and recovery time in a costal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Water, Science and Technology,* 37 (6-7), 33-38.

ABREU, S.N., PEREIRA E., VALE C. AND DUARTE A.C., 2000a. Acumulação de Mercúrio em robalo da Ria de Aveiro. *In*: A.

Duarte, C. Vale & R. Prego [eds], Estudos de bioquímica na Zona Costeira Ibérica, Universidade de Aveiro, 277-282.

ABREU S.N., PEREIRA E., VALE C. AND DUARTE A.C., 2000b. Accumulation of mercury in sea bass from a contaminated Lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 40(4), 293-297.

ABREU S.N., LOPES C., PEREIRA E., VALE C. AND DUARTE A.C., 2000c. Accumulation of mercury in the crab *Carcinus maenas* from areas of Ria de Aveiro with different contamination. *In*: Livro de Comunicações do 3º Congresso Ibérico de Contaminação e Toxicologia Ambiental (CICTA 2000), Universidade do Algarve, Faro, 179.

ABREU S.N., 2008. Bioacumulação e Dinâmica de Mercúrio em Ecossistemas Lagunares Costeiros. Tese de Doutoramento, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, 129 pp.

ABREU S.N., SOARES A.M.V.M., NOGUEIRA A. J. A., AND MORGADO F., 2008. Tree Rings, *Populus nigra* L., as Mercury Data Logger in Aquatic Environments: Case Study of an Historically Contaminated Environment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80, 294-299.

ARRUDA L.M., AZEVEDO J.A. AND NETO A.I., 1993. Abundance, Age-structure and growth, and Reproduction of Gobies (Pisces; Gobiidae) in the Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Est. Coast. Shelf Sci.*, 37, 509-523.

BLOOM N.S., 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Science*, 49, 1010-1017.

BOUCHEREAU J-L & GUELORGET, O., 1997. Comparison of the three Gobiidae (Teleostei) life history strategies over their geographical range. *Oceanologica Acta*, 21(3), 503-517.

HALL A., LUCAS M.F., CALDEIRA M.T. AND DUARTE A.C., 1985. Presença de mercúrio nos sedimentos da Ria de Aveiro, In: Actas das Jornadas da Ria de Aveiro, Poluição da Ria de Aveiro, Câmara Municipal de Aveiro, I, 103-125.

HALL A., DUARTE A.C., CALDEIRA M.T.M. & LUCAS M.F.B., 1987. Sources and sinks of mercury in the coastal lagoon of Aveiro, Portugal. *The Science of the Total Environment*, 64 (1-2), 75-87.

HALL A., DUARTE A.C., OLIVEIRA J.B. AND LUCAS M.F.B., 1988. Particulate mercury in the coastal area Off Aveiro, Portugal. In: M. Astruc & J. N. Lester [eds], Heavy Metals in the Hydrological Cycle. Publications Division, 507-518.

KLJAKOVIC-GASPIC Z., ODZAK N., UJEVIC I., ZVONARIC T., HORVAT M. AND BARIC, A., 2006. Biomonitoring of mercury in polluted coastal area using transplanted mussels. *The Science of the Total Environment*, 368 (1), 199-209.

LIMA C., 1986. Impacto da Poluição por Mercúrio nos Organismos Aquáticos da Ria de Aveiro. Relatório INIP-Lisboa, 66, pp. 27.

LUCAS M.F., CALDEIRA M.T., HALL A., DUARTE A.C AND LIMA C., 1986. Distribution of Mercury in the sediments and Fishes of the Lagoon of Aveiro, Portugal. *Water Science and Technology*, 18, 141-148.

MONTERROSO P., ABREU S.N., PEREIRA E., VALE C. AND DUARTE A.C., 2003. Estimation of Cu, Cd and Hg transported by plankton from a contaminated area (Ria de Aveiro), *Acta Oecologica*, 24(S1), S351-S357.

OJEC (OFFICIAL JOURNAL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES), 2005. Comission regulation (EC) No 78/2005 of 19 January 2005 amending Regulation (EC) No 466/2001 as regards heavy metals.

Olsson P., Kling P. and Hogstrand C., 1998. Mechanisms of heavy metal accumulation and toxicity in fish. *In*: W.L Langston & M.J. Bebianno [eds], Metal metabolism in aquatic environments, Chapman & Hall, London, 321-350.

PATO, P.; ABREU, S.; PEREIRA, E.; VALE, C. AND DUARTE, A.C., 2002. Níveis de mercúrio no músculo, fígado e conteúdo estomacal de robalo numa zona contaminada da Ria de Aveiro. 2002. *In*: PREGO, E.; DUARTE, A.; PANTELEITCHOUK, A. e SANTOS, T.R. (eds.), *Estudos sobre Contaminação Ambiental na Península Ibérica*, Instituto Piaget, pp. 231-237. ISBN: 972-771-621-0.

PEREIRA M.E., DUARTE A.C. AND MILLWARD G.E, 1995. Seasonal variability in mercury inputs into the Ria de Aveiro, Portugal. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29 (3-4), 291-296.

PEREIRA M.E., 1997. Distribuição, reactividade e transporte do mercúrio na Ria de Aveiro. Tese de Doutoramento, Departamento de Química, Universidade de Aveiro, 284 pp.

PEREIRA M.E., DUARTE A.C., MILLWARD G.E, ABREU S.N. AND REIS M.C., 1997. Distribution of mercury and other heavy metals in the Ria de Aveiro. *Quimica Analitica*, 16 [Suppl1], S31-S35.

PEREIRA M.E., DUARTE A.C, MILLWARD G.E. AND ABREU S.N., 1998a. Tidal export of particulate mercury from the most contaminated area of Aveiro's Lagoon, Portugal. *The Science of the Total Environment*, 213, 157-163.

PEREIRA M.E., DUARTE A.C, MILLWARD G.E., ABREU S.N. AND VALE C., 1998b. An estimation of industrial mercury stored in sediments of a confined area of the lagoon of Aveiro (Portugal). *Water Science and Technology*, 37 (6-7): 125-130

PEREIRA M.E., ABREU S.N., COELHO J.P., LOPES C.B., PARDAL M.A., VALE C., AND DUARTE A.C., 2006. Seasonal fluctuations of tissue mercury contents in the european shore crab Carcinus maenas from low and high contamination areas (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1450-1457.

PEREIRA M.E., ABREU S.N., COELHO J.P., PATO P., PARDAL M.A., AND DUARTE A.C., 2008. Influence of tidal resuspension on seston lithogenic and biogenic partitioning in shallow estuarine systems: Implications for sampling. *Marine Pollution Bulletin*, 56(2), 348-354.

PEREIRA M.E., LILLEBØ A. I., PATO P., VÁLEGA M., COELHO J.P., LOPES C.B., RODRIGUES S., CACHADA A., OTERO M., PARDAL M.A., AND DUARTE A.C., 2009. Mercury pollution in Ria de Aveiro (Portugal): a review of the system assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155, 39–49.

RAMALHOSA E., 2002. Mercúrio na Ria de Aveiro: associações, reactividade e especiação. Tese de Doutoramento, Departamento de Química, Universidade de Aveiro, 353 pp.

RAMALHOSA E., PATO P., MONTERROSO P., PEREIRA E., VALE C., AND DUARTE A.C., 2006a. Accumulation versus remobilization of mercury in sediments of a contaminated lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 353-356.

RAMALHOSA, E., SEGADE, S. R., PEREIRA, E., VALE, C., AND DUARTE, A.C., 2006b. Mercury cycling between the water column and surface sediments in a contaminated area. *Water Research*, *40*, 2893–2900.

SPENCER K.L., 2002. Spatial variability of metals in the inter-tidal sediments of the Medway Estuary, Kent, UK. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 933-944.

VÁLEGA M., 2002. Efeitos das plantas na acumulação de mercúrio em sedimentos de sapais. Tese de Mestrado, Departamento de Química, Universidade de Aveiro, 155 pp.

WIENER J.G. AND SPRY J.S., 1996. Toxicological significance of mercury in fresh water fish. In: W.N. Beyer, G.H. Heinz and A.W. Redmon-Norwood [eds], Environmental Contaminants in Wildlife - interpreting tissue concentrations, CRC Press

Mobilidade, Acumulação e Transformação de Mercúrio em Sapais

M. Valega [a], E. Pereira [a], M.A. Pardal [b] e A.C Duarte [a]
[a]CESAM, Departamento de Química, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
{mvalega, eduper, aduarte}@ua.pt
[b]CEF (Centro de Ecologia Funcional), Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra, 3001-401 Coimbra
mpardal@ci.uc.pt

SUMÁRIO

Tendo em conta a importância ecológica que os sapais desempenham no ecossistema e o conhecimento do elevado grau de contaminação da Ria de Aveiro com mercúrio, considerou-se necessário avaliar o papel destes biótopos no ciclo biogeoquímico do metal. As principais questões, que este trabalho pretende responder são: 1) Serão os sapais sistemas eficientes a reter mercúrio ou serão potenciais fontes deste metal para os ecossistemas adjacentes? 2) Serão os sapais sistemas onde ocorre transformação entre espécies químicas de mercúrio? De forma a conhecer melhor o ciclo biogeoquímico do mercúrio em sedimentos de sapal, vários aspectos foram abordados nomeadamente, a mobilidade do mercúrio em sedimentos e a sua potencial incorporação/retenção nas plantas e nos sedimentos, bem como a sua exportação para as áreas adjacentes e o papel das plantas na metilação de mercúrio. Paralelamente a estas questões, foram ainda avaliados os processos responsáveis pelo mecanismo de tolerância da H. portulacoides ao mercúrio e a utilização desta planta como biomonitor da contaminação com o metal. Os resultados permitiram verificar que as taxas de turnover da biomassa subterrânea são mais elevadas do que as da biomassa aérea, indicando uma maior mobilidade do mercúrio na rizosfera, e tendo em conta o pool de mercúrio encontrado na biomassa aérea, a exportação de macro detritos da planta não é significativa para o balanço de mercúrio na Ria. Os estudos de especiação de mercúrio sugerem que as plantas de sapal contribuem para a metilação do metal, tendo sido o metilmercúrio a única espécie orgânica de mercúrio detectada.

PALAVRAS CHAVE: *mercúrio, metilmercúrio, sapal, H. portulacoides*

INTRODUÇÃO

Desde a década de 80, a Ria de Aveiro tem vindo a ser objecto de estudo por parte de vários investigadores no que diz respeito à sua contaminação por mercúrio. Os primeiros estudos sobre contaminação por mercúrio da Ria de Aveiro surgiram na durante a década de 80 por HALL *et al*. (1985) e LUCAS *et al*. (1986) e apresentavam valores extremamente elevados de concentração de mercúrio nos sedimentos superficiais, especialmente na área compreendida entre o canal de Estarreja (Figura 1) (15 a 435 µg g^{-1}) e o Largo do Laranjo (10 a 100 µg g^{-1}) e valores significativamente mais baixos, fora dessa área, nomeadamente no Cais do Chegado (5 µg g^{-1}).

Devido à alteração do processo de fabrico de cloro e soda cáustica pela maior fonte de contaminação da Ria, estas concentrações foram diminuindo com o passar do tempo (ex. Pereira et al. (1998), Ramalhosa et al. (2001), Micaelo et al (2003); contudo os valores permanecem até à data elevados levando a que este sistema costeiro seja considerado como o mais contaminado a nível nacional (Válega et al., 2008). Apesar da redução significativa das descargas de mercúrio no ambiente resultante da legislação, o mercúrio retido nos sedimentos representa um problema devido à sua potencial libertação. Uma vez libertado para a coluna de água facilmente é bioamplificado na cadeia trófica, sendo o Homem o último alvo e estando como tal sujeito a elevadas concentrações de mercúrio, especialmente em áreas onde os peixes e seus derivados são os principais componentes da dieta alimentar (Farago, 2000, Wiener et al., 2003). Mesmo em pequenas quantidades, a bioacumulação de mercúrio na cadeia alimentar pode conduzir a níveis considerados não seguros no peixe para consumo humano (Wiener et al., 2003).

Todas as formas de mercúrio são tóxicas, contudo são as formas de mercúrio orgânicos que despertam maior preocupação devido à sua elevada toxicidade. As transformações que o mercúrio pode sofrer no ambiente, constituem uma questão central de qualquer problema de contaminação com este metal. A conversão do mercúrio inorgânico em metilmercúrio é designada por metilação e é considerada a transformação mais significativa do ponto de vista toxicológico, devido à maior a biodisponibilidade destes compostos para animais e humanos (WIENER *et al*., 2003). Este processo ocorre preferencialmente no ambiente aquático do que no ambiente terrestre (WIENER *et al*., 2003) e é maior em ambientes marinhos que em sistemas de água doce (KONGCHUM *et al*., 2006). O metilmercúrio é a espécie mais comum de mercúrio orgânico na circulação ambiental (WIENER *et al*., 2003).

As raízes das plantas originam um conjunto de alterações no ambiente químico dos sedimentos em redor, sendo as mais relevantes a alteração de pH, de potencial redox, do teor de matéria orgânica e da actividade microbiológica na rizosfera, levando a alterações na biodisponibilidade dos metais. Geralmente, os sedimentos são anóxicos imediatamente abaixo da camada superficial, devido ao rápido consumo do oxigénio na oxidação microbiana da matéria orgânica, bem como às baixas taxas de difusão deste elemento nos sedimentos; porém, a presença de plantas nos sedimentos cria um ambiente óxico na rizosfera, podendo haver mobilização de metais nos sedimentos, em particular os que formam sulfuretos metálicos, como é o caso do mercúrio.

O número de estudos que reportam a contaminação de sapais com metais é elevado (por exemplo CUNDY *et al.*, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2006; CAETANO *et al.*, 2008.), no entanto o número de estudos relacionados com a acumulação do mercúrio e, especialmente, a metilação de mercúrio em sapais é reduzido. A maioria dos estudos de mercúrio em sapais refere apenas as concentrações de mercúrio total em sedimentos (HUNG e CHMURA,

2006) e raízes e a sua translocação para a parte aérea. Embora os sapais tenham sido apontados como locais privilegiados para a metilação de mercúrio (GALLOWAY e BRANFIREUN, 2004; HOLMES e LEAN, 2006; GOULET *et al.*, 2007; HALL *et al.*, 2008), poucos estudos têm sido realizados para avaliar a metilação do mercúrio nestes ecossistemas (HELLER e WEBER, 1998; KONGCHUM *et al.*, 2006; CANÁRIO *et al.*, 2007).

As elevadas concentrações de mercúrio nos sedimentos da Ria de Aveiro, mais especificamente na região do Largo do Laranjo (Figura 1), fazem aumentar as preocupações quer a nível de bioacumulação de mercúrio por partes das plantas e a sua potencial transformação em espécies orgânicas e exportação para os sistemas circundantes. Estarão as plantas a contribuir para a retenção de mercúrio de forma eficiente? Ou a contribuir para o aumento de espécies mais tóxicas do metal?

METODOLOGIA

Amostragem

Ao contrário da fauna associada aos sapais, a flora é pouco diversificada. Deste modo, o coberto vegetal de um sapal pode ser considerado como a sua assinatura biológica. A escolha da espécie em estudo recaiu sobre a *Halimione portulacoides,* uma vez que esta desempenha um papel importante na cobertura florística dos sapais da Ria de Aveiro, bem como do resto da Europa. De facto, esta espécie é conhecida como sendo uma das mais abundantes e uma das mais produtivas (BOUCHARD *et al*., 1998). Para além da sua abundância e ciclo de vida perene, esta espécie demonstrou ser um bom biomonitor em estudos realizados em vários sapais ao longo da costa portuguesa, sendo a sua principal estratégia de tolerância ao mercúrio a sua imobilização nas paredes celulares, tendo sido contudo demonstrado, em menor escala, o sequestro intracelular por fitoquelatinas.

A translocação do mercúrio na planta e a dinâmica do mercúrio entre a planta e os sedimentos foi acompanhada durante um ano no sapal do Largo do Laranjo (Figura 1), tendo-se para isso procedido à recolha bimensal de biomassa (aérea e subterrânea) e de sedimentos (colonizados e não colonizados). A parte aérea da planta foi amostrada ao nível do solo em quadrados de 50 cm (n = 3) e os sedimentos recolhidos (Ø=7 cm e 15 cm de profundidade) seccionados em camadas de 5 cm. Para os estudos de metilação os cores de sedimentos foram seccionados em camadas mais finas (1 cm) e a amostragem realizada durante a época quente (Verão), uma vez que a metilação biótica parece ser favorecida nesta altura do ano (ULLRICH *et al*., 2001).

Tratamento das amostras

Imediatamente após a recolha, os sedimentos foram transferidos para sacos de polietileno e transportados para o laboratório sob condições de refrigeração. Os sedimentos foram homogeneizados, liofilizados e peneirados manualmente (1 mm). Todas as análises realizadas em sedimentos colonizados foram realizadas em sedimentos previamente limpos de raízes.

A biomassa subterrânea foi cuidadosamente separada das partículas de sedimentos com um fluxo moderado de água usando um peneiro (250 μm) e posteriormente lavada com água ultra pura. A biomassa aérea foi cuidadosamente separada nas respectivas partes e lavada com água ultra pura. Qualquer tipo de material aderente às superfícies externas, tais como epífitas foi removido por escovagem moderada. Posteriormente a biomassa foi seca em estufa a 45-60°C, até atingir um peso constante e homogeneizada para posterior análise.

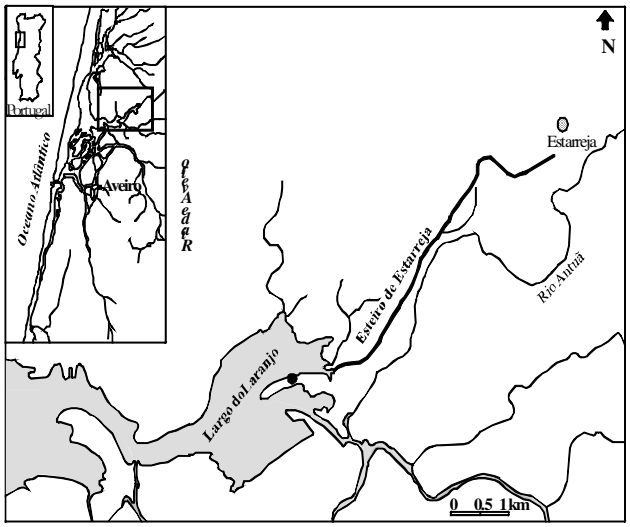


Figura 1: Mapa do local de amostragem.

Controle de qualidade

A exactidão e precisão dos métodos analíticos usados nas determinações de mercúrio foram avaliadas usando materiais de referência consoante a matriz em análise (IAEA 356, PACS 2, Mess 3 - sedimentos marinhos e BCR 60 - plantas aquáticas); porém devido à falta de materiais de referência certificados para análise de metilmercúrio em plantas de sapal, procedeu-se ao uso de *spikes* de padrão de metilmercúrio tendo sido avaliadas as recuperações. A precisão das análises efectuadas nos materiais de referência foi comparada com a dos ensaios de certificação, aplicando o teste F às variâncias das determinações. Para verificar se as concentrações dos materiais de referência diferiam de forma significativa dos valores certificados foi aplicado o teste *t* de Student (MILLER e MILLER, 2000).

Análise de mercúrio total e metilmercúrio

As concentrações de mercúrio total nos sedimentos e na biomassa foram determinadas directamente por espectrofotometria de absorção atómica (AAS) com decomposição térmica das amostras, utilizando o analisador de mercúrio LECO AMA-254, de acordo com o método proposto por COSTLEY *et al*. (2000). A recuperação dos materiais de referência certificados variou entre 94-110%, 97-107%, 90-95% para o PACS 2, Mess 3 e BCR 60, respectivamente. O metilmercúrio foi extraído dos sedimentos e da biomassa de acordo com o método proposto por CAI *et al.* (1997), separado por cromatografia gasosa e posteriormente detectado por fluorescência atómica (GC-AFS). A exactidão e a precisão da metodologia analítica foi assegurada usando materiais de referência certificados, CRM-580 (sedimentos estuarinos) e no caso da biomassa recorreu-se à adição de *spikes* de metilmercúrio às amostras. As taxas de recuperação variaram entre 73-91% para os sedimentos e 100-105% para a biomassa da planta.

RESULTADOS

O acompanhamento anual da planta permitiu verificar que o maior incremento da biomassa ocorre no final da Primavera e início do Verão, decrescendo gradualmente até ao final do inverno.

A maior produção de biomassa aérea foi registada no Verão, por volta de Julho (1,8 Kg m^{-2} ano^{-1}, peso seco), que corresponde ao período de floração, enquanto a menor foi observada no inverno

(978 g m^{-2} ano^{-1}, peso seco). O máximo de biomassa subterrânea foi observado também durante o Verão (4,8 Kg m^{-2} ano^{-1}, peso seco) e o mínimo durante o Outono (2,8 Kg m^{-2} ano^{-1}, peso seco).

Em relação às concentrações de mercúrio total na biomassa aérea (Figura 2), estas foram maiores no início da Primavera (0,10 µg g^{-1}) e menores no final da Primavera, inicio do Verão (0,04 µg g^{-1}), correspondentes aos valores de maior incremento na biomassa. Na biomassa subterrânea (Figura 3) as concentrações de mercúrio foram comparativamente mais elevadas, variando entre 6,0 e 61,1 µg g^{-1}.

As concentrações de mercúrio total nos sedimentos colonizados apresentaram diferenças significativas entre as diferentes camadas (P <0,05), tendo sido registadas as concentrações mais elevadas de mercúrio (19,1 ± 5,6 mg kg^{-1}) nas camadas mais profundas (10-15 cm) (Figura 4). Nas camadas mais superficiais (0-5 e 5-10 cm), as concentrações de mercúrio foram semelhantes (8,2 ± 1,4 mg kg^{-1}).

As concentrações de mercúrio em sedimentos não colonizados são menores do que as registadas em sedimentos com vegetação, variando entre 6,6 ± 2,2 mg kg^{-1} e 9,7 ± 2,4 mg kg^{-1} de 0-10 e 10-15 cm, respectivamente.

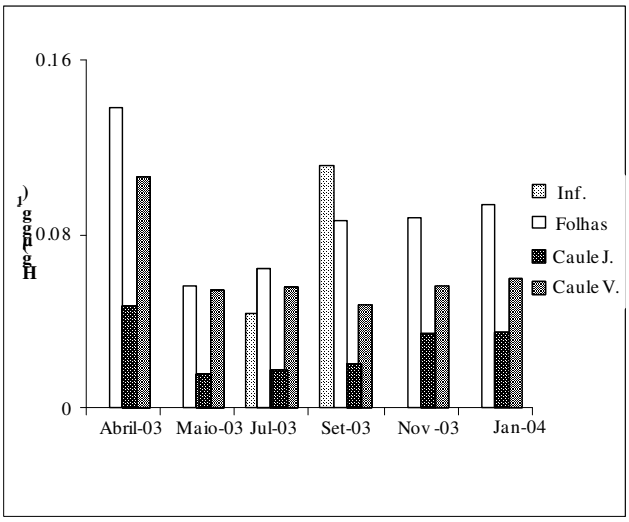


Figura 2: Concentração de mercúrio total na biomassa aérea.

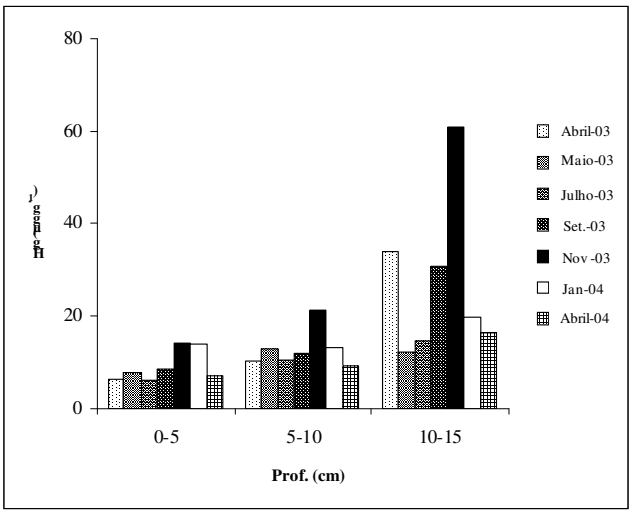


Figura 3: Concentração de mercúrio total na biomassa subterrânea.

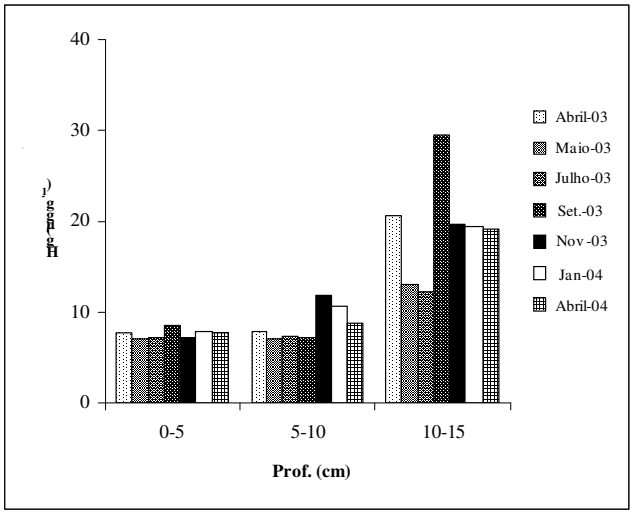


Figura 4: Concentração de mercúrio total nos sedimentos colonizados.

Em relação à metilação de mercúrio verificou-se que o metilmercúrio foi a única espécie orgânica de mercúrio encontrada quer na biomassa da *H. portulacoides* quer nos sedimentos. Na biomassa aérea as concentrações de metilmercúrio nos caules e raízes foram 4,4 ng g-1 e 73 ng g^{-1}, respectivamente. Nos sedimentos colonizados as concentrações variaram entre 16 e 56 ng g^{-1}, enquanto nos sedimentos não colonizados os valores foram consideravelmente mais baixos entre 1,2 e 15 ng g^{-1} (Figura 5). As concentrações de metilmercúrio representam apenas uma pequena percentagem (<1%) da concentração do mercúrio total.

DISCUSSÃO

Como consequência dos padrões de bioacumulação de mercúrio na *H. portulacoides* os *pools* de mercúrio na biomassa aérea são claramente inferiores (valor máximo: 0,16 mg m^{-2}) do que aqueles calculados para a biomassa subterrânea (valor máximo: 102 mg m^{-2}), e que por sua vez correspondem a apenas 4-13% do *pool* de mercúrio dos sedimentos. O *pool* de mercúrio acumulado pela *H. portulacoides* é muito menor na biomassa aérea (0,1%) do que na biomassa subterrânea.

Anualmente, a bioacumulação de mercúrio pela biomassa aérea *H. portulacoides* é claramente inferior (0,11 mg m^{-2} ano^{-1}) à estimada para a biomassa subterrânea (72 mg m^{-2} ano^{-1}). Tendo em conta os valores de mercúrio bioacumulado, cerca de 0,051 mg m^{-2} ano^{-1} de mercúrio podem ser exportados para o sistema adjacente sob a forma de macro-detritos.

Apesar das concentrações baixas de mercúrio total na biomassa aérea, nos caules a percentagem de metilmercúrio chega aos 17%, enquanto que nas raízes representa apenas 0,5% O facto de a espécie ser perene restringe a exportação de mercúrio do sapal para o sistema adjacente, contudo uma elevada percentagem da halófita (46%) é perdida durante um ano e transformado em necromassa. Tendo em conta que o mercúrio nas folhas encontra-se predominantemente associado ao citosol (VÁLEGA *et al.*, 2009), este pode ser lixiviado durante a primeira fase de decomposição da planta, tornando-se novamente disponível para os organismos aquáticos.

Os resultados obtidos apoiam a teoria de que a presença de plantas de sapal promove as condições para a metilação de

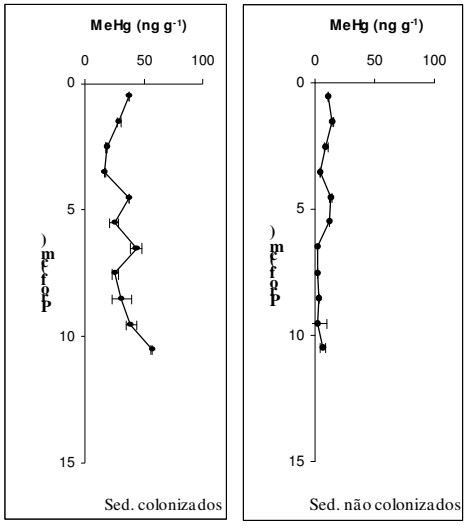


Figura 5: Concentração de metilmercúrio nos sedimentos.

mercúrio nos sedimentos colonizados face às concentrações obtidas nos sedimentos sem plantas.

CONCLUSÃO

No sapal do Largo do Laranjo a mobilidade do mercúrio ocorre essencialmente na rizosfera, sendo uma pequena percentagem bioacumulada sob a forma de metilmercúrio. Apesar das concentrações de mercúrio total na biomassa serem baixas, cerca de 17% corresponde a metilmercúrio, o qual pode eventualmente ficar disponível na coluna de água, logo após as primeiras etapas de decomposição da planta. Durante o ciclo de vida da planta, o mercúrio bioacumulado acaba por ser "diluído" durante o final da Primavera e durante o Verão devido ao incremento da biomassa aérea.

Uma das principais questões em torno de um sapal contaminado é a sua classificação como sorvedor ou fonte para um elemento específico. Se por um lado sedimentos do sapal do Largo do Laranjo são capazes de imobilizar o mercúrio nos sedimentos e na biomassa da planta, acabando por contribuir para a sua fitoestabilização, por outro lado, eles actuam como transformadores de espécies inorgânicas de mercúrio em espécies orgânicas mais tóxicas. Sendo um ecossistema vulnerável, os sapais devem ser monitorizados de forma a avaliar os riscos que a sucessão ecológica dos sapais pode alterar.

LITERATURA CITADA

ALMEIDA, C.M.R.; MUCHA, A.P., and VASCONCELOS, M.T.S.D., 2006. Variability of metals contents in the sea rush *Juncus maritimus*- estuarine sediments system through one year of plant's life. *Marine Environmental Research*, 61, 424-438.

BOUCHARD, V.; CREACH, V.; LEFEUVRE, J.C.; BERTRU, G., and Mariotti, A., 1998. Fate of plant detritus in a European salt marsh dominated by *Atriplex portulacoides* (L.) Aellen. *Hydrobiologia*, 373(37), 75-87.

CAETANO, M.; VALE, C.; CESÁRIO, R., and FONSECA, N., 2008. Evidence for preferential depths of metal retention in roots of salt marsh plants. *Science of the Total Environment*, 390, 466-474.

CANÁRIO, J.; CAETANO, M.; VALE, C., and CESÁRIO, R., 2007. Evidence for elevated production of methylmercury in salt marsh. *Environmental Science and Technology*, 41, 7376-7382.

COSTLEY, C.; MOSSOP, K.; DEAN, J.; GARDEN, L.; MARSHALL, J., and CARROLL, J., 2000. Determination of mercury in environmental and biological samples using pyrolysis atomic absorption spectrometry with gold amalgamation. *Analytica Chimica*, 405,179-183.

CUNDY, A.B.; HOPKINSON, L.; LAFITE, R.; SPENCER, K.; TAYLOR, J.Á.; OUDDANE, B.; HEPPELL, C.M.; CAREY, P.J.; CHARMAN, R.; SHELL, D., and ULLYOTT, S. 2005. Heavy metal distribution and accumulation in two Spartina sp.- dominated macrotidal salt marshes from the Seine estuary (France) and the Medway estuary (UK). *Applied Geochemistry*, 20, 1195-1208.

GALLOWAY, M.E., and BRANFIREUN, B.A., 2004. Mercury dynamics of a temperate forested wetland, *Science of the Total Environment*, 325, 239-254.

GOULET, R.R.; HOLMES, J.; PAGE, B.; POISSANT, L.; SICILIANO, S.D.; LEAN, D.R.S.; WANG, F.; AMYOT, M., and TESSIER, A., 2007. Mercury transformations and fluxes in sediments of a riverine wetland. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 71, 3393-3406.

HALL, A.; LUCAS, M.F.; CALDEIRA, M.T., and DUARTE, A.C., 1985. Presença de mercúrio nos sedimentos da Ria de Aveiro. *Jornadas da Ria de Aveiro*, Vol. I- Poluição da Ria de Aveiro.

HELLER, A.A., and WEBER, J.H. 1998. Seasonal study of speciation of mercury (II) and monomethylmercury in *Spartina alterniflora* from the great Bay estuary, N.H. *Science of the Total Environment*, 221,181-188.

HOLMES, J., and LEAN, D., 2006. Factors that influence methylmercury flux rates from wetland sediments, *Science of the Total Environment*, 368, 306-319.

HUNG, G.A., and CHMURA, G.L., 2006. Mercury accumulation in surface sediments of salt marshes of the Bay of Fundy. *Environmental Pollution*, 142, 418-431.

KONGCHUM, M.; DEVAI, I.; DELAUNE, R.D., and JUGSUJINDA, A., 2006. Total mercury and methylmercury in freshwater and salt marsh soils of the Mississippi river deltaic plain. *Chemosphere*, 63, 1300-1303.

LUCAS, M.F.; CALDEIRA, M.T.; HALL, A.; DUARTE, A.C., and LIMA, C., 1986. Distribution of mercury in the sediments and fishes of the lagoon of Aveiro, Portugal. *Water Science and Technology*, 18,141-148.

MICAELO, C.; VÁLEGA, M.; VALE, C.; PEREIRA, E.; DUARTE, A., and CAÇADOR, I., 2003. Evidence for concentration of anthropogenic mercury in salt marsh sediments. *Ciencias Marinas* 29(4), 447–456.

MILLER, J.C., and MILLER, J.N., 1981. *Statistics for Analytical Chemistry*. Chichester, West Sussex: Ellis Horwood PTR Prentice Hall, 233p

PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C.; MILLWARD, G.E.; VALE, C., and ABREU, S.N., 1998. Tidal export of particulate mercury from the most contaminated area of Aveiro's lagoon, Portugal. *Science of the Total Environment*, 213,157-163.

RAMALHOSA, E.; MONTERROSO, P.; ABREU, S.; PEREIRA, E.; VALE, C., and DUARTE, A.C., 2001. Storage and export f mercury from a contaminated bay (Ria de Aveiro, Portugal). *Wetlands Ecology and Management,* 9, 311-316.

ULLRICH, S.M.; TANTON, T.W., and ABDRASHITOVA, S.A., 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(3), 241-293.

VÁLEGA, M.; LILLEBØ, A.I.; PEREIRA, M.E.;CAÇADOR, I.; DUARTE, A.C., and PARDAL, M.A., 2008. Mercury in salt marshes

ecosystems: *Halimione portulacoides* as biomonitor. *Chemosphere,* 73, 1224–1229.

VÁLEGA, M.; LIMA, A.I.G.; FIGUEIRA, E.M.A.P.; PEREIRA, E.; PARDAL, M.A., and DUARTE, A.C., 2009. Mercury intracellular partitioning and chelation in a salt marsh plant, *Halimione portulacoides* (L.) Aellen: strategies underlying tolerance in environmental exposures. *Chemosphere*, 74, 530-536.

WIENER, J.G.; KRABBENHOFT, D.P.; HEINZA, G.H., and SCHEUHAMMER, A.M., 2003. Handbook of ecotoxicology. *In*: HOFFMAN, D.J. *et al*. (ed), *Ecotoxicology of mercury.* Boca Raton-Florida. CRC Press.

Modelação Numérica da Pluma Estuarina da Ria de Aveiro: Estudo Preliminar

R. Mendes [a], N. Vaz [a] e J.M. Dias [a]
[a] CESAM, Dept. Física, Universidade de Aveiro,
3810-193 Aveiro, Portugal
{rpsm, nuno.vaz, joao.dias}@ua.pt

SUMÁRIO

Este trabalho tem como objectivo principal o estudo da pluma estuarina da Ria de Aveiro, sendo realizada a sua avaliação qualitativa para 3 cenários de caudal fluvial (considerando a totalidade das descargas fluviais para a laguna): típico, extremos máximo e mínimo, para os meses de Janeiro. Este estudo foi efectuado utilizando o modelo numérico de volumes finitos, Mohid, com uma abordagem baseada na utilização de modelos aninhados, tendo sido criados dois domínios: um 2D, que compreende toda a região entre Marrocos e o Golfo da Biscaia, com uma resolução variável (0.02º-0.04º) e forçado por um modelo global de maré; um 3D de maior resolução (0.01º), incluindo a região entre a Figueira da Foz e Caminha. A descarga da Ria de Aveiro é imposta como condição de fronteira neste segundo domínio. Esta é quantificada em termos de volume de água e de outras propriedades através de uma aplicação 2D do Mohid à Ria de Aveiro, previamente calibrada e validada (hidrodinâmica e transporte). Os resultados das simulações para a zona costeira adjacente à Ria mostram padrões semelhantes aos observados em imagens de satélite obtidas pelo sensor TM-Landsat7 à superfície, para um cenário de caudal fluvial intenso. Nas simulações com caudais máximos a pluma expande-se até cerca de 25 km da embocadura da laguna, apresentando uma forma côncava em frente à mesma. A pluma é posteriormente advectada para a direita (efeito de Coriolis) e após o estabelecimento do equilíbrio geostrófico é transportada para Norte. Para os caudais típicos os resultados têm padrões semelhantes, mas menos acentuados. No caso das simulações para o caudal mínimo a pluma é inexistente.

PALAVRAS CHAVE: *Pluma estuarina, Modelo Numérico, Landsat7, Caudal fluvial*

INTRODUÇÃO

A dinâmica estuarina é determinada a uma complexa interacção entre diversos forçamentos, entre eles a maré, o caudal fluvial, as ondas de superfície e variáveis meteorológicas. Normalmente, o estudo de processos costeiros é realizado de forma independente para a zona estuarina e para a zona costeira adjacente. Este trabalho visa um estudo integrado da resposta de um sistema estuário-costa aos seus forçamentos hidrodinâmicos.

As plumas estuarinas são fluxos de água de menor densidade que se propagam para as águas oceânicas adjacentes (mais salinas), produzindo uma circulação na camada superficial para o largo durante as situações de vazante. Caracterizam-se normalmente por apresentarem uma estrutura côncava radial, podendo a sua forma variar devido a diversos factores: diferenças entre propriedades da água do oceano e da descarga estuarina; variações batimétricas; e factores meteorológicos, em particular a direcção e intensidade do vento.

Nos últimos anos, o estudo da propagação de plumas estuarinas tem merecido particular atenção da comunidade científica internacional: GARVINE (1987) desenvolveu um modelo clássico que permitiu o estudo da dinâmica das plumas, considerando o balanço entre as forças de impulsão e o efeito de Coriolis. Mais recentemente, YANKOVSKY e CHAPMAN (1997) incorporaram a estrutura concava radial (bojo) no seu trabalho de modelação numérica e distinguiram as plumas advectadas à superfície das plumas que são advectadas com influência do fundo oceânico. HETLAND (2005) decompôs o sistema estuarino em três componentes: o estuário propriamente dito e as plumas de campo próximo e afastado.

Estudo laboratoriais e de modelação permitiram uma caracterização mais detalhada da estrutura do bojo (FONG e GYER, 2001). Outros ainda revelaram como o forçamento dos ventos locais (WHITNEY e GARVINE, 2005) e o efeito das marés (GUO e VALLE-LEVINSON, 2007) afectam a dinâmica das plumas estuarinas. CHAO (1988) e MARSALEIX *et al.* (1998) demonstraram que a topografia da plataforma continental também tem um papel determinante na evolução das plumas estuarinas. Por exemplo, a presença de um canhão submarino ao largo da embocadura de um estuário poderá levar à formação de ondas costeiras aprisionadas, que alteram as características da pluma estuarina (WEAVER E HSIEH, 1987).

Algumas investigações nas costas setentrionais de Portugal e da Galiza revelaram importantes características da resposta do sistema estuário-costa aos forçamentos de vento e de descargas fluviais. Os trabalhos de SANTOS *et al.* (2004) e RIBEIRO *et al.* (2005) evidenciam a influência dos fluxos de águas menos densas provenientes dos rios, combinados com uma corrente mais salina e quente em direcção ao Pólo, na circulação costeira durante o Outono. OTERO *et al.* (2010) demonstraram o papel importante dos ventos ao longo da costa na contracção – fenómenos de afundamento costeiro – ou no alargamento da pluma costeira para o largo – fenómenos de afloramento costeiro.

Para a Ria de Aveiro foram identificados na literatura dois trabalhos que se relacionam directamente com a pluma estuarina proveniente da laguna. SILVA *et al.* (2001) caracterizou o transporte e dispersão da pluma através de fotografias aéreas e observações. Os resultados mostram que durante um período de vazante em Novembro de 1998, com um vento moderado de Sul, a pluma estuarina se estendeu por uma distância de 5000 m, desde a embocadura até ao limite visível de turbulência na água. Numa outra observação em Março de 2000, também num período de vazante mas com vento moderado de Norte, a pluma atingiu uma

distância de 6000m. Num estudo posterior, SILVA *et al.* (2006) simularam os padrões de circulação na zona costeira próxima à Ria de Aveiro com um modelo oceânico numérico, tendo estudado diferentes cenários com diferentes regimes de vento e condições de maré. Para delimitar o domínio oceânico de influência da Ria de Aveiro e para identificar padrões de circulação residual na zona costeira, utilizaram técnicas lagrangeanas. Durante os cenários sem vento e no período de vazante, o fluxo consiste num jacto que se estende alguns quilómetros para o largo. Devido a acção da força de Coriolis as trajectórias das partículas são desviadas no sentido horário à saída da embocadura. A distância máxima atingida pelas partículas foi de 7 km, durante uma maré viva, e de 3 km durante uma maré morta.

O principal objectivo deste trabalho é apresentar uma análise qualitativa preliminar do comportamento da pluma estuarina da Ria de Aveiro durante descargas fluviais típicas e extremas, para o mês de Janeiro.

De forma a modelar a propagação da pluma estuarina foi necessária a construção de um malha numérica da Ria de Aveiro com dados de batimetria o mais actualizados possíveis. Efectuou-se a imprescindível calibração e validação do modelo numérico Mohid (módulo hidrodinâmico e de transporte no modo 2D) e implementou-se a metodologia de modelos aninhados para acoplar os resultados da Ria de Aveiro ao modelo da zona costeira. Por fim, com recurso a uma imagem de detecção remota proveniente do sensor ETM+ do satélite LANDSAT7 analisaram-se os resultados das modelações de forma qualitativa.

ÁREA DE ESTUDO

A Ria de Aveiro (Figura 1) é uma laguna costeira de águas pouco profundas caracterizada por uma complexa rede de canais. Localiza-se no litoral Norte de Portugal, estando integrada na bacia hidrográfica do rio Vouga. A sua área varia entre 83 km^2 (preia-mar) e 66 km^2 (baixa-mar), tem uma largura máxima de 8.5 km na sua zona central, um comprimento de 45 km e uma profundidade média, relativamente ao zero hidrográfico, de aproximadamente 1 m (DIAS *et al.*, 2000). As profundidades máximas (~30 m) são observadas próximas da embocadura. Noutros canais de navegação também são observadas profundidades elevadas (~10 m), que na maioria dos casos são mantidas através de recorrentes dragagens de manutenção (DIAS e LOPES, 2006). A laguna é composta por quatro canais principais: Mira, São Jacinto, Ílhavo e Espinheiro. O canal de Mira alonga-se por uma distância de 20 km. O canal de São Jacinto tem um comprimento da ordem dos 29 km, enquanto os canais de Ílhavo e do Espinheiro têm 15 e 17 km, respectivamente.

A Ria de Aveiro classifica-se como um sistema mesotidal, apresentado uma amplitude de maré na embocadura de 0.6 m durante as marés mortas e de 3.2 m durante as marés vivas. A amplitude média é de 2 m. (DIAS *et al.*, 2000). Os constituintes harmónicos semi-diurnos representam a maior contribuição para a hidrodinâmica da laguna (DIAS *et al.*, 2000). Concretamente, em conjunto os constituintes M_2 e S_2 representam cerca de 98% (88% e 10%, respectivamente) do total de energia da maré (DIAS, 2001). Na embocadura o constituinte M_2 tem uma amplitude de ~0.96 m e uma fase de ~78º, sendo que o S_2 tem uma amplitude de ~0.36 m e uma fase de ~80º de (DIAS, 2001).

De acordo com ARAÚJO *et al.* (2008), o constituinte M_2 na Ria de Aveiro apresenta um aumento médio na amplitude de 0.245 m e um decréscimo de 17.4º na fase, ao longo de 16 anos (1987-2004).

Situações extremas de vento ou de caudal fluvial poderão influenciar significativamente a hidrodinâmica da Ria de Aveiro, nomeadamente a sua circulação residual (DIAS *et al.*, 2001). Existem diversos rios e cursos de água que desaguam na Ria de Aveiro. Os mais importantes são: o Rio Vouga, o Rio Antuã e o Rio Boco (DIAS, 2001). No canal de Mira e nos canais da área norte da ria existem cursos de água de menor importância como o Caster, Gonde e Fontela.

A Ria de Aveiro pode ser considerada um ambiente estuarino verticalmente homogéneo (DIAS *et al., 1999*). Contudo, em situações excepcionais de grande caudal fluvial a laguna apresenta zonas de estratificação significativa (VAZ *et al.*, 2009).

PLUMAS ESTUARINAS

Para a análise qualitativa efectuada neste estudo optou-se por seguir as metodologias apresentadas por HETLAND (2005) e YANKOVSY e CHAPMAN (1997) para distinção do tipo de pluma e avaliação das distâncias que esta atinge, desde a embocadura até ao seu limite máximo no oceano.

Conforme já foi referido no capítulo introdutório HETLAND (2005) decompôs o sistema estuarino em três componentes: o estuário e a pluma de campo próximo são caracterizados por uma mistura de água doce com água salina. A pluma de campo próximo caracteriza-se ainda por apresentar um número de Froude supercrítico, revelar um aumento da mistura entre a água doce e

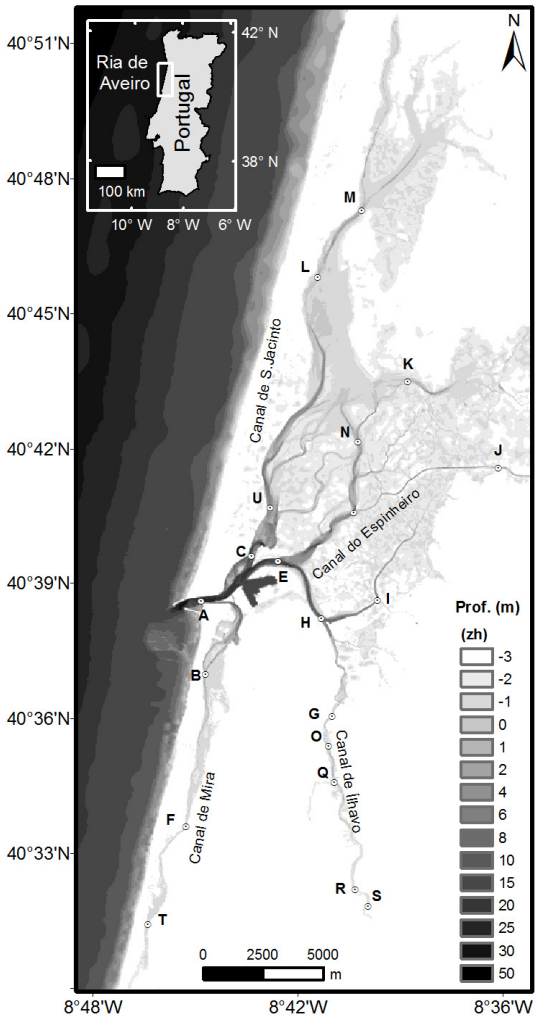


Figura 1: Localização da Ria de Aveiro e das estações utilizadas nos processos de calibração e validação do modelo hidrodinâmico e de transporte.

salina e uma rápida modificação das massas de água que a constituem. Este número de Froude supercrítico é iniciado pelo controlo topográfico na zona da embocadura e resulta numa intensa mistura e elevada velocidade que não são típicos de zonas costeiras (normalmente controladas pelas variações das descargas fluviais e marés). A pluma de campo afastado refere-se a uma região fora da influência das descargas estuarinas e normalmente controlada pelo forçamento dos ventos (HALVERSON e PAWLOWICZ, 2008).

YANKOVSY e CHAPMAN (1997) desenvolveram uma teoria simples que permite avaliar a estrutura vertical e a dispersão de uma pluma ao longo da plataforma continental. Esta teoria é baseada em dois mecanismos, competitivos entre si, de fluxos no oceano:

i) o espalhamento radial de uma camada de água menos densa com posterior rotação devido ao efeito de Coriolis, produzindo uma pluma ciclostrófica com uma rotação anti-ciclónica (no Hemisfério Norte);

ii) transporte para o largo de toda a camada de menor densidade enquanto a estrutura vertical da pluma mantém contacto com o fundo oceânico.

À partida a pluma estuarina da Ria de Aveiro pode ser considerada como uma pluma de campo próximo (HETLAND, 2005). Sendo uma pluma de campo próximo ela também pode ser considerada como uma pluma advectada à superfície (YANKOVSKY e CHAPMAN, 1997).

YANKOVSKY e CHAPMAN (1997) quantificaram a distancia (y_s) até à qual uma pluma advectada à superfície se pode estender desde uma embocadura:

$$y_s = \frac{2\left(3g'h_0 + {v_i}^2\right)}{(2g'h_0 + {v_i}^2)^{1/2} f} \quad (1)$$

onde g' é a gravidade reduzida, h_0 é a profundidade à saída da descarga, v_i é a velocidade da descarga (constante e espacialmente uniforme) e f é o parâmetro de Coriolis.

YANKOVSKY e CHAPMAN (1997) definiram ainda outra importante variável para a caracterização da dinâmica da pluma estuarina: a variável h_b, considerada a profundidade de equilíbrio. No caso das plumas advectadas à superfície $h_b < h_0$. Ou seja, a profundidade de equilíbrio para a pluma advectada à superfície é inferior à profundidade na saída da descarga (embocadura). Deste modo, o fundo não tem influência na advecção da pluma.

Para uma pluma advectada à superfície é necessário aplicar dois limites:

i) se ${v_i}^2 << g' h_0$ então y_s=4.24 R_{di}. R_{di} refere-se ao raio barotrópico de Rossby de um fluxo de menor densidade e é igual a:

$$R_{di} = \frac{\left(g'h_0\right)^{1/2}}{f} \quad (2)$$

Estes são casos de descargas muito pequenas ou com interacção de fluxos com grandes gradientes de densidade;

ii) no caso da descarga ter valores elevados ou interagir com outro fluido com pequenas diferenças de densidade, então: ${v_i}^2 << g' h_0$, y_s=2v_i f^{-1}, e a trajectória do fluxo será circular devido à força de inércia.

METODOLOGIA

Numa primeira fase foi implementado o modelo numérico Mohid-2D (www.mohid.com) para a Ria de Aveiro. O Mohid é um modelo baroclínico de volumes finitos desenhado para aplicações estuarinas e costeiras, como é o caso da modelação da Ria de Aveiro. Uma completa descrição do modelo e das suas caracteristacas é apresentada em diversos trabalhos: MARTINS *et al.* (2001), LEITÃO *et al.* (2005) ou VAZ *et al.* (2005; 2007).

Para quantificar a descarga de água proveniente da Ria de Aveiro para o oceano adjacente foi desenvolvido previamente um modelo numérico da laguna, devidamente calibrado e validado (módulos hidrodinâmico e de transporte (sal e calor)).

Para caracterizar a estratificação salina da pluma estuarina da laguna, com um diminuto custo computacional, foi necessário implementar outra configuração do modelo para a zona costeira envolvente com base na metodologia dos modelos costeiros encaixados. No domínio costeiro de maior resolução a descarga da Ria de Aveiro é imposta numa célula que corresponde à embocadura da laguna. Esta descarga, e as suas propriedades, são calculadas com base nos resultados do modelo 2D da Ria de Aveiro para três diferentes cenários de caudal fluvial: i) típico; ii) extremo máximo; iii) extremo mínimo (Tabela 1).

O estabelecimento de um padrão qualitativo de comparação dos resultados da simulação da pluma estuarina da Ria de Aveiro efectuou-se de duas formas:

i) calcularam-se os valores teóricos de y_s e h_b de acordo com as formulações de YANKOVSY e CHAPMAN (1997) com os valores de descarga médios utilizados nas simulações e compararam-se com os resultados obtidos;

ii) procedeu-se a uma comparação entre as simulações e uma imagem de satélite do sensor ETM+ do satélite LANDSAT7. Neste procedimento usou-se apenas os resultados da banda 6 (Banda do Infravermelho Termal. Os valores de radiância desta banda têm sido usados recorrentemente em alguns estudos para identificar diferenças na temperatura da água e terra à superfície: http://landsat.gsfc.nasa.gov/news/news-archive/soc_0011.html).

A metodologia seguida está descrita detalhadamente em MENDES (2010).

Modelo 2D para a Ria de Aveiro

A batimetria numérica usada neste estudo tem por base o levantamento topohidrográfico efectuado pelo Instituto Hidrográfico em 1987/88. Estes dados foram actualizados com outros dados provenientes de um Modelo Digital de Terreno (DTM) disponível para as zonas inundáveis da laguna e com dados provenientes trabalhos de campo recentes realizados pela APA (Administração do Porto de Aveiro, S.A.) na zona da embocadura e pela ARH (Administração Regional Hidrográfica do Centro) na zona do canal de São Jacinto.

O modelo hidrodinâmico foi forçado com a maré na fronteira oceânica – com base em 50 constituintes harmónicos calculados através dos dados de elevação da superfície livre da água observados na embocadura no ano de 1987 (PAWLOWICZ *et al.*,

Tabela 1: Valores de caudais fluviais impostos nas simulações da pluma estuarina da Ria de Aveiro

Descargas (m^3s^{-1})	Vouga	Antuã	Boco	Valas do Mira	Caster	Gonde
Extremo Máximo	1000	100	5	50	5	5
Típico	150	15	5	19	5	5
Extremo Mínimo	2	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5

2002). Estes constituintes foram impostos com um factor de correcção para a amplitude e a fase de forma a reproduzir a elevação da superfície livre na estação da embocadura (estação A – Figura 1). Como condições iniciais impôs-see um gradiente nulo de superfície livre e velocidades nulas em todo o domínio. Foi ainda imposta uma velocidade normal nula no fundo, e assumida uma condição de não escorregamento.

Calibração e Validação do Modelo Hidrodinâmico

O modelo foi calibrado para a Ria de Aveiro através de ajustamentos realizados no coeficiente de atrito de fundo, mais precisamente no coeficiente de Manning. De acordo com DIAS e FERNANDES (2006), a magnitude do coeficiente de atrito determina as mudanças na propagação da onda de maré no interior da laguna. Esta calibração foi realizada para várias estações distribuídas ao longo dos canais principais da laguna.

Numa primeira abordagem foi realizada uma comparação qualitativa da evolução temporal da elevação da superfície livre da água (ESLA) prevista pelo modelo com dados medidos em 2003 (ARAÚJO, 2005). A comparação foi quantificada com recurso ao cálculo do Erro Quadrático Médio (RMS) e do parâmetro de *Skill* (WARNER *et al.*, 2005) (Figura 2a)). Também foi feita a comparação da amplitude e fase dos principais constituintes da maré através da realização de análise harmónica das series temporais da ESLA para cada uma das estações.

A validação foi efectuada utilizando série temporais de dados independentes, que incluíam medições de velocidade de corrente e de ESLA obtidas no âmbito de um trabalho de campo realizado em 1997 (Figura 2b)).

Calibração e Validação do Modelo de Transporte (salinidade e temperatura)

Assumindo que os fluxos barotrópicos foram previamente calibrados e validados para a Ria de Aveiro (ponto anterior), o processo de calibração e validação para o transporte de sal e calor consistiu na comparação entre observações e previsões de salinidade e temperatura da água para várias estações distribuídas ao longo dos canais principais da laguna. Para o processo de calibração usaram-se dados de observações efectuadas durante Julho de 1996. Estas observações foram realizadas após um período seco, onde os caudais fluviais dos cursos de água que

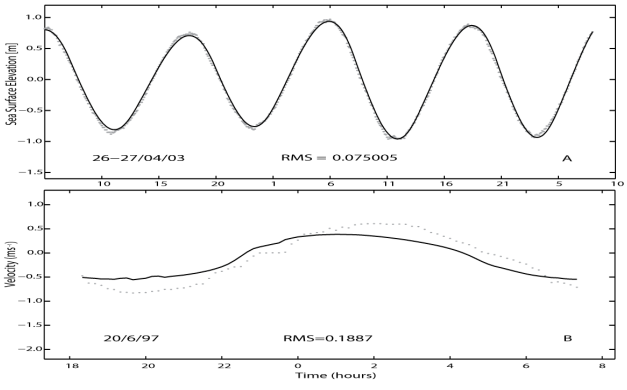


Figura 2: a) Comparação entre os valores previstos e observados de elevação no nível de água para a estação A durante o procedimento de calibração. b) Comparação entre os valores previstos e observados de velocidade da corrente ao longo da direcção predominante do escoamento para a estação B no processo de validação. (● cinzento: observações; linha preta: previsões**).**

desaguam na ria eram bastante baixos. Os dados meteorológicos impostos foram obtidos através do banco de dados do NCEP (http://www.ncep.noaa.gov/) para o período das observações. Na fronteira oceânica foi especificado um valor de salinidade de 36.5 e um valor de temperatura da água de 14º C. Os caudais fluviais dos rios não são conhecidos para este período e portanto foram usados como parâmetro de calibração. Os valores impostos foram: Vouga - 2 m^3s^{-1}; Antuã - 0.5 m^3s^{-1}; Boco - 0.2 m^3s^{-1}; Valas de Mira - 2 m^3s^{-1}; Caster - 0.5 m^3s^{-1}; e Gonde - 0.5 m^3s^{-1}. As temperaturas impostas para cada curso de água foram as seguintes: Vouga - 18º C; Antuã - 23º C; Boco - 18º C; Valas de Mira - 18º C; Caster - 25º C; e Gonde - 25º C. Em todos os cursos de água foi imposto um valor de salinidade igual a 0. Os coeficientes de difusão para a salinidade e para o calor foram considerados iguais a 5 m^2s^{-1}.

Realizaram-se simulações prévias, de forma a calcular os campos iniciais de temperatura da água (7 dias) e de salinidade (20 dias). Estes períodos de simulação são considerados suficientes para a Ria de Aveiro atingir o equilíbrio dinâmico para o transporte de sal e calor (VAZ, 2007). Os resultados finais destas simulações foram definidos como os campos iniciais de temperatura da água e salinidade para os procedimentos de calibração e validação do modelo.

O modelo de transporte foi validado através da comparação entre previsões do modelo e um conjunto independente de dados. As observações foram realizadas durante uma campanha na Ria de Aveiro efectuada no mês de Junho de 1997 em várias estações. Neste caso, o conjunto de observações correspondeu a um período com alguma precipitação (DIAS, 2001). O modelo de transporte foi então validado com condições diferentes das utilizadas no processo de calibração.

Os valores de caudal fluvial impostos para cada rio foram: Vouga - 13 m^3s^{-1}; Antuã - 11 m^3s^{-1}; Boco - 7 m^3s^{-1}; Valas de Mira - 2 m^3s^{-1}; Caster - 3 m^3s^{-1}; e Gonde 3 - m^3s^{-1}. Para todos os rios impôs-se uma temperatura de 24º C e um valor de salinidade de 0. Mais uma vez, utilizaram-se dados meteorológicos provenientes do banco de dados do NCEP e os coeficientes de difusão (sal e calor) foram de 5 m^2s^{-1}.

Quer para o processo de calibração, quer para o processo de validação, a quantificação da comparação entre as séries observadas e previstas efectuou-se com recurso ao cálculo do RMS.

Descarga da Ria de Aveiro

Para proceder ao cálculo da descarga da Ria de Aveiro para a zona costeira adjacente foi simulado o período de Janeiro de 2007, usando a aplicação numérica estuarina previamente validada. A escolha deste período teve como objectivo possibilitar uma futura comparação e integração destes resultados com os já obtidos para o estudo da pluma estuarina do Estuário do Tejo por VAZ *et al.* (2009) para este período. Os valores impostos para o caudal fluvial dos vários rios que desaguam na Ria de Aveiro foram extrapolados a partir dos dados apresentados por GÉNIO *et al.* (2008) para três cenários distintos: i) típico; ii) extremo máximo; iii) extremo mínimo (ver Tabela 1).

Todas as simulações foram efectuadas seguindo a metodologia descrita para os processos de calibração e validação do modelo. Para simular as trocas entre a Ria de Aveiro e a zona costeira foi calculado o caudal de descarga da laguna através da secção longitudinal localizada na zona próxima ao marégrafo (Figura 3), através do recurso aos valores de velocidade-u (v_y é desprezável).

Modelos Costeiros Encaixados

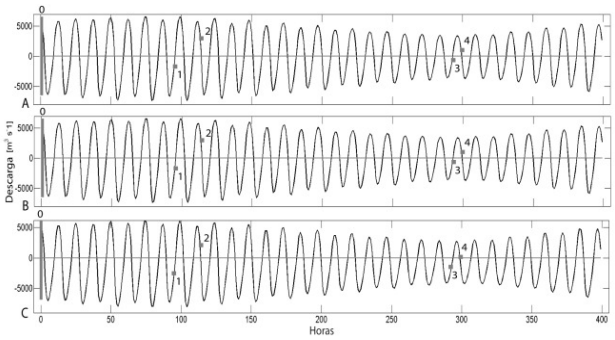


Figura 3: Série temporal da descarga da Ria de Aveiro para os cenários de caudal fluvial: A) Máximo; B) Típico; C) Mínimo. Valores negativos correspondem a injecção de água da laguna no oceano. Os pontos representados nas curvas correspondem aos instantes dos resultados das simulações apresentadas nas Figuras 6 e 7.

A aplicação costeira usa dois domínios numéricos encaixados. As malhas foram construídas com base em valores batimétricos provenientes do banco de dados Etopo (www.ngdc.noaa.gov). O primeiro domínio (2D) abrange toda a Península Ibérica e zonas envolventes, com uma resolução variável (0.02º - 0.04º), sendo forçado por um modelo global de maré nas suas fronteiras (FES2004 – LYARD *et al.*, 2006). O segundo domínio (3D), de maior resolução (0.01º), localiza-se entre a Figueira da Foz e Caminha e estende-se por uma distância de 50 km para o largo.

Foi adoptada uma discretização vertical sigma com 20 camadas para o segundo domínio (3D), para a simulação dos cenários típicos e mínimos de caudal fluvial, e com 15 camadas para a simulação do cenário de máximo caudal fluvial. O atrito de fundo foi imposto através de uma lei logaritmica e do recurso à constante de von Karman, e a viscosidade e difusividade vertical foram calculadas através de um modelo de turbulência oceânica (GOTM, BURCHARD *et al.*, 1999) que utiliza o esquema κ-ε para os cálculos de turbulência vertical. As condições iniciais de temperatura da água e salinidade para o modelo de transporte 3D são de 17º C e 36.5, respectivamente.

Os coeficientes de viscosidade e difusividade horizontal utilizados foram de 2 m^2s^{-1} e 20 m^2s^{-1} para o domínio 2 e domínio 1, respectivamente. Os passos de tempo utilizados foram de 60 s e 180 s, respectivamente. Não foram impostos forçamentos meteorológicos. Por este facto não são apresentados resultados relativos à temperatura da água, apesar destes terem sido calculados.

Imagem de Detecção Remota

Para o pós-processamento das imagens de satélite utilizou-se o software ArcGIS®. Escolheu-se uma imagem do dia 18 de Dezembro de 2006 de forma a ilustrar um período de caudal muito intenso. Utilizaram-se, como base, os valores elevados de caudal do Rio Vouga (de acordo com o site www.snirh.pt) para dias próximos a esse. Criou-se previamente um compósito de imagens em RGB (banda 3, banda 2, banda 1 – visível) para uma verificação do estabelecimento da pluma estuarina na Ria de Aveiro. Posteriormente, construiu-se um mapa temático com base nos dados de radiância da banda 6 (Infravermelho Termal). Estes valores não correspondem ao valor absoluto de temperatura da água à superfície mas, através deles, é possível distinguir as águas presentes no oceano com, e sem, influência lagunar (Figura 4).

Através deste procedimento foi possível uma comparação qualitativa entre esta possível observação da pluma estuarina da Ria de Aveiro e os resultados das simulações.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Calibração e Validação do Modelo Hidrodinâmico

Os valores de RMS entre as séries de ESLA previstas e observadas são baixos, apresentando, na sua maioria, um erro inferior a 5% da amplitude local em cada estação. Em geral os erros são mais elevados à medida que a distância da estação à embocadura aumenta. Os valores de *Skill* são, em todas as estações, superiores a 0.95 o que representa um excelente ajuste entre os resultados calculados e observados.

Na Figura 2a) apresenta-se o ajustamento entre a série temporal de ESLA prevista e observada para a estação A. Neste caso o desvio corresponde a um erro de ~2%. Para todas as estações os valores de RMS apresentam um erro entre os 2.2% e os 9.8% da amplitude local, o que demonstra o bom resultado alcançado para a propagação da maré ao longo da Ria de Aveiro.

Para o procedimento de validação do modelo, os valores de RMS apresentam valores que variam entre 3% e 16% da amplitude local de maré de cada estação. Para as séries temporais de velocidades de corrente as discrepâncias encontradas foram maiores, variando entre 12% e 50%. As estações com maiores erros situam-se no final do canal de Ílhavo, que é caracterizado por canais muito estreitos. Na Figura 2b) é apresentada a comparação entre as velocidades medidas e observadas na estação B, sendo visível que o modelo reproduz melhor a fase do que a intensidade. Em geral, os padrões de comparação para as restantes estações são semelhantes aos apresentados nesta. Foi possível concluir que o modelo hidrodinâmico para a Ria de Aveiro foi calibrado e validado com sucesso.

Calibração e Validação do Modelo de Transporte

Em geral, os resultados da calibração apresentam um bom ajuste

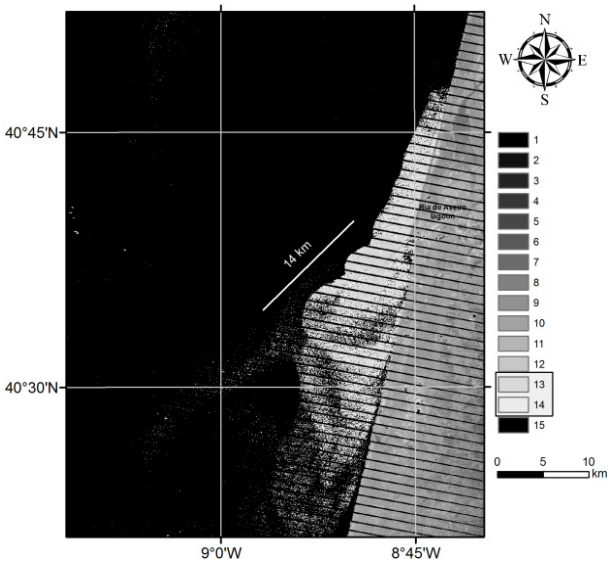


Figura 4: Observações do sensor TM do satélite LandSat7 no dia 18 de Dezembro de 2006. Reclassificação da banda do infravermelho termal para distinguir águas oceânicas com as mesmas características termais das presentes na embocadura da Ria de Aveiro.

entre as séries temporais previstas e observadas, quer para a temperatura da água, quer para a salinidade.

Para o transporte de sal, as previsões apresentam diferenças ligeiras, quer na fase, quer na amplitude, relativamente à série observada. Durante dois ciclos de maré o erro é inferior a 5% da média local de salinidade na maioria das estações, como é o caso do resultado apresentado na Figura 5 a) para a estação C. A maior diferença (~9%) foi encontrada para a estação G. Estas diferenças poderão estar relacionadas com a influência que o caudal fluvial de cada rio tem nas variações de salinidade ao longo do tempo. Como os caudais fluviais impostos são constantes ao longo do tempo, o modelo não consegue reproduzir da melhor forma a evolução temporal da salinidade.

Para o transporte de calor, os valores de RMS representam um erro de 5% na maioria das estações estudadas. Na Figura 5b) está representada a série temporal observada e prevista para a temperatura da água para a estação C. Neste exemplo, as variações de temperatura são bem reproduzidas pelo modelo, sendo esta uma das estações em que o valor de RMS apresentou um erro inferior a 5%. No caso da temperatura da água, além das discrepâncias relacionadas com o caudal fluvial imposto, as diferenças podem também ser determinadas por outros factores como: a variação temporal de cobertura de nuvens, resolução da malha numérica e, ainda, por neste trabalho não terem sido consideradas as variações espaciais dos dados meteorológicos.

De acordo com estes resultados considerou-se que o modelo reproduz adequadamente os processos de mistura e as variações temporais e espaciais de temperatura da água na Ria de Aveiro.

Os resultados da validação do modelo de transporte mostram, em geral, um menor ajuste entre as séries temporais observadas e previstas relativamente ao processo de calibração, especialmente no caso da salinidade. Nas estações que se situam nas proximidades da embocadura ou em zonas dos canais principais mais largas ou profundas, os valores de RMS apresentam um erro menor que 10% da média local de salinidade. Nas restantes estações, apesar da fase ser correctamente representada, a amplitude é quase sempre menor que o esperado. Na Figura 5c) estão representadas as séries temporais de salinidade observada e prevista para a estação G. Nesta estação o valor de RMS apresenta um erro de 19% da média local de salinidade.

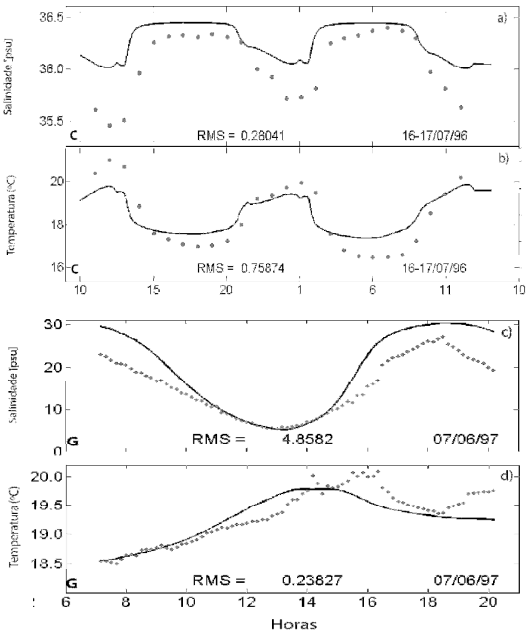


Figure 5: Comparação entre os valores previsto e observados de salinidade (a e c) e temperatura (b e d) no procedimento de calibração e validação. (● cinzento: data; linha preta: modelo).

A comparação efectuada para as séries temporais de temperatura da água demonstra que o modelo reproduz muito bem a série temporal observada. Os valores de RMS apresentam um erro que varia entre 1% e 22%, sendo que na maioria das estações o erro é na ordem dos 5%, como é o caso da estação G em que a comparação entre as séries está representada na Figura 5d).

Apesar dos erros descritos anteriormente, considerou-se que o modelo estava validado, reproduzindo adequadamente os processos de transporte (sal e calor) na Ria de Aveiro.

Simulações da pluma estuarina da Ria de Aveiro

Os resultados das simulações da pluma estuarina da Ria de Aveiro estão apresentados nas Figuras 6 e 7. Na Figura 6 são apresentados os resultados dos padrões horizontais de salinidade à superfície para as simulações com descarga fluvial máxima (A), típica (B) e mínima (C) em 4 momentos: 2 horas após os picos - enchente e vazante - da descarga em maré viva e morta que são representados na Figura 2. Estas duas horas estão relacionadas com a diferença de fase entre a velocidade e o transporte de sal na Ria de Aveiro. Para o canal do Espinheiro, VAZ (2007) identificou uma diferença de fase entre $V(t)$ e $S(t)$ de 90º. De forma análoga, na Figura 7 estão representados os resultados ao longo de uma secção definida a partir da embocadura da laguna.

Os resultados para os cenários com os valores de descarga da Ria de Aveiro típicos e máximos têm características muito semelhantes aos da pluma de campo próximo descrita por HETLAND (2005). As duas simulações apresentam uma propagação para o largo numa forma radial (Figura 6 a) e b)). Nas Figuras 7 a) e b) é visível estratificação vertical de salinidade desde a embocadura até ao largo. Os resultados obtidos são também semelhantes aos padrões de circulação apresentados por SILVA *et al.* (2006) para a zona costeira próxima à Ria de Aveiro num cenário sem vento.

Para o cenário com uma descarga lagunar mínima não se verifica a formação da pluma. Nas Figuras 6c) e 7c) é importante referir que a escala e a isohalina de referência são muito próximas do valor de salinidade do oceano. Esta pequena diferença faz com que a temperatura da água seja o factor determinante na formação da pluma estuarina. Neste caso, por ser uma simulação do mês de Janeiro, a água estuarina está mais fria e por isso é visível na Figura 7c) a intrusão de água mais fria e um pouco menos salina sob a água oceânica, que é mais salina e mais quente.

Os cálculos teóricos de y_s e h_b para as descargas típicas e máximas são claramente superiores comparativamente aos valores observados nas simulações (Figuras 6 e 7). Para a descarga com valores de caudais fluviais típicos os resultados são: y_s=25 km e h_b=5.6 m. Para a descarga máxima os resultados são: y_s=49 km e h_b=2.9 m. As simulações para cada um destes cenários sugerem que o y_s seja aproximadamente metade do valor teórico calculado. Esta discrepância poderá ser devida ao facto de as formulações propostas se basearem em valores constantes de descarga, o que não acontece nas simulações efectuadas (todas têm presente o efeito das marés na Ria de Aveiro).

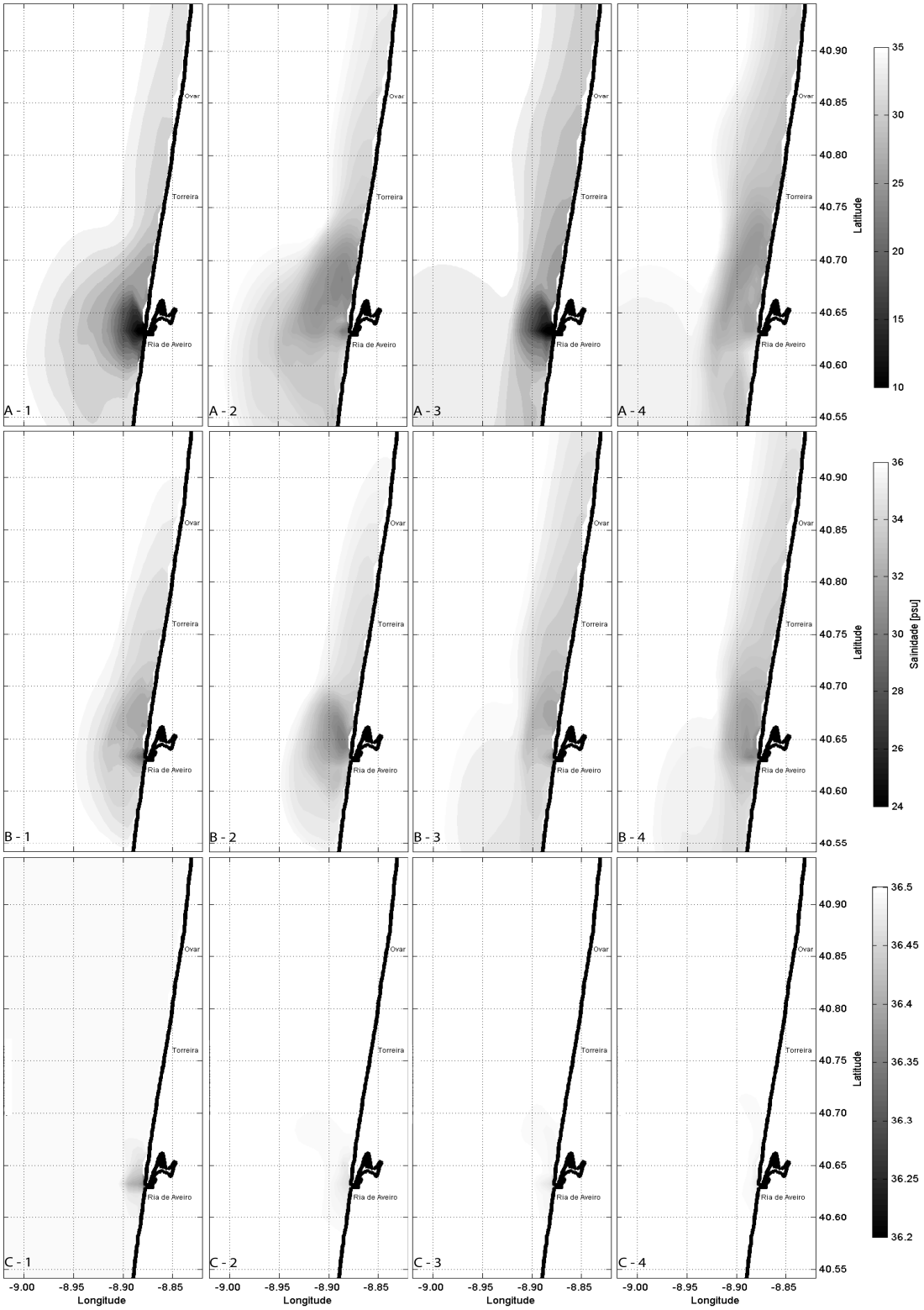


Figura 6: Padrões horizontais de salinidade para as simulações com descarga fluvial máxima (A), típica (B) e mínima (C) em momentos (2 horas após os picos da descarga em maré viva e morta) que são representados na Figura 2.

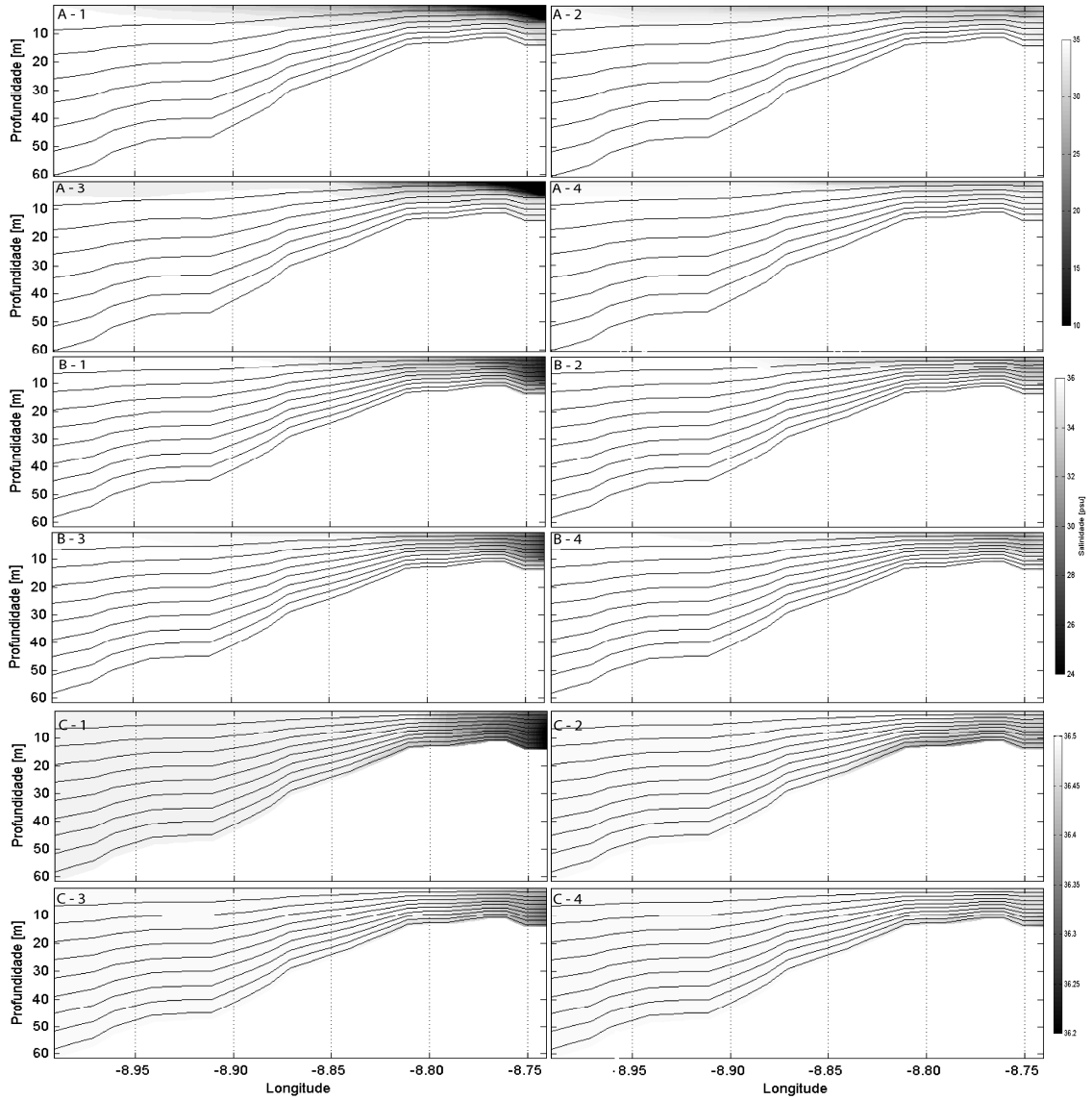


Figura 7: Padrões de salinidade ao longo de uma secção a partir da embocadura da Ria de Aveiro para as simulações com descarga fluvial máxima (A), típica (B) e mínima (C) em 4 momentos (2 horas após os picos da descarga em maré viva e morta) que são representados na Figura 2.

Numa primeira análise, esperava-se que o valor da profundidade de equilíbrio da pluma (h_b) fosse maior no cenário de descarga estuarina máxima. Este valor está relacionado com a importância relativa entre as diferenças de densidade (forças de impulsão), o caudal e o parâmetro de Coriolis. No caso da simulação com descarga máxima (Figura 7 a)) este gradiente de densidade é mais importante que a velocidade da descarga. É expectável então, que uma menor profundidade de equilíbrio resulte numa maior extensão para o largo da pluma estuarina, devido a uma maior velocidade nesta camada de águas menos densas.

Imagem de Detecção Remota

O resultado do pós-processamento realizado em ArcGIS® está representado na figura 3. Apesar destes resultados não apresentarem valores absolutos de temperatura da água à superfície é possível detectar alguns padrões qualitativos do gradiente termal das águas costeiras próximas à embocadura da Ria de Aveiro.

Na Figura 4 é possível observar uma possível pluma estuarina proveniente da Ria de Aveiro durante um período chuvoso. São evidentes as semelhanças entre esta observação e os resultados das simulações. O raio do bojo atinge uma distância desde a embocadura de cerca de 14 km, o que é próximo do resultado observado na simulação com valores de descarga estuarina média. A direcção da descarga, junto à embocadura, é diferente (NE-SO) comparativamente com a prevista (E-O), mas a posterior advecção para Norte ao longo da costa foi verificada.

CONCLUSÕES E TRABALHO FUTURO

- Os módulos hidrodinâmico e de transporte do modelo numérico Mohid foram implementados, calibrados e validados com sucesso para a Ria de Aveiro.

- A configuração de modelos encaixados entre a zona costeira e a Ria de Aveiro demonstrou ser válida para o estudo da pluma estuarina da Ria de Aveiro.

- Através da construção de um mapa temático da pluma estuarina da Ria de Aveiro, proveniente de uma imagem de detecção remota, comprovou-se qualitativamente que existem padrões semelhantes entre as previsões da pluma estuarina e as observações.

- Classificou-se a pluma estuarina da Ria de Aveiro como um pluma de campo próximo segundo a formulação de HETLAND (2005) e como pluma advectada à superfície segundo a formulação de YANKOVSKY e CHAPMAN (1997).

A pluma proveniente da laguna caracteriza-se pela presença de um bojo nas imediações da embocadura que posteriormente é advectado para Norte ao longo da costa devido ao equilíbrio geostrófico entre o gradiente de pressão e a força de Coriolis. A pluma é quase inexistente para cenários de caudais fluviais mínimos. Neste caso as diferenças de salinidade entre as águas provenientes da laguna e do oceano são mínimas (< 0.5), o que determina que a formação da pluma seja controlada pelos gradientes térmicos.

Este trabalho constitui um passo inicial para novos estudos e melhoramento na monitorização da dinâmica da pluma estuarina da Ria de Aveiro.

No futuro será importante incluir diferentes cenários de descarga com diferentes campos de vento. De facto, o forçamento pelo vento poderá ter um papel determinante nos processos que conduzem ao estabelecimento da pluma (WHITNEY e GARVINE, 2005; SILVA *et al.,* 2006).

As correntes costeiras também são importantes na dinâmica da pluma estuarina. Logo, será relevante incorporar nesta configuração de modelo o forçamento devido às correntes costeiras, em especial a Corrente Costeira Portuguesa e as suas variações.

Para melhorar a consistência dos resultados é necessário melhorar a base de dados relativa aos caudais dos rios que desaguam na laguna, assim como incorporar dados meteorológicos determinados a partir de modelos, com uma resolução temporal e espacial adequada.

Relativamente à detecção remota, poderá ser feita uma comparação quantitativa entre as previsões e as observações, definindo um processo de calibração e validação de imagens com recurso a dados *in situ*.

Como foi referido na introdução, as plumas estuarinas são relevantes para diversos aspectos do ambiente costeiro. Assim, torna-se indispensável incorporar um modelo ecológico na configuração do modelo da pluma estuarina da Ria de Aveiro, através do acoplamento do módulo Mohid.life (MATEUS, 2006)).

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi apoiado pela FCT no âmbito do projecto de investigação PTDC/MAR/107939/2008 – DyEPlume: Estuarine Dynamics and Plume Propagation in the Portuguese coast – Impacts of Climate Change e PTDC/AAC-CLI/100953/2008 - ADAPTARia: Climate Change Modelling on Ria de Aveiro Littoral - Adaptation Strategy for Coastal and Fluvial Flooding, co-financiado pelo COMPETE / QREN / UE. Nuno Vaz é apoiado pelo programa Ciência 2008 da FCT.

Agradece-se ainda à APA, S.A. e a ARH do Centro a cedência de dados de levantamentos topohidrográficos da Ria de Aveiro.

LITERATURA CITADA

ARAÚJO, I. G. B., 2005. Sea level Variability: Examples from Atlantic Coast of Europe. Phd Thesis, School of the National Oceanography Centre, Southampton, UK.

ARAÚJO, I., DIAS, J.M., PUGH, D., 2008. Model simulations of tidal changes in a coastal lagoon, the Ria de Aveiro (Portugal). *Continental Shelf Research*. 28, 1010-1025.

BURCHARD, H., BOLDING, K., VILLARREAL, M. R., 1999. GOTM, a general ocean turbulence model: scientific documentation. tech. report, European Community, Ispra, Italy.

CHAO, S. –Y, 1988. River forced estuarine plumes. *Journal of Physical Oceanography*, 18, 2137-2149.

DIAS, J. M., 2001. Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics. Ph.D. thesis, University of Aveiro, Portugal, University of Aveiro, 288 p.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F., DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro Lagoon, Portugal. *Phys. Chem. Earth. (B),* 25 (4), 369-374.

FONG, D. A., e GEYER, W. R., 2001. Response of a river plume during an upwelling favorable wind event. *J. Geophys. Res.*, 106, 1067–1084.

GARVINE, R., 1987. Estuary plumes and fronts in shelf waters: A layer model. *Journal of Physical Oceanography*, 17:1,877 – 1,896.

GÉNIO L., SOUSA A., VAZ N., DIAS J.M., BARROSO C.M., 2008. Effect of low salinity on the survival of recently hatched veliger of Nassarius reticulatus (L.) in estuarine habitats: a case study of Ria de Aveiro. *Journal of Sea Research,* 59, 3, 133-143.

GÉNIO L., SOUSA A., VAZ N., DIAS J.M., BARROSO C.M., 2008. Effect of low salinity on the survival of recently hatched veliger of Nassarius reticulatus (L.) in estuarine habitats: a case study of Ria de Aveiro. *Journal of Sea Research*. 59, 3, 133-143

GUO, X. E VALLE-LEVINSON, A., 2007. Tidal effects on estuarine circulation and outflow plume in the Chesapeake Bay. *Continental Shelf Research*, 27, 20-42.

HALVERSON, M. J., E PAWLOWICZ, R., 2008. Estuarine forcing of a river plume by river flow and tides, *Journal Geophys. Res.*, 113, C09033

HETLAND, R. D., 2005. Water mass structure of wind forced river plumes, *J. Phys. Oceanogr*, 35(9), 1667-1688.

LEITÃO, P., COELHO, H., SANTOS, A., NEVES, R., 2005. Modelling the main features of the Algarve coastal circulation during July 2004: A downscaling approach. *Journal of Atmospheric and Ocean Science,* 10 (4): 421–462.

LYARD F, LEFEVRE F, LETELLIER T, FRANCIS O, 2006. Modelling the global ocean tides: modern insights from FES2004. *Ocean Dyn.*, 56: 394–415

MARSALEIX, P., ESTOURNEL, C., KONDRACHOFF, V., VEHIL, R., 1998. A numerical study of the formation of the Rhone River plume. *Journal of Marine Systems,* 14, 99–115.

MARTINS, F., LEITÃO, P., SILVA, A., NEVES, R., 2001. 3D modelling in the Sado estuary using a new generic vertical discretization approach. *Oceanologica Acta,* 24 (1), 1–12.

MATEUS, M., 2006. A process-oriented biogeochemical model for marine ecosystems: Development, numerical study, and application. PhD Thesis. IST, Lisboa.

MENDES R.P.S., 2010. Modelação Numérica da Pluma Estuarina da Ria de Aveiro: Estudo Preliminar. Departamento de Física. Universidade de Aveiro. Aveiro. Mestrado em Meteorologia e Oceanografia Física. 50 pp.

OTERO, P., RUIZ-VILLARREAL, M., PELIZ, A., CABANAS, J.M., 2010. Climatology and reconstruction of runoff time series in

Northwest Iberia: influence in the shelf buoyancy budget. *Scientia Marina*.

PAWLOWICZ, R., BEARDSLEY, B., LENTZ, S., 2002. Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T TIDE. *Computers and Geosciences,* 28, 929–937.

RIBEIRO, A.C. RIBEIRO, PELIZ Á., SANTOS, A.M.P., 2005. A study of the response of the chlorophyll-a biomass to a winter upwelling event off Western Iberia using SeaWiFS and in situ data, *Journal of Marine Systems,* 53, pp. 87–107.

SANTOS, A.M.P., PELIZ, Á., DUBERT, J., OLIVEIRA, P.B., ANGÉLICO, M.M. E RÉ, P., 2004.Impact of a winter upwelling event on the distribution and transport of sardine (Sardina pichardus) eggs and larvae off Western Iberia: a retention mechanism, *Continental Shelf Research*, 24 (2), pp. 149–165

SILVA, J. F., DUCK, R.W., ANDERSON, J.M., MCMANUS, J. E MONK, J.G.C., 2001. Airborne Observations of Frontal Systems in the Inlet Channel of the Ria de Aveiro, Portugal. *Phys. Chem. Earth (B),* 26, 713-719

SILVA, P. A., RAMOS M., ALMEIDA, M. E DUBERT J., 2006.Water exchange mechanisms between Ria de Aveiro and the Atlantic Ocean. *Journal of Coastal Research*, SI 39, 1622 - 1626. Itajaí, SC, Brazil.

VAZ, N., DIAS, J. M., LEITÃO, P., MARTINS, I., 2005. Horizontal patterns of water temperature and salinity in an estuarine tidal channel: Ria de Aveiro. *Ocean Dynamics,* 55, 416–429.

VAZ, N., FERNANDES, L., LEITÃO, P.C., DIAS, J.M., NEVES, R., 2009. The Tagus estuarine plume induced by wind and river runoff: Winter 2007 case study. *Journal of Coastal Research,* SI56, 1090-1094.

VAZ, N.A.F., 2007. Study of heat and salt transport processes in the Espinheiro Channel (Ria de Aveiro). Departamento de Física. Universidade de Aveiro. Aveiro. Doutoramento. 151pp.

WARNER, J. C., GEYER, W. R. E LERCZAK, J. A., 2005. Numerical modelling of an estuary: A comprehensive skill assessment. USA. *Journal of Geophysical Research,* 110, C05001.

WEAVER, A.J. E HSIEH, W.W., 1987. The influence of buoyancy flux from estuaries on continental shelf circulation, *Journal of Physical Oceanography*, 17, pp. 2127–2140.

WHITNEY, M. M., E GARVINE, R. W., 2005. Wind influence on a coastal buoyant outflow. *J. Geophys. Res.,* 110, C03014.

YANKOVSKY, A. e CHAPMAN, D.C., 1997. A simple theory for the fate of buoyant coastal discharges. *Journal of Physical Oceanography*, 27:1,386–1,401.

Modelação Ecológica do Ecossistema Planctónico da Ria de Aveiro

M. Rodrigues [a], A. Oliveira [b], H. Queiroga [c], V. Brotas [d], A.B. Fortunato [a], Y.J. Zhang [e]
[a] Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras, , Departamento de Hidráulica e Ambiente
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa
1700-066 Lisboa
{mfrodrigues,afortunato}@lnec.pt
[b] Núcleo de Tecnologias da Informação, , Departamento de Hidráulica e Ambiente
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa
1700-066 Lisboa
aoliveira@lnec.pt
[c] CESAM & Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
henrique.queiroga@ua.pt
[d] Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa
1749-016 Lisboa
vbrotas@fc.ul.pt
[e] Center for Coastal Margin Observation and Prediction
Oregon Health and Science University, Beaverton OR
97006, EUA
yinglong@stccmop.org

SUMÁRIO

Os modelos numéricos, devidamente validados com dados, constituem uma ferramenta atractiva para o apoio à gestão da qualidade da água e do bom estado ecológico em estuários e zonas costeiras. Com este propósito desenvolveu-se um modelo acoplado hidrodinâmico-ecológico tridimensional (ECO-SELFE), o qual foi aplicado e validado na Ria de Aveiro para diferentes escalas espácio-temporais. Este modelo permite simular, para os ciclos do carbono, do azoto, do fósforo, da sílica, do ferro e do oxigénio, um conjunto de variáveis ecológicas (zooplâncton, fitoplâncton, bacterioplâncton, matéria orgânica, nutrientes, carbono inorgânico dissolvido, oxigénio dissolvido e carência química de oxigénio). O modelo foi validado na Ria de Aveiro por comparação com dados medidos em diferentes períodos do ano, que permitiram avaliar o seu desempenho em toda a extensão da Ria e a escalas temporais curtas (ciclo diurno). A validação do ciclo diurno, realizada com dados de campanhas específicas efectuadas no canal de Mira, mostra a capacidade do modelo simular adequadamente a dinâmica ecológica na Ria de Aveiro, com diferenças inferiores a 20-30%. Evidencia também a capacidade do modelo de representar os gradientes longitudinais ao longo de um ciclo diurno. A análise da influência das cargas de nutrientes afluentes e dos caudais fluviais realçou a importância destes últimos (em interacção com outros processos físicos) na variação da concentração de clorofila a nos vários canais da Ria. Os resultados mostram ainda a importância da especificação correcta das condições de fronteira e da parametrização dos processos ecológicos.

PALAVRAS CHAVE: *Modelação Ecológica, Ria de Aveiro, Hidrodinâmica, Clorofila a, Oxigénio Dissolvido*

INTRODUÇÃO

Os estuários possuem elevada importância ambiental, social e económica, desempenhando inúmeras funções. Estas características únicas resultam também num aumento das pressões a que os estuários estão sujeitos, pelo que cada vez mais se observam problemas de degradação da qualidade ambiental dos ecossistemas estuarinos a nível mundial. Um exemplo destas pressões é o aumento das cargas de nutrientes (e.g., provenientes das descargas águas residuais), o qual pode gerar situações de eutrofização (e.g. GARCIA-BARCINA *et al.*, 2006). A eutrofização e outros problemas de qualidade da água podem ter múltiplos impactes negativos na estrutura e na dinâmica do ecossistema, tais como a perda de biodiversidade, o aumento de blooms de algas tóxicas, a ocorrência de condições de hipoxia e a perda de recursos piscícolas (CLOERN, 2001).

A Ria de Aveiro, localizada na costa noroeste (NW) de Portugal, constitui um habitat permanente de variadas espécies de fauna e flora. As actividades desenvolvidas na Ria são várias e abrangem desde as actividades económicas (e.g. actividades portuárias, produção de sal, aquacultura, pesca) até às actividades turísticas e recreativas. Nas últimas décadas observou-se um aumento das pressões antropogénicas neste ecossistema, nomeadamente devido às práticas agrícolas e à descarga de águas residuais urbanas e industriais, o qual tem contribuído para a degradação da qualidade da água e ecológica (LOPES *et al.*, 2005). Nos últimos anos, de forma a contrariar esta tendência, foram adoptadas várias medidas de gestão com o objectivo de reduzir as cargas de nutrientes afluentes à Ria.

Desta forma, de modo a definir as estratégias de gestão mais adequadas, a monitorizar a sua implementação e a avaliar a sua eficácia, é fundamental perceber a dinâmica ecológica deste ecossistema e determinar os efeitos dos factores ambientais e das pressões antropogénicas no seu funcionamento.

A utilização de modelos numéricos devidamente validados constitui uma ferramenta complementar atractiva para a compreensão da dinâmica estuarina e para a caracterização desta dinâmica nos períodos em que os dados não se encontram disponíveis, ou quando se pretendem avaliar cenários alternativos ou prever impactes de acontecimentos futuros (e.g. alterações climáticas). Estes modelos devem representar os processos físicos,

químicos e biológicos às escalas espaciais e temporais relevantes, e são úteis para explorar a resposta dos ecossistemas em diferentes cenários ambientais e de pressões antropogénicas (GRANT *et al.*, 2005).

Actualmente, devido à maior disponibilidade de recursos computacionais, tem existido um aumento significativo de estudos de qualidade da água através de modelação numérica, existindo já vários modelos de qualidade da água e ecológicos devidamente estabelecidos, tais como o EcoSim 2.0 (BISSET *et al.*, 2004), o ERSEM (BARETTA-BEKKER e BARETTA, 1997) e o NEMURO (KISHIA *et al.*, 2007). Os modelos de qualidade da água e ecológicos devem ser acoplados a modelos de circulação tridimensionais de forma a representarem a dinâmica do ecossistema adequadamente (SKOGEN e MOLL, 2005).

Na Ria de Aveiro, os estudos de qualidade da água e ecológica existentes baseiam-se essencialmente em dados de parâmetros físicos, químicos e biológicos (e.g. temperatura, salinidade, nutrientes, clorofila a). Existem também alguns estudos de hidrodinâmica e qualidade da água baseados em modelação numérica (e.g. TRANCOSO *et al*., 2005; LOPES *et al.*, 2006; LOPES *et al.*, 2008). Estes estudos são maioritariamente baseados em malhas estruturadas, sendo menos flexíveis para permitir representações espaciais suficientemente finas, que permitam resolver a elevada complexidade da geometria da Ria e dos seus braços. A utilização integrada de modelos baseados em malhas de refinamento variável (não-estruturadas) no estudo da dinâmica ecológica da Ria de Aveiro, devidamente validados com dados, constitui, assim, um instrumento de apoio à decisão na gestão deste sistema estuarino.

Desta forma pretendeu-se, no presente estudo, desenvolver e melhorar um modelo acoplado hidrodinâmico-ecológico tridimensional, baseado em malhas não-estruturadas, que represente os processos físicos e ecológicos relevantes. Posteriormente, pretendeu-se validar e aplicar o modelo desenvolvido na Ria de Aveiro de forma a compreender a dinâmica do seu ecossistema planctónico. De forma a explorar as capacidades do modelo, a aplicação foi realizada a diferentes escalas temporais e espaciais.

Este artigo encontra-se organizado em 4 capítulos para além da presente **Introdução**. Na secção seguinte é apresentada a **Metodologia**, sendo realizada seguidamente a **Descrição do Modelo Numérico** desenvolvido. Posteriormente descreve-se a **Aplicação à Ria de Aveiro**, descrevendo-se sumariamente as campanhas, o *setup* do modelo numérico e os principais resultados para diferentes períodos temporais. Por fim, apresentam-se as principais **Conclusões**.

METODOLOGIA

A metodologia adoptada consistiu na validação do modelo desenvolvido para diferentes condições ambientais, tendo os períodos de simulação sido seleccionados com base nos dados disponíveis. Os períodos foram seleccionados de forma a permitir validar o modelo em toda a extensão da Ria de Aveiro. Foram também realizadas campanhas específicas no canal de Mira, que permitiram avaliar o desempenho do modelo na simulação do ciclo diurno e do ciclo do oxigénio. As simulações foram realizadas primeiramente para a validação do modelo hidrodinâmico e, posteriormente, para o modelo acoplado, o que permitiu optimizar os tempos de cálculo.

DESCRIÇÃO DO MODELO NUMÉRICO

O ECO-SELFE (RODRIGUES *et al.*, 2008 e RODRIGUES *et al.*, 2009a) é um modelo tridimensional que acopla um modelo hidrodinâmico, SELFE (ZHANG e BAPTISTA, 2008), e um modelo ecológico.

O SELFE é um modelo de malhas não-estruturas que simula a circulação baroclínica a diferentes escalas. Este modelo calcula a elevação da superfície livre e os campos tridimensionais de velocidade, salinidade e temperatura, resolvendo as equações tridimensionais de águas pouco profundas. Estas equações consideram as aproximações hidrostática e de Boussinesq e representam as leis de conservação de massa/volume, momento, sal e calor.

Este modelo inclui um módulo de transporte que permite ao utilizador simular um conjunto de traçadores genéricos, para além da salinidade e da temperatura:

$$\frac{\partial C}{\partial t}+u\frac{\partial C}{\partial x}+v\frac{\partial C}{\partial y}+w\frac{\partial C}{\partial z}=\frac{\partial}{\partial z}\left(\kappa\frac{\partial C}{\partial z}\right)+F_c+\Lambda C \qquad (1)$$

sendo C um traçador genérico, (u,v,w) as componentes (x,y,z) da velocidade em $m.s^{-1}$, κ a difusividade turbulenta vertical ($m^2.s^{-1}$), Fc o termo que representa a difusão horizontal e ΛC o termo de fontes e sumidouros. O acoplamento entre o modelo de circulação e o modelo ecológico foi realizado através do termo de fontes e sumidouros da Equação 1.

O modelo ecológico utilizado na base do desenvolvimento do ECO-SELFE é o EcoSim 2.0 – Ecological Simulation (BISSET *et al.*, 2004). Na sua formulação original este modelo considera os ciclos do carbono, azoto, fósforo, sílica e ferro e permite simular um conjunto de variáveis ecológicas: vários grupos de fitoplâncton, bacterioplâncton, matéria orgânica dissolvida e particulada, nutrientes inorgânicos e carbono inorgânico dissolvido. Dado o interesse de simular a dinâmica do zooplâncton na Ria de Aveiro e o ciclo do oxigénio o modelo ECO-SELFE foi expandido a partir da formulação do EcoSim 2.0. Desta forma, para além das variáveis ecológicas presentes no EcoSim 2.0 o ECO-SELFE permite ainda simular diferentes grupos de zooplâncton, o oxigénio dissolvido e a carência química de oxigénio. Na Figura 1 apresentam-se os termos de fontes e sumidouros do modelo ecológico.

Numericamente o ECO-SELFE baseia-se num esquema de elementos finitos / volumes finitos. O domínio é discretizado horizontalmente utilizando malhas não-estruturadas e verticalmente através de coordenadas híbridas SZ. A advecção da salinidade e da temperatura pode ser resolvida utilizando métodos Eulerianos-Lagrangianos (ELM), de *upwind* ou de TVD. Para a resolução da advecção dos traçadores ecológicos apenas os dois últimos métodos se encontram disponíveis.

Seguidamente descreve-se de forma sucinta a formulação adoptada para a simulação do zooplâncton, cuja descrição detalhada se encontra em RODRIGUES *et al.*, 2008, e a formulação do ciclo do oxigénio, a qual foi implementada recentemente. Descrições adicionais sobre a formulação do modelo numérico podem ser encontradas em BISSET *et al.* (2004) e ZHANG e BAPTISTA (2008).

Zooplâncton

O zooplâncton é calculado em termos de carbono (ZC), azoto (ZN) e fósforo (ZP):

$$\Lambda ZC_l=\mu_{z_l}ZC_l-e_{z_l}ZC_l-g_{z_l}ZC_l \qquad (2)$$

$$\Lambda ZN_l=\frac{F_N}{F_C}\mu_{z_l}ZC_l-e_{z_l}ZN_l-g_{z_l}ZN_l \qquad (3)$$

$$\Lambda ZP_l=\frac{F_P}{F_C}\mu_{z_l}ZC_l-e_{z_l}ZP_l-g_{z_l}ZP_l \qquad (4)$$

onde l se refere a cada grupo funcional de zooplâncton, μ_{z_l} é a taxa de crescimento do zooplâncton (dia^{-1}), e_{z_l} é a taxa de

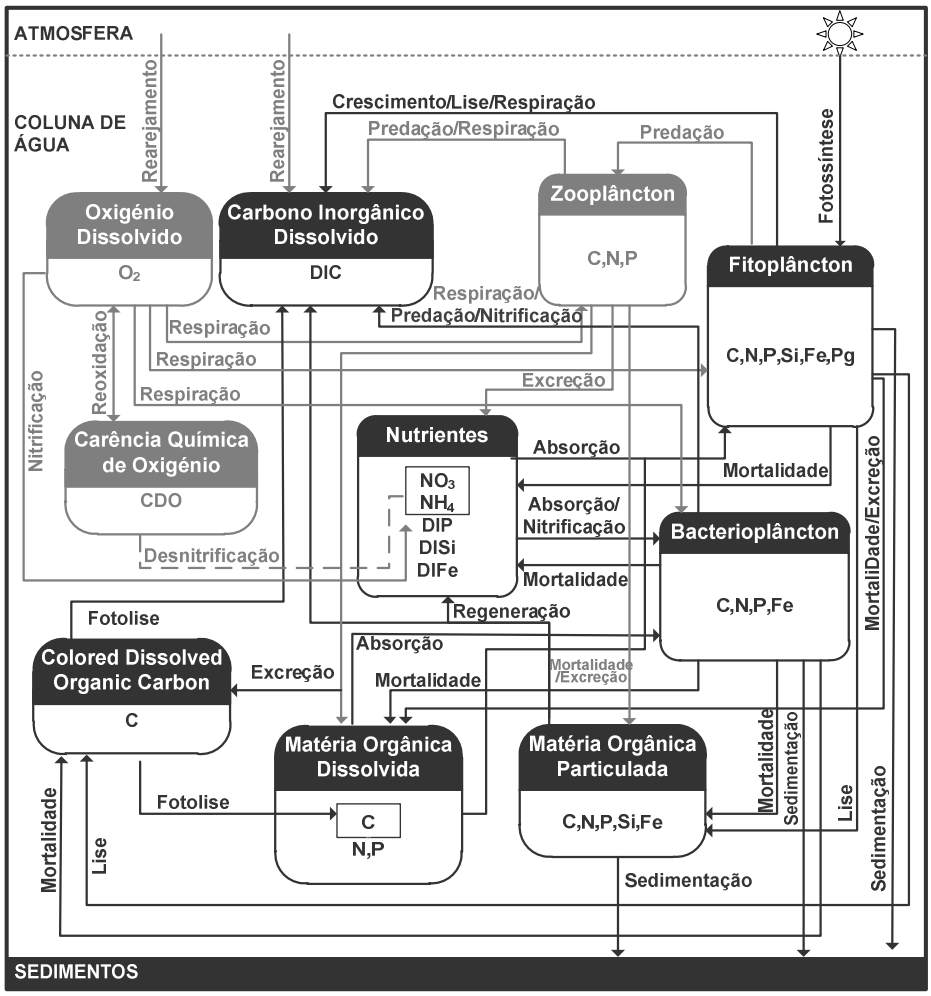


Figura 1: Representação esquemática dos processos considerados no modelo ecológico (as linhas a cinzento claro indicam os termos adicionais ao modelo EcoSim 2.0).

excreção (dia^{-1}), g_{z_l} é a taxa de mortalidade (dia^{-1}), e *FC*, *FN* e *FP* representam a quantidade de alimento disponível para o zooplâncton em termos de carbono, azoto e fósforo, respectivamente.

A taxa de crescimento do zooplâncton é calculada de acordo com VICHI *et al.* (2007) e depende, entre outros factores, da temperatura da água. As formulações adoptadas no modelo para o crescimento do zooplâncton dependente da temperatura baseiam-se nos resultados do trabalho de LEANDRO *et al.* (2006a,b) na Ria de Aveiro. Os termos de perda do zooplâncton são considerados constantes e são definidos em função do local de estudo e do grupo funcional.

A extensão do EcoSim 2.0 para a simulação do zooplâncton traduziu-se também em alterações dos termos de fontes e sumidouros de outras variáveis ecológicas, nomeadamente os grupos de fitoplâncton, a matéria orgânica dissolvida e particulada, a amónia, os fosfatos, o ferro inorgânico e o carbono inorgânico dissolvido (RODRIGUES *et al.*, 2008).

Oxigénio Dissolvido

A formulação adoptada para a simulação do ciclo do oxigénio baseia-se essencialmente no modelo proposto por VICHI *et al.* (2007), considerando um termo adicional relativo ao rearejamento (trocas físicas com a atmosfera). As variações na concentração de oxigénio dissolvido resultam dos ganhos devidos à produção primária bruta e ao rearejamento, e das perdas devidas à respiração do fitoplâncton, do zooplâncton e do bacterioplâncton, à nitrificação e às reacções químicas pelágicas. A equação seguinte traduz estas variações, com excepção do termo relativo ao rearejamento (*reaer*) que é introduzido unicamente na fronteira de superfície:

$$\Lambda DO = \Omega_C^O \sum_i \left(\mu_{r_i} PC_i - respP_i\right) - \Omega_C^O \sum_l respZ_l - \Omega_C^O f_B respB - \Omega_N^O AtoN - \frac{1}{\Omega_O^S} COD \quad (5)$$

onde ΛDO representa as variações em termos de fontes e sumidouros do oxigénio dissolvido (mmol O_2.m^{-3}), i o número de grupos de fitoplâncton, μ_{r_i} a taxa de crescimento do fitoplâncton (dia^{-1}), PC_i a concentração em carbono do grupo de fitoplâncton i (mmol C.m^{-3}), $respP_i$ a respiração do grupo de fitoplâncton i (mmol C.m^{-3}), f_B o factor de regulação do oxigénio (adimensional), *respB* a respiração do bacterioplâncton (mmol C.m^{-3}), *respZl* a respiração do grupo de zooplâncton l (mmol C.m^{-3}), *AtoN* representa a nitrificação (mmol N.m^{-3}), CDO a carência química de oxigénio (mmol O_2.m^{-3}) e Ω são coeficientes estequiométricos.

A respiração do fitoplâncton é dada por (VICHI *et al.*, 2007):

$$respP_i = b_{Pi} Q_{Pi}^{\frac{T-10}{10}} PC_i + \gamma_{Pi}(\mu_{r_i} PC_i - e_i PC_i) \quad (6)$$

sendo b_{Pi} a taxa de respiração basal do grupo de fitoplâncton *i* (dia^{-1}), Q_{Pi} um coeficiente para a dependência da temperatura (adimensional), T a temperatura da água (ºC), γ_{Pi} a fracção assimilada da produção pelo grupo de fitoplâncton *i* (adimensional) e e_i a taxa de excreção do grupo de fitoplâncton *i* (dia^{-1}). A taxa de crescimento é definida com base no valor mínimo tendo em consideração a disponibilidade de luz e de nutrientes (ver BISSET *et al.*, 2004).

A respiração do zooplâncton é definida como (VICHI *et al.*, 2007):

$$respZ_l = b_{Zl} Q_{Zl}^{\frac{T-10}{10}} ZC_l + (1-\beta_{Zl})(1-\eta_{Zl})\mu_{z_l} ZC_l \quad (7)$$

sendo b_{Zl} a taxa de respiração basal do grupo de zooplâncton *l* (dia^{-1}), Q_{Zl} um coeficiente para a dependência da temperatura (adimensional), β_{Zl} a fracção da absorção que é excretada (adimensional), η_{Zl} é a eficiência da assimilação (adimensional).

Por sua vez a respiração do bacterioplâncton é dada por (VICHI *et al.*, 2007):

$$respB = b_B Q_B BC + (1 - GGE_C + GGE_C^O (1 - f_B))\rho_B \quad (8)$$

sendo b_B a taxa de respiração basal do bacterioplâncton (dia^{-1}), Q_B um coeficiente para a dependência da temperatura (adimensional), GGE_C a eficiência do crescimento (adimensional), GGE_C^O o decréscimo na eficiência de crescimento em condições anóxicas (adimensional) e ρ_B a absorção pelo bacterioplâncton (mmol C.m^{-3}). O factor de regulação do oxigénio é dado por (VICHI *et al.*, 2007):

$$f_B = \frac{DO^3}{DO^3 + K_{sB_O}} \quad (9)$$

sendo K_{sB_O} a constant de semi-saturação para a limitação de oxigénio (mmol O_2.m^{-3}).

O rearejamento é calculado de acordo com HULL *et al.* (2008):

$$reaer = K_{reaer}(DO_{sat} + DO_w - DO) \quad (10)$$

sendo K_{reaer} o coeficiente de rearejamento (m.dia^{-1}), DO_{sat} a concentração de oxigénio de saturação (mmol O_2.m^{-3}), DO_w o incremento na concentração de saturação devido à tensão do vento (mmol O_2.m^{-3}) e DO a concentração actual de oxigénio. O termo DO_w pode ser utilizado opcionalmente, sendo a sua utilização definida pelo utilizador. No modelo desenvolvido estão disponíveis duas formulações alternativas para o cálculo do coeficiente de rearejamento: WANNINKHOF (1992) e THOMANN e MULLER (1987). A concentração de saturação é dada por WEISS (1970), sendo o incremento devido ao efeito do vento dado por HULL *et al.* (2008).

As alterações introduzidas no modelo ecológico para a simulação do ciclo do oxigénio implicaram também alterações nas equações de outras variáveis ecológicas, nomeadamente o fitoplâncton, o zooplâncton, o bacterioplâncton, os nitratos e o carbono inorgânico dissolvido.

Carência Química de Oxigénio

A carência química de oxigénio (COD) resulta do balanço entre a respiração anóxica do bacterioplâncton e os processos de desnitrificação (VICHI *et al.*, 2007):

$$\Lambda COD = \Omega_C^S \Omega_C^O (1 - f_B)\, respB - \Omega_C^S \Omega_C^O\, AtoDenit - reox \quad (11)$$

sendo *AtoDenit* a desnitrificação e *reox* a reoxidação. Estes termos são calculados de acordo com VICHI *et al.* (2007).

APLICAÇÃO À RIA DE AVEIRO

Área de Estudo

A Ria de Aveiro é um sistema lagunar temperado localizado na costa NW de Portugal Continental (40º38'N, 8º45'W). Nos seus 45 km de extensão, desde Ovar até Mira, e 10 km de largura máxima, a Ria cobre uma área de 83 km^2 em preia-mar de marés vivas, a qual é reduzida a 66 km^2 em baixa-mar (DIAS e LOPES, 2006). A ligação ao mar, do qual a Ria se encontra separada por um cordão litoral arenoso, faz-se através de um único canal artificial com 1.3 km de comprimento, 350 m de largura e 20 m de profundidade (Figura 2). Este é um dos canais mais profundos do sistema, cuja profundidade média é de 1 m (DIAS *et al.*, 2000). Na embocadura da Ria o prisma de maré é de cerca de 70x10^6 m^3 em marés vivas com amplitude de 2.5 m (*in* DIAS *et al.*, 2000). As marés na embocadura da laguna são semi-diurnas, com uma amplitude média de 2 m, a qual atinge o valor mínimo de 0.6 m em marés mortas e o valor máximo de 3.2 m em marés vivas (Dias et al., 2000), sendo a laguna considerada mesotidal.

Desde o canal artificial de ligação ao mar, a Ria estende-se em quatro canais principais (Mira, S. Jacinto, Ílhavo e Espinheiro – Figura 2), os quais que possuem várias ramificações e interligações (com excepção do canal de Mira) e contribuem para a complexidade do sistema. Através destes canais afluem as principais fontes de água doce à laguna, sendo os dois afluentes principais os rios Vouga e Antuã (DIAS e LOPES, 2006; DIAS *et al.*, 2000). Existe alguma incerteza relativamente aos caudais provenientes dos rios Vouga e Antuã, sendo referidos na bibliografia caudais médios de cerca de 50 e 5 m^3/s (DIAS e LOPES, 2006) ou de 29 e 2 m^3/s (DIAS *et al.*, 2000), respectivamente. Nos restantes canais os caudais fluviais são significativamente inferiores, existindo, no entanto, pouca informação relativamente aos seus valores, nomeadamente no canal de Mira para o qual o caudal não é bem conhecido (DIAS e LOPES, 2006).

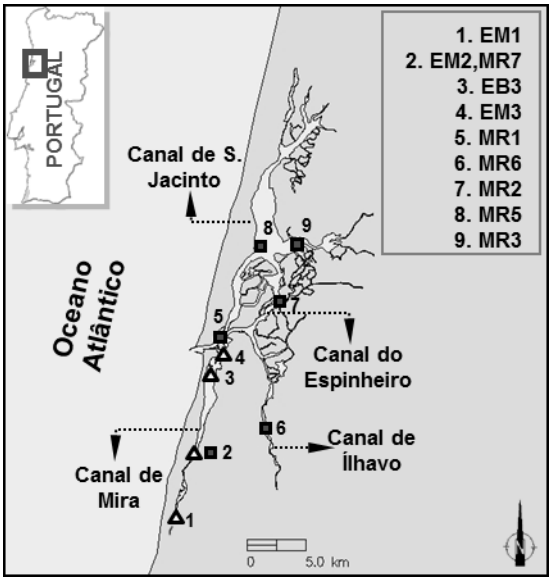


Figura 2: Localização da Ria de Aveiro e das estações de amostragem (campanhas recentes - EM e EB - e ModelRia - MR).

Descrição dos Dados e das Campanhas

A validação do modelo em toda a extensão da Ria de Aveiro foi realizada com base em dados das campanhas do projecto ModelRia (ALMEIDA *et al.*, 2005). A localização das estações de amostragem é apresentada na Figura 2 (estações MR), tendo sido

realizadas durante as campanhas deste projecto medições de zooplâncton, clorofila a e nutrientes, entre outros.

Para a caracterização do ciclo diurno, e da respectiva variação sazonal, foram realizadas 3 campanhas específicas no canal de Mira em 29-31 de Março de 2009, 15-17 de Setembro de 2009 e 27-29 de Janeiro de 2010. A amostragem foi realizada em 4 estações ao longo do canal de Mira (Figura 2; estações EM e EB), tendo sido realizadas medições de parâmetros físicos, químicos e biológicos. Com excepção das medições de níveis na estação EM3 (Navio-Museu), todas os parâmetros foram medidos durante um período de 24 horas, tendo as medições sido iniciadas no segundo dia de cada campanha. A medição de níveis na estação EM3 (sensor de pressão LevelTroll 500) foi iniciada no primeiro dia de cada campanha e decorreu durante um período de cerca de 42 horas com intervalos de 10 minutos. Na estação EB (Embarcação) as medições de níveis foram realizadas com intervalos de 1 hora. Nesta estação foram também medidas velocidades (correntómetro electromagnético), em toda a coluna de água, com intervalos de 1 hora. Nas estações EM2 (Vagueira) e EM1 (Areão) utilizaram-se réguas de níveis, tendo o intervalo de medição sido de 3 horas. Em todas as estações foram realizadas medições *in-situ* de salinidade, temperatura e oxigénio dissolvido (sondas YSI 556 e STD Anderaa). Na estação EB foi ainda medida fluorescência com um CTD com fluorímetro (NXIC CTD). Foram também colhidas amostras de água para posterior análise laboratorial. Nas estações EM as medições e colheitas de água foram realizadas a duas profundidades (superfície e fundo) e com intervalos de 3 horas; na estação EB a amostragem foi realizada a 3 profundidades (superfície, meia-água e fundo) e com intervalos horários. Durante as campanhas foram também caracterizadas as principais afluências à Ria de Aveiro tendo sido realizadas medições de caudal, medições *in-situ* de salinidade, temperatura e oxigénio dissolvido, bem como colheitas de água. Os locais de caracterização das afluências foram: Poço da Cruz (Mira),Ouca (Boco), Angeja (Vouga), Estarreja (Antuã) e Ribeira-Ovar (Caster).

As concentrações de clorofila a e nutrientes foram determinadas laboratorialmente. A clorofila a foi determinada por espectofotometria realizando a extracção em acetona aquosa a 90% (calculada por LOREZEN, 1967). A amónia (NH_4^+) foi determinada pelo método do Azul de Indofenol (KOROLEFF, 1969). Os nitratos (NO_3^-; incluem os nitritos) foram determinados pelo método de GRASSHOFF (1976). Os fosfatos (PO_4^{3-}) foram determinados pelo método de MURPHY e RILEY (1962). Os silicatos (SiO_2) foram determinados pelo método de FAMMING e PILSON (1073). Os três últimos parâmetros foram determinados no FIAstar 5000 Analyzer.

Setup do Modelo

A implementação do modelo tridimensional baroclínico baseou-se na aplicação bidimensional desenvolvida por OLIVEIRA *et al.* (2006).

As simulações de abrangência espacial mais alargada foram baseadas na aplicação descrita detalhadamente em RODRIGUES *et al.* (2009a). A simulação de Primavera (Março/2001) foi utilizada como base para explorar o efeito dos caudais e do aumento da carga de nutrientes na dinâmica fitoplanctónica na Ria. Desta forma, para além da simulação de base, foram realizadas quatro simulações adicionais de teste cenários. Estes cenários consistiram na duplicação e redução a metade dos caudais afluentes à Ria, e das cargas de nutrientes face ao cenário base (Tabela 1).

Tabela 1: Caracterização das afluências no cenário base e definição dos quatro cenários.

	Caudal (m^3/s)	NH_4^+ (μM)	NO_3^- (μM)	PO_4^{3-} (μM)	SiO_2 (μM)
Vouga	31.0	2.6	92.4	1.1	20.9
Antuã	10.0	9.5	95.9	1.0	38.5
Mira	4.5	8.1	192.9	3.5	117.7
Boco	4.5	9.1	120.2	2.3	95.1
Caster	8.5	5.2	83.2	1.1	49.5

Cenário 1	Duplicação dos caudais afluentes
Cenário 2	Redução a metade dos caudais afluentes
Cenário 3	Duplicação das cargas de nutrientes
Cenário 4	Redução a metade das cargas de nutrientes

A simulação de validação do ciclo diurno foi realizada para o período de Março de 2009. Esta simulação baseou-se na aplicação de RODRIGUES *et al.* (2009), tendo sido introduzidas algumas melhorias no modelo, nomeadamente em termos de resolução da malha de cálculo no canal de Mira e de batimetria na zona da embocadura.

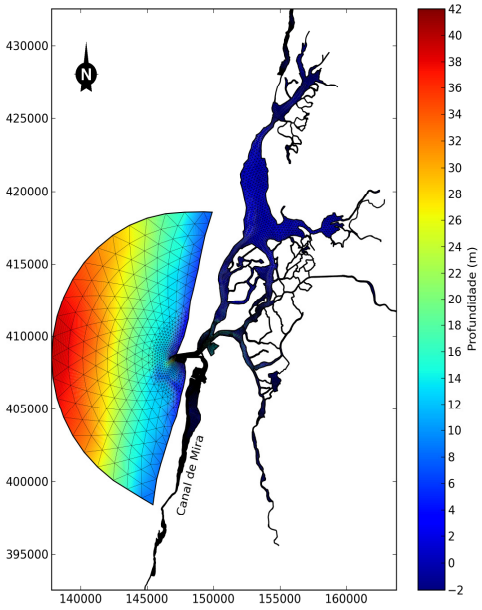
Para o cálculo da hidrodinâmica o domínio horizontal foi discretizado numa malha com cerca de 31000 nós (Figura 3a), cuja resolução espacial varia entre 1.5 km na zona costeira e 2 m nos canais mais estreitos. Na vertical foram considerados 7 níveis *S* igualmente espaçados. A rugosidade variou entre 0.07 cm na zona costeira e 0.02 cm a montante (DIAS *et al.*, 2006). Considerou-se o fecho de turbulência Generic Length Scale KKL, com a função de estabilidade de Kantha & Clayson's. O período de simulação foi de 35 dias, com 2 dias de inicialização. O passo de cálculo considerado foi de 30 s.

Foram consideradas 6 fronteiras abertas. A fronteira oceânica foi forçada por 14 constituintes de maré (Z0, MSF, M2, S2, N2, K2, O1, K1, P1, Q1, M4, MN4, MS4 e M6) obtidas do modelo regional de FORTUNATO *et al.* (2002). As fronteiras fluviais foram forçadas por caudais constantes, estimados a partir das medições realizadas durante as campanhas. Estes caudais foram: 31.9 m^3/s (rio Vouga), 2.6 m^3/s (rio Antuã), 0.7 m^3/s (Mira), 0.2 m^3/s (rio Boco) e 0.9 m^3/s (rio Caster).

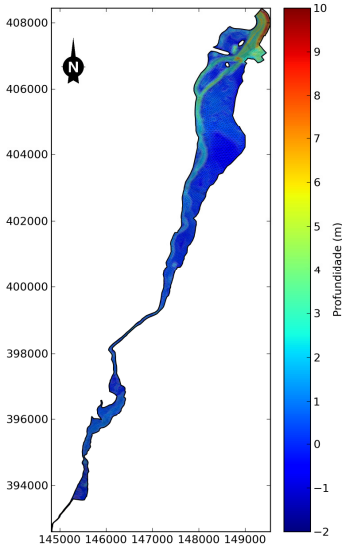
Para as condições iniciais de salinidade e temperatura considerou-se um gradiente espacial. Na fronteira oceânica considerou-se um valor constante de salinidade (36). A temperatura foi forçada com os dados medidos na bóia de Leixões (http://www.hidrografico.pt/). Nas fronteiras fluviais a salinidade e a temperatura foram forçadas com os valores medidos durante as campanhas.

As trocas de calor entre a superfície da água e a atmosfera foram simuladas com o modelo ZHENG *et al.* (1998). Para o forçamento atmosférico utilizaram-se dados da estação meteorológica da Universidade de Aveiro e do NCEP Reanalysis Data (http://www.esrl.noaa.gov/psd/).

A dinâmica ecológica no canal de Mira foi simulada considerando uma malha com cerca de 12000 nós (Figura 3b) e o forçamento tridimensional de níveis, velocidades, salinidade e temperatura obtido na simulação hidrodinâmica na fronteira de jusante. Na fronteira de montante manteve-se o forçamento hidrodinâmico descrito anteriormente. As condições iniciais foram estabelecidas com base nos valores médios das medições realizadas e nos critérios definidos em RODRIGUES *et al.* (2009a). Do mesmo modo, as condições de fronteira foram baseadas nas medições realizadas na campanha a montante no Poço da Cruz e nos valores médios medidos a jusante no Navio-Museu (Tabela 2). Para as restantes variáveis foram utilizados os critérios definidos em RODRIGUES *et al.* (2009a). Dado que foi introduzido o ciclo de oxigénio apresentam-se os parâmetros de entrada na Tabela 3.



a)



b)

Figura 3: Malhas de cálculo e batimetria (NM): a) simulação hidrodinâmica e b) simulação ecológica (canal de Mira).

Para os restantes parâmetros utilizaram-se os valores propostos em RODRIGUES *et al.* (2009a). Foi também realizada uma exploração da sensibilidade do modelo à respiração basal do fitoplâncton e à utilização do incremento devido ao vento na concentração de saturação de oxigénio dissolvido.

Influência dos Caudais Afluentes e das Cargas de Nutrientes

A aplicação do modelo acoplado em toda a extensão da Ria de Aveiro no período da Primavera de 2001 mostra a sua capacidade de representar de forma adequada os processos ecológicos neste ecossistema. Em particular, o modelo representa as várias variáveis ecológicas no intervalo de variação dos dados (Figura 4). A Tabela 4 mostra a comparação dos valores médios medidos com os valores médios simulados. Globalmente as diferenças são da ordem de 20-30%. Para a clorofila a as diferenças são da ordem de 1.4 µg/l, o que corresponde a cerca de 30%. Na simulação do zooplâncton o erro médio absoluto é da ordem de 0.009 mg/l.

Tabela 2: Condições de fronteira das variáveis do modelo ecológico.

Variável	Jusante	Montante
Zooplâcton C (mg C/l)	0.01	0.01
Zooplâncton N (mg N/l)	0.001	0.001
Zooplâncton P(mg P/l)	0.0002	0.0002
Fitoplâncton C (mg C/l)	0.07	1.10
Fitoplâncton N (mg N/l)	0.01	0.20
Fitoplâncton P (mg P/l)	0.002	0.030
Fitoplâncton Si (mg Si/l)	0.03	0.47
Clorofila a (µg C/l)	1.14	18.72
Bacterioplâncton C (mg C/l)	0.01	0.01
Bacterioplâncton N (mg N/l)	0.002	0.002
Bacterioplâncton P (mg P/l)	0.0004	0.0004
Carbono Org. Dissolvido (mg C/l)	32.1	21.3
Azoto Org. Dissolvido (mg N/l)	0.02	0.25
Fósforo Org. Dissolvido (mg P/l)	0.007	0.001
Carbono Org. Particulado (mg C/l)	9.60	6.40
Azoto Org. Particulado (mg N/l)	0.006	0.074
Fósforo Org. Particulado (mg P/l)	0.0023	0.0005
Sílica Org. Particulada (mg Si/l)	0.01	0.15
NH4+ (µmol N /l)	2.00	15.82
NO3- (µmol N /l)	9.86	170.7
PO43- (µmol P /l)	2.57	1.00
SiO2 (µmol Si/l)	19.52	200.00
Carbono Inorg. Dissolvido (mg C/l)	24.00	24.00
Oxigénio Dissolvido (mg O2/l)	7.8	11.4
CQO (mg O2/l)	0.0	0.0

Tabela 3: Parâmetros de entrada – ciclo do oxigénio (VICHI *et al.*, 2007).

Parâmetro	Valor
b_{Pi} (dia^{-1})	0.01; 0.05
Q_{Pi} (-)	2.0
γ_{Pi} (-)	0.1
b_{Zl} (dia^{-1})	0.02
Q_{Zl} (-)	3.0
η_{Zl} (-)	0.6
b_B (dia^{-1})	0.01
Q_B (-)	2.95
$GGE_C{}^O$ (-)	0.2
K_{sB_O} (mmol O_2.m^{-3})	30.0

[1] i e l=1

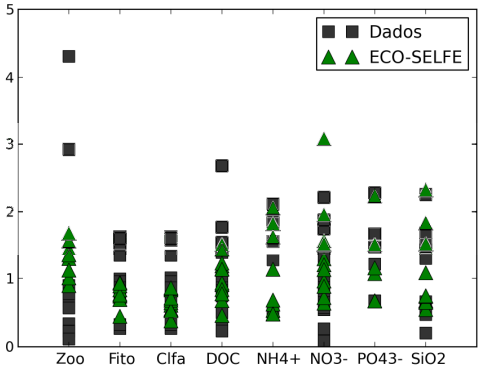


Figura 4: Comparação entre os dados e os resultados do ECO-SELFE para as variáveis ecológicas, considerando as estações MR1, MR2, MR3, MR5, MR6 e MR7 (os valores de cada variável foram adimensionalizados pela média respectiva dos dados).

Estas diferenças são, de um modo geral, semelhantes ou inferiores às obtidas por outros autores neste tipo de aplicações (e.g. LOPES *et al.*, 2008; FITZPATRICK, 2009).

Tabela 4: Comparação entre valores médios e a variação dos dados (entre parênteses) e os resultados do modelo considerando todas as estações de amostragem. Erro médio absoluto (EMA) entre ambos.

Parâmetro	Dados	ECO-SELFE	EMA
Zooplâncton (mg C/l)	0.009 (0.001-0.04)	0.014 (0.01-0.02)	0.009
Clorofila a (µg/l)	3.7 (0.9-5.5)	2.6 (1.2-2.9)	1.4
NH_4^+ (µM)	4.2 (<2-8.8)	4.4 (<2-8.6)	1.2
NO_3^- (µM)	61.3 (5.0-135.5)	83.8 (39.3-189.0)	27.7
PO_4^{3-} (µM)	1.5 (<1.0-3.4)	2.5 (<1-3.34)	0.2
SiO_2 (µM)	50.4 (10.0-113.5)	33.4 (27.4-117.0)	19.0

A influência dos caudais afluentes e das cargas de nutrientes a variação da clorofila a é apresentada nas Figuras 5 e 6. Globalmente, observa-se que a variação da carga de nutrientes não afecta as concentrações de clorofila a nas várias estações localizadas ao longo da Ria. As diferenças mais significativas encontram-se associadas à variação de caudais, sendo mais elevadas quando maior o caudal afluente. Em particular, as diferenças mais elevadas entre os cenários observam-se na estação MR2 (canal do Espinheiro), à qual aflui o rio Vouga. Nesta estação observa-se também uma maior amplitude de variação das concentrações de clorofila a. A duplicação do caudal traduz-se, de um modo geral, numa diminuição da concentração de clorofila a, o que poderá estar associado aos menores tempos de residência, tendo a diminuição de caudal o efeito inverso (e.g. estações MR1 e MR5). A excepção a esta situação observa-se na estação MR7 (canal de Mira) onde ocorre o efeito contrário. Esta dinâmica poderá estar relacionada com a maior proximidade de montante desta estação, e com o efeito combinado das condições de montante e da propagação da maré. Com efeito neste braço as concentrações de clorofila a impostas a montante são mais elevadas, observando-se com o aumento de caudal uma menor propagação para montante das concentrações de jusante (menos elevadas). Esta situação é mais evidente em períodos de marés mortas (resultados não apresentados). Globalmente, os resultados mostram que os processos físicos e a interacção entre os mesmos afectam de forma a significativa a concentração da clorofila a.

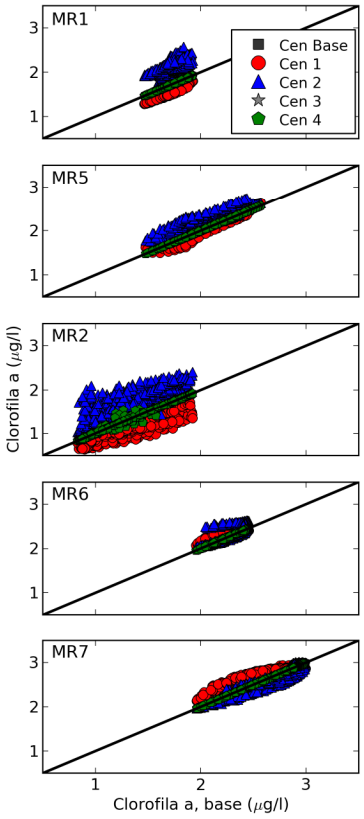


Figura 5: Influência dos caudais fluviais e das cargas de nutrientes na concentração de clorofila a nos canais de S. Jacinto (MR1 e MR5), Espinheiro (MR2), Ílhavo (MR6) e Mira (MR7): cenário base vs. restantes cenários.

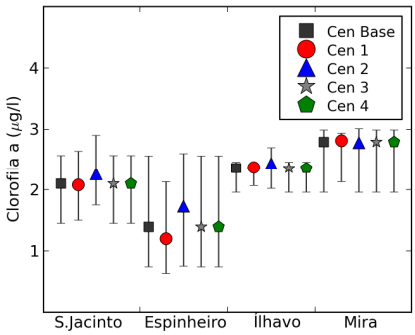


Figura 6: Valores médios, máximos e mínimos de clorofila a para os diferentes cenários nos canais de S. Jacinto, Espinheiro, Ílhavo e Mira.

Ciclo Diurno

A validação do modelo para o ciclo diurno foi realizada para o período de Março/2009. Os resultados de níveis no Navio-Museu (estação EM3) evidenciam que modelo representa correctamente a fase e a amplitude, com diferenças inferiores a 5-10 cm (Figura 7a). No que se refere à velocidade, medida na estação EB (no centro do canal de Mira na zona da Costa Nova), observa-se que o modelo representa adequadamente a velocidade média, a qual varia entre 0.5 m/s em vazante e 1 m/s em enchente (Figura 7b). Em relação à variação da salinidade observa-se um gradiente longitudinal, que varia entre 30-36 a jusante e 2-10 a montante

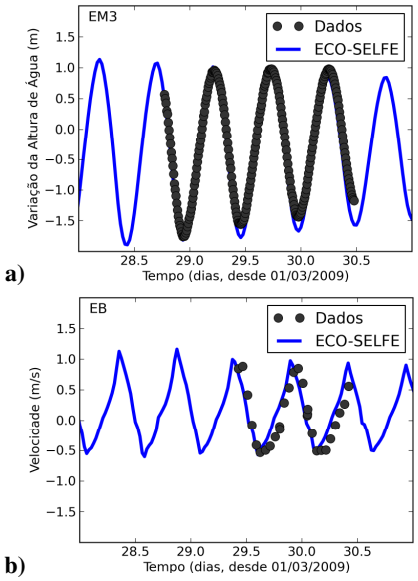


Figura 7: Comparação entre os dados e dos resultados do modelo: a) níveis na estação EM3 e b) velocidade na estação EB. Os valores positivos (negativos) representam a enchente (vazante).

(Figura 8). Os resultados da simulação mostram a capacidade do modelo de representar adequadamente este gradiente, sendo as diferenças observadas inferiores a 2.5. Em relação à temperatura os erros também são relativamente reduzidos, e inferiores a 0.5-1ºC. Observa-se um aumento de temperatura durante o dia, o qual tem maior amplitude nos locais menos profundos (Vagueira, EM2, e Areão, EM1), representando o modelo adequadamente esta variação do ciclo diurno. As diferenças observadas entre os dados e o modelo podem dever-se a incertezas na estimativa dos caudais, à batimetria utilizada, nomeadamente a montante, e ao forçamento atmosférico, o qual foi considerado constante em todo o domínio.

Os resultados para as variáveis ecológicas são apresentados na Figura 9. Para a clorofila a observa-se um gradiente longitudinal, com uma diminuição de montante (5-15 µg/l) para jusante (<2 µg/l), o qual é representado adequadamente, em particular com a taxa de respiração basal do fitoplâncton de 0.05 dia^{-1}. Durante a noite (dia 30) as concentrações aumentam devido ao transporte de montante para jusante durante a vazante. O oxigénio dissolvido é também representado adequadamente com diferenças geralmente inferiores a 1 mg/l. As diferenças mais elevadas são observadas na estação EM1 (Areão) onde as concentrações são sobrestimadas. O efeito da consideração do incremento devido ao vento na concentração de saturação de oxigénio é visível apenas nesta variável, sendo mais pronunciado nas zonas menos profundas. Em relação aos nutrientes também se observa um gradiente longitudinal, ocorrendo as concentrações mais elevadas a montante, com excepção dos fosfatos. Para os vários nutrientes o modelo representa adequadamente as variações ao longo do ciclo de maré e não se observam diferenças muito elevadas entre as três parametrizações consideradas. A excepção a esta situação ocorre para a amónia nas estações de montante. Nestas estações os resultados mostram a estreita dinâmica que existe entre o fitoplâncton e a amónia. Os fosfatos e os silicatos, dado que estão a ser simuladas diatomáceas, têm variações mais reduzidas. Estes resultados evidenciam a importância adequada da parametrização dos processos, nomeadamente os associados ao fitoplâncton, a qual tinha sido mostrada por RODRIGUES *et al.*, 2009b. Para além da incerteza associada à parametrização do modelo ecológico, as diferenças podem dever-se também à especificação das condições fronteira, as quais são consideradas constantes durante o período simulado.

CONCLUSÕES

O ECO-SELFE, modelo tridimensional hidrodinâmico-ecológico acoplado, foi melhorado para a simulação do ciclo do oxigénio. O modelo foi validado na Ria de Aveiro para diferentes escalas espaciais e temporais. Os resultados da aplicação em toda a extensão da Ria mostram a sua capacidade de simular a dinâmica ecológica deste sistema, com erros globalmente inferiores a 20-30%. Os resultados da aplicação no canal de Mira mostraram a capacidade do modelo representar adequadamente os gradientes longitudinais das variáveis ecológicas, durante o ciclo diurno. A exploração do modelo acoplado mostrou a estreita ligação entre os processos ecológicos e os processos físicos na Ria de Aveiro, observando-se uma influência significativa dos caudais fluviais na evolução da concentração de clorofila a no sistema, assim como a importância da interacção entre processos físicos (caudal fluvial e maré) no controlo desta dinâmica. Globalmente mostrou-se a utilidade e aplicabilidade do ECO-SELFE como ferramenta de apoio à gestão dos ecossistemas estuarinos, surgindo a parametrização dos processos ecológicos simultaneamente como um factor de maior importância e incerteza na aplicação deste tipo de modelos a sistemas reais.

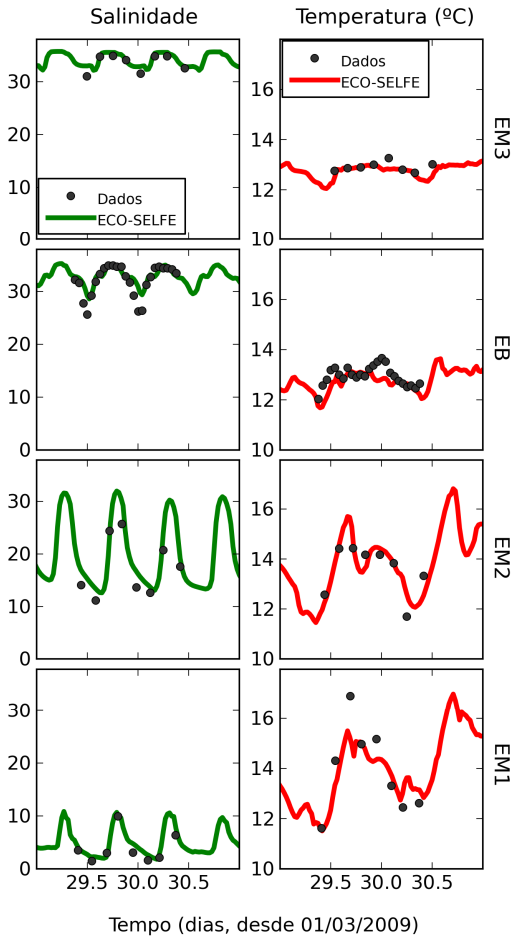


Figura 8: Comparação dos dados e dos resultados de salinidade e temperatura à superfície nas estações EM3, EB, EM2 e EM1.

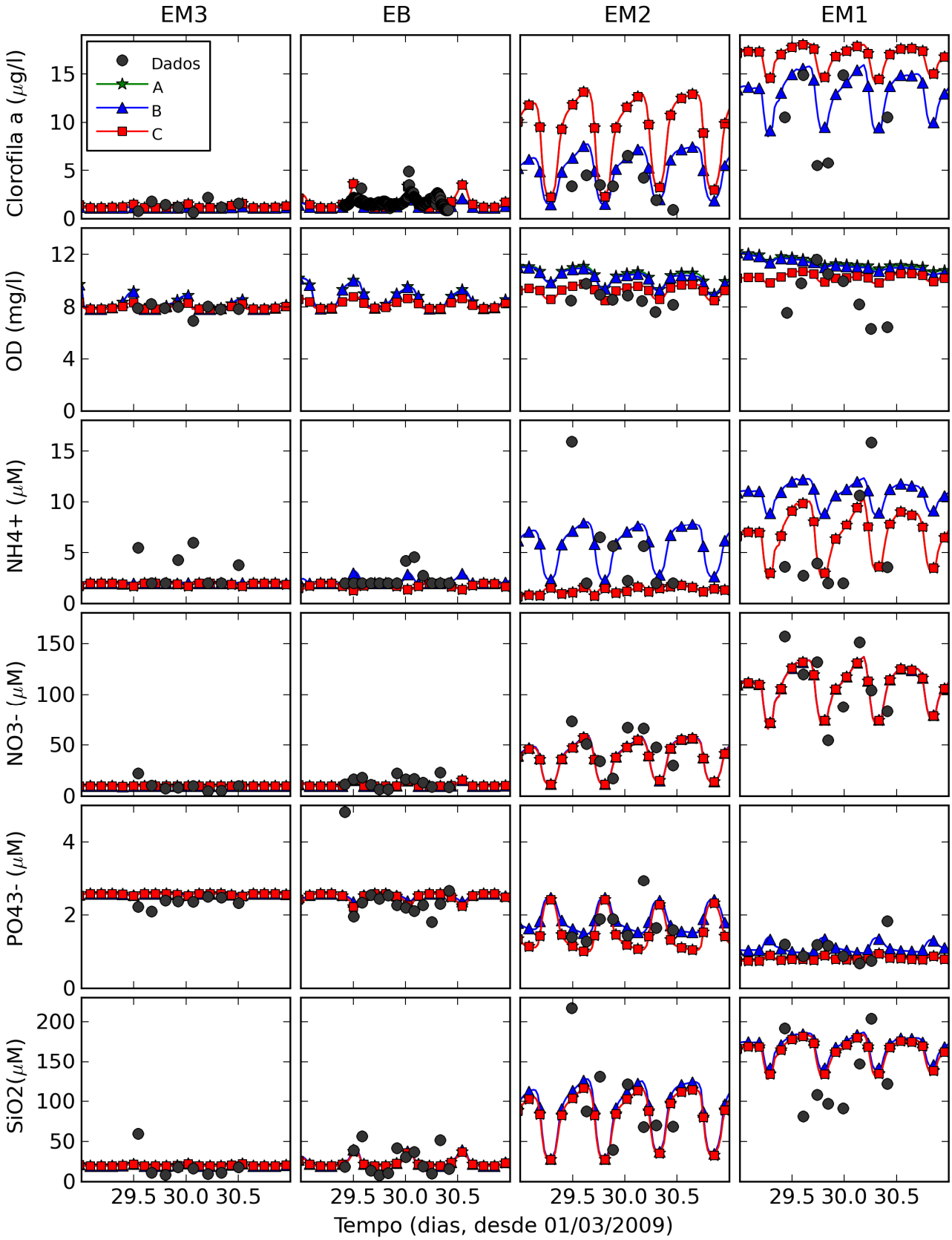


Figura 9: Comparação entre os dados e os resultados do ECO-SELFE para as variáveis ecológicas. Legenda: A – b_P =0.01 dia^{-1}; DO*w* = variável; B - b_P =0.05 dia^{-1}; DO*w* = variável; C= b_P =0.01 dia^{-1}; DO*w* = 0 mmol O_2.m^{-3}.

AGRADECIMENTOS

A primeira autora foi co-financiada pela bolsa SFRH/BD/41033/2007 da FCT. Este trabalho foi parcialmente financiado pelo projecto G-Cast (GRID/GRI/81733/2006) da FCT. A realização das campanhas e do trabalho laboratorial teve o apoio de: M. Guerreiro, A. Azevedo, X. Bertin, A. Nahon, N. Bruneau, A. Ré, R. Marques, A. Pereira, B. Silva, S. Tavares, J. Carvalho, J. Dias, S. Plecha T. Diniz, C. Sá e F. Santos. Os autores agradecem também à Prof.ª Maria Dolores Manso a disponibilização dos dados meteorológicos da estação meteorológica da UA e ao Doutor Alberto Azevedo os programas de pós-processamento

LITERATURA CITADA

ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A. e ALCÂNTARA, F., 2005. Relationship of bacterioplankton production with primary production and respiration in a shallow estuarine system (Ria de Aveiro, NW Portugal), *Microbiological Research*, 160, 315-328.

BARETTA-BEKKER, J.G. e BARETTA, J.W., 1997. European Regional Seas Ecosystem Model (ERSEM II), *Journal of Sea Research*, 38, 169-438.

BISSET, W.P.; DEBRA, S. e DYE, D., 2004. *Ecological Simulation (EcoSim) 2.0 Technical Description*, Tampa, Florida: Florida Environmental Research Institute, 25p.

CLOERN, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem, *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.

DIAS, J.M. e LOPES, J.F., 2006. Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: the case of Ria de Aveiro lagoon (Portugal), *Environmental Modelling & Software,* 21, 1-15.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal, *Physics and Chemistry of the Earth*, 25, 369-374.

FAMMING, J.C. e PILSON, M.E.Q., 1973, On the spectrophotometric determination of dissolved silica in natural waters, Analytical Chemistry, 45, 136-140.

FITZPATRICK, J.J., 2009. Assessing skill of estuarine and coastal eutrophication models for water quality managers, *Journal of Marine Systems*, 76, 195-211.

GARCÍA-BARCINA, J.M., GONZÁLEZ-OREJA, J.A. e DE LA SOTA, A., 2006. Assessing the improvement of the Bilbao estuary water quality in response to pollution abatement measures, *Water Research*, 40, 951-960.

GRANT, S.B., KIM, J.H.; JONES, B.H.; JENKINS, S.A.; WASYL, J. e CUDABACK, C., 2005. Surf zone entrainment, along-shore transport and human health implication of pollution from tidal inlets, *Journal of Geophysical Research*, 110, C10025.

GRASSHOFF, K., 1976. *Methods of seawater analysis*, Verlag, Chimie, NY.

HULL, V.; PARRELLA, L. e FALCUCCI, M., 2008. Modelling dissolved oxygen in coastal lagoons, *Ecological Modelling*, 211, 468-480.

KISHI, M.J. *et al.*. 2007. NEMURO – a lower trophic level model for the North Pacific marine ecosystem, *Ecological Modelling*, 202, 12-25.

KOROLEFF, F., 1969/70. *Direct determination of ammonia in natural water as indophenol blue.* ICES, Pap. C.M. 1969/C:9, revised 1970, 19-22.

LEANDRO, S.M.; QUEIROGA, H.; RODRÍGUEZ-GRAÑA, L. e TISELIUS, P., 2006a. Temperature-dependent development and somatic growth in two allopatric populations of Acartia clausi (Copepoda:Calanoida), *Marine Ecology Progress Series*, 322, 189-197.

LEANDRO, S.M.; TISELIUS, P. e QUEIROGA, H., 2006b. Growth and development of nauplii and copepodites of the estuarine copepod *Acartia tonsa* from southern Europe (Ria de Aveiro, Portugal) under saturating food conditions, *Marine Biology*, 150, 121-129.

LOPES, J.F.; DIAS, J.M. e DEKEYSER, I., 2006. Numerical modelling of cohesive sediments transport in the Ria de Aveiro lagoon, Journal of Hydrology, 319 (1-4), 176-198.

LOPES, J.F.; DIAS, J.M.; CARDOSO, A.C. e SILVA, C.I.V., 2005. The water quality of the Ria de Aveiro lagoon, Portugal: From the observations to the implementation of a numerical model, *Marine Environmental Research*, 60, 594-628.

LOPES, J.F.; SILVA, C.I. e CARDOSO, A.C., 2008. Validation of a water quality model for the Ria de Aveiro lagoon, Portugal, *Environmental Modelling & Software,* 23, 479-494.

LOREZEN *C.J., 1967,* Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations*, Limnology &*

MURPHY, J. e RILEY, J.P., 1962. Amodified single solution method for the determination of phosphate in natural waters, *Chimie Acta*, 27, 301-318.

Oceanography, 12.

OLIVEIRA, A.; FORTUNATO, A.B. e DIAS, J.M., 2006. Numerical modeling of the Aveiro inlet dynamics. *In:* Smith, J.M. (ed.), *30th International Conference on Coastal Engineering Book* , World Scientific Publishing, USA, 3282-3294.

RODRIGUES, M.; OLIVEIRA, A.; COSTA, M.; FORTUNATO, A.B. e ZHANG, Y.J., 2009b. Sensitivity Analysis of an Ecological Model Applied to The Ria de Aveiro, *Journal of Coastal Research*, SI56, 448-452.

RODRIGUES, M.; OLIVEIRA, A.; QUEIROGA, H.; FORTUNATO, A.B. e ZHANG, Y.J., 2009a. Three-dimensional modeling of the lower trophic levels in the Ria de Aveiro, *Ecological Modelling*, 220(9-10), 1274-1290.

RODRIGUES, M.; OLIVEIRA, A.; QUEIROGA, H.; ZHANG, Y.J.; FORTUNATO, A.B. e BAPTISTA, A.M., 2008. Integrating a circulation model and an ecological model to simulate the dynamics of zooplankton. *In:* Spaulding, M. (ed.), *Estuarine and Coastal Modeling Conference Book*, *Proceedings of the Tenth International Conference*, N.Y., ASCE, 427-446.

SKOGEN, M.D. e MOLL, A.. 2005. Importance of ocean circulation in ecological modeling: An exemple from the North Sea, *Journal of Marine Systems*, 57, 289-300.

THOMANN, R.V. e MUELLER, J.A., 1987. *Principles of surface water quality modeling and control.* Harper and Row Publishing, New York, USA.

TRANCOSO, A. R.; SARAIVA, S.; FERNANDES, L.; PINA, P.; LEITÃO, P. e NEVES, R.. 2005. Modelling macroalgae using a 3D hydrodynamic-ecological model in a shallow, temperate estuary. *Ecological Modelling*, 187, 232–246.

VICHI, M.; PINARDI, N. e MASINA, S.. 2007. A generalized model of pelagic biogeochemistry for the global ocean ecosystem. Part I: Theory, *Journal of Marine Systems*, 64, 89-109.

WANNINKHOF, R.. 1992. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean, *Journal of Geophysical Research*, 97(C5), 7373-7382.

WEISS, R.F., 1970. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater, *Deep Sea Research*, 17, 721-735.

ZENG, X.; ZHAO, M. e DICKINSON, R.E., 1998. Intercomparison of bulk aerodynamic algorithms for the computation of sea surface fluxes using TOGA COARE and TAO data, *Journal of Climate*, 11, 2628-2644.

ZHANG, Y. e BAPTISTA, A.M.. 2008. SELFE: A semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation, *Ocean Modeling*, 21(3-4), 71-96.

Monitorização do Estado Trófico da Ria de Aveiro no Intervalo Temporal entre 2000 e 2004: Implicações na Evolução da Qualidade da Água

E. Pereira [a], C.B. Lopes [a] e A.C. Duarte [a]
[a]CESAM & Departamento de Química, Universidade de Aveiro,
3810-193 Aveiro, Portugal.
{eduper, claudia.b.lopes, aduarte}@ua.pt

SUMÁRIO

A Ria de Aveiro é uma laguna costeira que ao longo da sua existência tem estado sujeita à pressão de factores naturais e antropogénicos tendo, no passado recente apresentado em algumas áreas elevadas concentrações de nutrientes devido aos efeitos combinados da escorrência natural dos solos, da agricultura, de descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais. A caracterização físico-química e a inventariação dos níveis de nutrientes na água de zonas estuarinas são parâmetros importantes, uma vez que elucidam sobre o estado da qualidade ambiental destes sistemas aquáticos. Neste estudo, os autores mostram a evolução da qualidade da água da Ria de Aveiro em pontos considerados sensíveis, por terem estado sujeitos a descargas industriais ou domésticas ou por se situarem em locais onde os efeitos da entrada em funcionamento das novas ETAR's e do emissário submarino pudessem sentir-se de forma precoce. Deste modo, são apresentadas as variações espaciais e sazonais dos teores de nutrientes na água da Ria, em duas condições de maré, determinadas em campanhas de amostragem quinzenais, mensais e trimestrais, em 2000/2001 e 2003/2004. Nestes períodos, o Canal Principal apresentou concentrações de nutrientes inferiores e o Esteiro de S. Pedro as concentrações mais elevadas. Os níveis de nutrientes foram, geralmente, superiores em baixa-mar, o que indica uma exportação de nutrientes do interior da Ria para a zona costeira adjacente e o fósforo foi identificado como o nutriente limitante na Ria. Apesar de persistirem pontos fortemente eutrofizados existem sinais de melhoria da qualidade da água da Ria de Aveiro.

PALAVRAS CHAVE: *nutrientes, azoto, fósforo, silício, eutrofização*

INTRODUÇÃO

Nos ecossistemas aquáticos os nutrientes desempenham um papel importante no crescimento dos produtores primários (fitoplâncton, algas e plantas vasculares), dos quais toda a vida aquática está dependente. Elementos como carbono, azoto, fósforo, silício, enxofre, potássio, magnésio, sódio, cálcio, ferro, manganês, zinco, cobre, boro, molibdénio, cobalto, vanádio e vitaminas como a tiamina, cobalamina e biotina são considerados requerimentos nutricionais para algas e outros seres vivos autotróficos (DAY *et al.*, 1989). Dos elementos referidos anteriormente, alguns (nomeadamente do enxofre à biotina) são necessários em pequenas quantidades e apenas podem limitar a produtividade das algas em situações isoladas, sendo por isso designados micronutrientes (WAITE, 1984). Por outro lado, o azoto, o fósforo e o silício tendem a afectar a produtividade das algas em grande escala, pois geralmente encontram-se em quantidades insuficientes às necessidades requeridas por estas, sendo designados por macronutrientes (DAY *et al.*, 1989).

A monitorização da concentração dos macronutrientes é uma componente importante dos programas de avaliação da qualidade da água das zonas estuarinas, porque apesar de os nutrientes serem substâncias essenciais ao desenvolvimento e crescimento dos produtores primários, o seu excesso pode provocar um crescimento explosivo de fitoplâncton e algas, o qual pode colocar os ecossistemas naturais em desequilíbrio, pondo em risco os seres vivos que nele habitam. Águas límpidas e pouco produtivas, podem rapidamente transformar-se em águas turvas, frequentemente odoríferas e com flutuações nos níveis de oxigénio, quando excessivamente enriquecidas por nutrientes (WAITE, 1984). Este fenómeno é quase sempre acompanhado por perda de biodiversidade do sistema aquático (WAITE, 1984) e é designado por eutrofização.

A importância de monitorizar a concentração de nutrientes nas zonas estuarinas, deve-se ao facto de estes ecossistemas serem zonas de interacção entre a terra e o mar, de apresentarem variações diárias e sazonais relevantes das suas características físico-químicas, tais como temperatura, salinidade, pH e quantidade de matéria em suspensão, o que influencia a distribuição e transformação de muitos elementos nestes ecossistemas, e de apresentarem uma elevada produtividade biológica e uma diversidade de habitats que necessitam de ser preservados para a existência de um equilíbrio ecológico à escala global. Por outro lado, as zonas estuarinas são sistemas abertos, onde as trocas de material com os oceanos, rios e atmosfera ocorrem para escalas de tempo muito diferentes e onde vários factores podem influenciar o ciclo dos elementos, assim como a sua transferência para os oceanos (PEREIRA, 1996).

A Ria de Aveiro é um sistema estuarino complexo sujeito a pressões naturais e antropogénicas de natureza distinta e com diferentes escalas temporais de variação. A existência de uma grande diversidade de habitats e de recursos associados à Ria de Aveiro, promoveu o aparecimento de diversas actividades económicas associadas que suportaram o desenvolvimento da população. Algumas destas actividades originaram diversas interacções ambientais de cariz negativo, de entre as quais sobressaem as emissões de elevadas cargas poluentes (orgânicas e inorgânicas) para o meio hídrico (REIS, 1998).

Com vista a uma melhoria efectiva da qualidade da água, em Julho de 1999, uma parte dos resíduos líquidos que chegavam às águas da Ria de Aveiro sob a forma tratada ou bruta, passaram a ser canalizados através de um sistema integrado e encaminhados para o mar após tratamento, através do emissário submarino de Aveiro. A recondução de uma parte importante dos resíduos industriais associados à deterioração da qualidade das águas de algumas zonas da laguna, bem como a entrada progressiva em funcionamento de uma rede de ETAR's (ETAR Norte, ETAR Sul e ETAR de S. Jacinto) para tratamento de efluentes domésticos, e a consequente redução das descargas municipais na laguna, permitiam antever na altura, uma diminuição progressiva da pressão antropogénica sobre as águas da Ria, nomeadamente ao nível das cargas orgânicas e das cargas de nutrientes inorgânicos e um melhoramento gradual da qualidade da água.

Neste contexto, a monitorização de parâmetros físicos e químicos na água da Ria de Aveiro, após o inicio do funcionamento do emissário submarino de Aveiro teve como principal objectivo avaliar a evolução da qualidade da água em determinados pontos estratégicos, por estarem sujeitos a descargas industriais e/ou domésticas ou por se situarem em locais onde os efeitos da entrada em funcionamento das novas ETAR's e do emissário submarino pudessem sentir-se de forma precoce.

Como a caracterização físico-química e a inventariação dos níveis de nutrientes na água da Ria de Aveiro, são factores importantes que permitem avaliar o estado da qualidade da água deste sistema aquático, o principal objectivo deste estudo foi a monitorização destes parâmetros, desde o início de funcionamento do emissário submarino de Aveiro, de modo a permitir detectar alterações nas condições ambientais e a avaliar a evolução da qualidade da água nas zonas Norte, Sul e embocadura da Ria.

METODOLOGIA

Amostragem

Para atingir os objectivos anteriormente enunciados, foi estabelecido um plano de monitorização ambiental que inclui um conjunto de campanhas de amostragem com periodicidade quinzenal, mensal e trimestral, em oito locais da Ria de Aveiro, representativos de diferentes tipos de pressões.

Os locais de amostragem estão representados no mapa da Figura 1: R1 (Canal Principal, na embocadura); R2 (Canal de Mira, Costa Nova); R3 (Canal de Ovar, Torreira); R4 (Cais do Chegado); R5 (Esteiro de S. Pedro, Ponte de Santiago); R6 (Canal de Ílhavo, Ponte da Vista Alegre); R7 (Rio Novo do Príncipe); R8 (Canal de Ílhavo, junto à ETAR).

Nas campanhas quinzenais e mensais, as amostras de água foram recolhidas em três locais da Ria de Aveiro (R1, R4 e R6). Estes locais de amostragem foram escolhidos de forma a corresponderem a uma área de forte impacte industrial (R4), uma área com fortes descargas municipais (R6), e uma área que possa reflectir o somatório das alterações e compensações funcionais na Ria de Aveiro (R1). A periodicidade de amostragem trimestral nos 8 locais teve por objectivo, o acompanhamento da variação da qualidade da água a uma escala temporal mais larga, integrando efeitos antropogénicos e sazonais.

As amostras de água foram recolhidas em duas situações de maré (baixa-mar e preia-mar). As colheitas foram efectuadas à superfície da coluna de água (cerca de 0,5 m) a partir de uma embarcação de recreio, excepto na Vista Alegre (R6) e no esteiro de S. Pedro (R5), onde as amostras foram recolhidas a partir das pontes. As campanhas de amostragem foram realizadas entre 2000/2001 e 2003/2004.

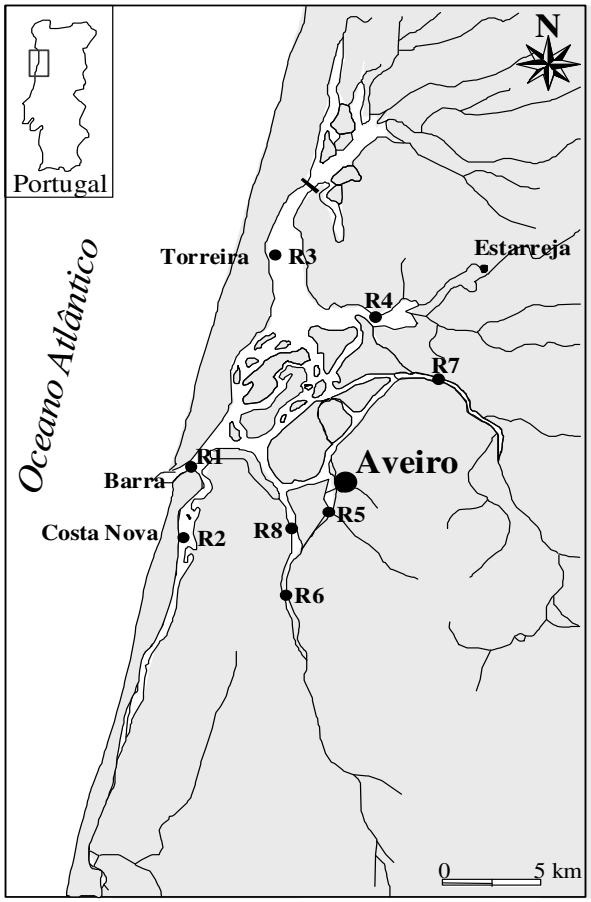


Figura 1: Ria de Aveiro e locais de amostragem.

Metodologias Analíticas

Após a recolha das amostras de água foram efectuadas análises para determinação da concentração de nutrientes (azoto amoniacal (NH_4^+); nitratos (NO_3^-); nitritos (NO_2^-); fosfatos (PO_4^{3-}) e sílica (SiO_2)), matéria particulada em suspensão (SPM), carbono orgânico dissolvido (DOC) e carbono orgânico particulado (POC). *In-situ* foram feitas medições de pH (Medidor Crison 506), de salinidade e temperatura (Medidor WTW LF 196).

As amostras para determinação de nutrientes foram filtradas (0,45 µm, MSI AcetatePlus), mantidas refrigeradas (4ºC) e analisadas imediatamente após chegarem ao laboratório. Os nutrientes foram determinados por espectrofotometria de ultra violeta-visível, usando fluxo segmentado (Alliance Instruments Evolution II) (LOPES, 2003).

A matéria particulada em suspensão foi determinada após filtração de alíquotas de 500-1000 mL de amostra por filtros Whatman, de porosidade 0,45 µm e secagem a 120°C até peso constante.

As amostras para determinação de carbono orgânico dissolvido foram filtradas (0,45 µm), mantidas refrigeradas (4ºC) e analisadas imediatamente após chegarem ao laboratório. O teor de carbono orgânico dissolvido foi determinado por espectrofotometria de ultra violeta-visível, usando fluxo segmentado (Alliance Instruments Evolution II) (LOPES *et al.*, 2006).

O carbono orgânico particulado foi determinado após filtração de alíquotas de 500-1000 mL de amostra por filtros Whatman

GF/C, previamente calcinados. A matéria orgânica recolhida nesses filtros foi oxidada através de uma mistura sulfocrómica, durante uma hora a 100-110ºC. Após a oxidação da matéria orgânica, o oxidante em excesso foi titulado com uma solução de Fe (II); a aferição da solução de Fe (II) foi realizada usando soluções de glucose.

RESULTADOS

A temperatura da água medida *in-situ* nas campanhas de amostragem realizadas na Ria de Aveiro, no intervalo temporal 2000/2001 oscilou entre 11ºC e 25ºC, registando-se a temperatura máxima no Esteiro de S. Pedro (R5), na campanha de Junho de 2001 e a temperatura mínima no Cais do Chegado (R4), na campanha de Janeiro de 2001. No segundo período de monitorização (2003/2004) a temperatura da água variou entre 10ºC e 28ºC, e à semelhança do período anterior, a temperatura mínima foi registada no Cais do Chegado (R4), na campanha de Maio de 2003 e a temperatura máxima no Esteiro de S. Pedro (R5), na campanha de Setembro de 2003.

Os valores de pH da água variam entre 6,7 e 8,2 no primeiro período de monitorização (2000/2001) e entre 7,2 e 8,1 no segundo período de monitorização (2003/2004). De um modo geral, os valores mais baixos foram registados em situação de baixa-mar.

A matéria particulada em suspensão foi apenas determinada no segundo período de monitorização, tendo os valores oscilado entre 2,5 mg/L e 86 mg/L. O valor mínimo foi registado no Rio Novo do Príncipe (R7), em preia-mar em Fevereiro de 2004 e o valor máximo foi registado no Esteiro de S. Pedro (R5), em Setembro de 2003.

Os resultados referentes à variação sazonal da concentração de nutrientes (azoto amoniacal, nitritos e nitratos, fosfatos e sílica), de carbono orgânico dissolvido e de carbono orgânico particulado na água das estações R1, R4 e R6 estão apresentados na Figura 2, enquanto os valores médios referentes à variação geográfica do azoto amoniacal, da soma dos nitritos e dos nitratos, dos fosfatos, da sílica, do carbono orgânico dissolvido e de carbono orgânico particulado na água de superfície da Ria de Aveiro encontram-se representados na Figura 3.

As concentrações de azoto amoniacal registadas na coluna de água ao longo do primeiro período de estudo mantiveram-se quase sempre inferiores ao limite de detecção em R1 e variaram entre 2,0 e 99 µmol/L nos locais R4 e R6. O valor mais elevado foi registado em R5 (349 µmol/L), na campanha de Outubro de 2001. No segundo período de estudo (2003/2004), as concentrações de azoto amoniacal oscilaram entre 0,5 µmol/L (valor registado em R1, R2, R3, R4, R7 e R8) e 1275 µmol/L (valor registado em R5).

No intervalo temporal 2000/2001, os valores da soma dos nitritos e dos nitratos determinados na coluna de água oscilaram entre um valor mínimo de 0,57 µmol/L (R1), registado na campanha de amostragem de Junho de 2001 e um valor máximo de 511 µmol/L registado em R5, na campanha de Fevereiro de 2001. Entre 2003 e 2004, os valores da soma dos nitritos e dos nitratos variaram entre 0,10 e 609 µmol/L. O valor mínimo foi registado em R3, enquanto o valor máximo foi registado em R5, ambos na campanha de Maio de 2003.

As concentrações de fosfatos apresentaram de um modo geral valores baixos, verificando-se por diversas vezes e para diversos locais a incapacidade de quantificar o teor de fosfatos presentes nas amostras de água. No primeiro período de monitorização, os valores de fosfatos na água de superfície da Ria variaram entre valores inferiores ao limite de detecção e 137 µmol/L (valor registado em R5, na campanha de amostragem de Junho de 2001). No segundo período de monitorização, os valores de fosfatos variaram entre 0,3 e 86 µmol/L. À semelhança do período de amostragem anterior, o valor mais elevado foi registado no Esteiro de S. Pedro (R5).

Os teores de sílica dissolvida nas amostras de água recolhidas entre 2000 e 2001 oscilaram entre valores inferiores ao limite de detecção e um valor máximo de 165 µmol/L, registado na campanha de Dezembro de 2000 em R4 (Cais do Chegado). Entre 2003 e 2004, os valores de sílica dissolvida oscilaram entre valores inferiores ao limite de detecção (5 µmol/L) e um valor máximo de 242 µmol/L, registado no Esteiro de S. Pedro (R5), na campanha de Novembro de 2003.

Os valores de carbono orgânico dissolvido variaram entre 0,9 mg/L (R1 e R7), registado na campanha de Maio de 2003 e 15 mg/L (R5), registado em Novembro de 2003.

Os valores de carbono orgânico particulado oscilaram entre 2,1%, valor registado em R1 (Novembro de 2003 e Fevereiro de 2004) e valores superiores a 20% (valor registado em R5, para todas as campanhas de amostragem).

DISCUSSÃO

A variação sazonal da temperatura revelou que os valores mais elevados foram registados entre o final da Primavera até ao final do Verão, reflectindo a temperatura do ar e a intensidade de irradiação solar. A estação de amostragem situada no Canal Principal (R1) foi a que menos evidenciou estar sujeita a variações sazonais de temperatura, em parte devido à profundidade do canal e à proximidade do Oceano Atlântico, que apresenta uma elevada inércia térmica.

Os valores de pH da água foram da mesma ordem de grandeza em todos os locais. Contudo, os locais mais próximos do Oceano Atlântico (R1 e R2), foram os que apresentaram os valores de pH superiores devido a uma maior influência de água do mar. Os locais onde se registaram os valores mais baixos foram o Cais do Chegado (R4), o Esteiro de S. Pedro (R5) e o Rio Novo do Príncipe (R7).

A variação sazonal da matéria particulada em suspensão durante o período de estudo 2003/2004 não foi relevante, no entanto é de salientar que nas estações R4 e R6 os valores de matéria particulada em suspensão foram geralmente superiores em baixa-mar. A variação geográfica da matéria particulada em suspensão não apresentou um padrão regular, embora o Esteiro de S. Pedro (R5) corresponda geralmente à zona com teores mais elevados e o Rio Novo do Príncipe (R7) corresponda geralmente à zona de menores concentrações.

Os teores de carbono orgânico dissolvido apresentaram um perfil temporal irregular (Figura 2), indicando que a variação sazonal das características físico-químicas não explica a variação deste parâmetro. O Canal Principal (R1) e o Rio Novo do Príncipe (R7) foram as estações onde se registaram as concentrações de carbono orgânico mais baixas. Em contrapartida, o Esteiro de S. Pedro (R5) apresentou sistematicamente as concentrações mais elevadas de carbono orgânico dissolvido. Estes valores elevados deveram-se às descargas, com uma elevada carga orgânica, provenientes da estação de tratamento de águas residuais (actualmente desactivada), que se encontra nas proximidades. Pelo mesmo motivo, o Esteiro de S. Pedro (R5) correspondeu também à zona de estudo, que apresentou maiores percentagens de carbono orgânico particulado. A variação sazonal do carbono orgânico particulado não foi relevante nas estações R1 e R4, mas observou-se uma nítida diminuição dos teores de POC ao longo do período de estudo no local R6 (Vista Alegre).

Os valores de azoto amoniacal apresentam uma nítida variação geográfica (Figura 3). O Canal Principal (R1) apresentou os valores de NH_4^+ mais baixos, enquanto os valores mais elevados

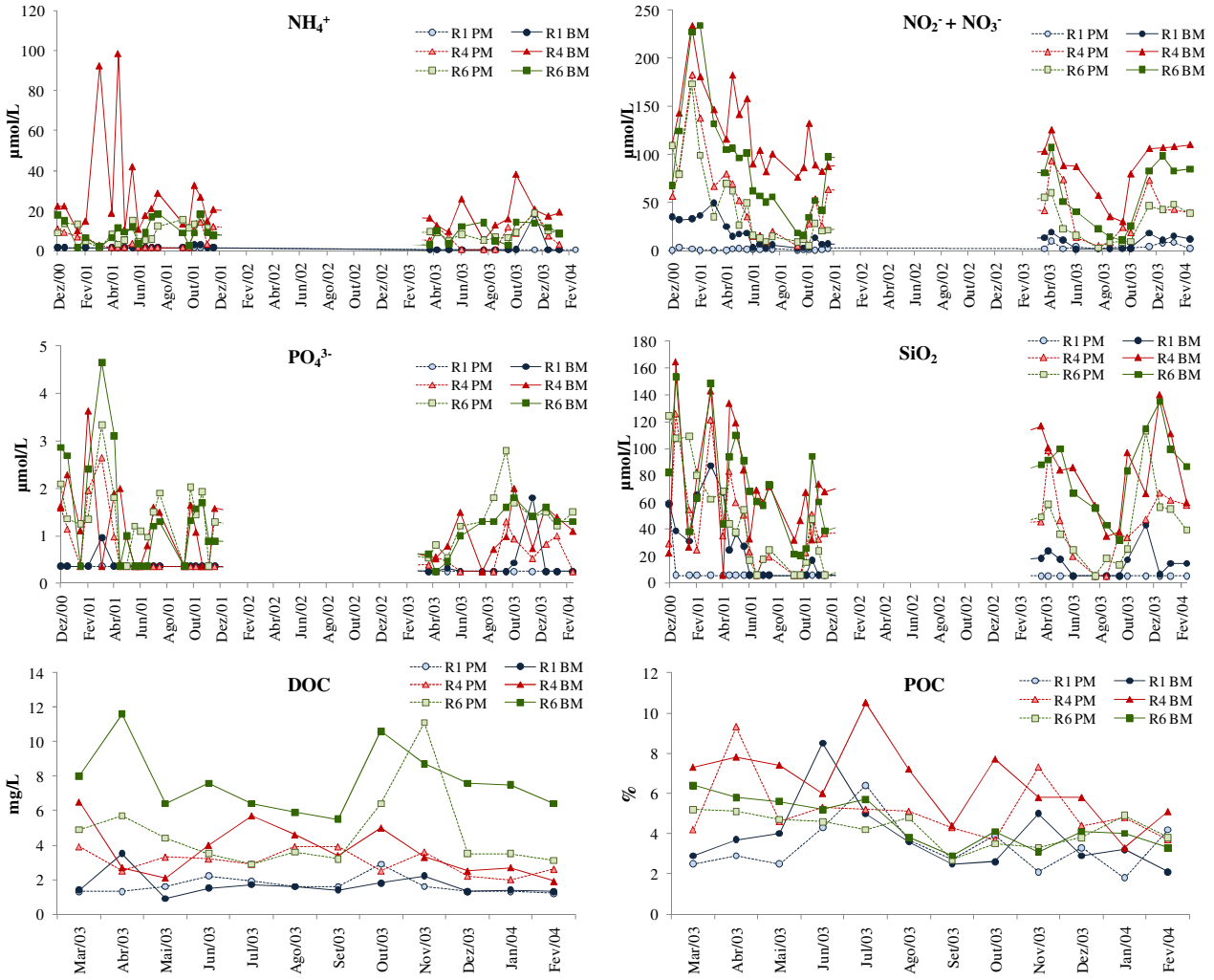


Figura 2: Variação sazonal da concentração de nutrientes, DOC e POC nos locais R1, R4 e R6 em duas condições de maré (PM preia-mar, BM baixa-mar).

foram registados no Esteiro de S. Pedro (R5), e no Cais do Chegado (R4). O facto do Esteiro de S. Pedro ter apresentado níveis de NH_4^+ muito elevados indica que as descargas provenientes da ETAR existente a jusante, eram ricas em compostos azotados, o que sugere que este local deve ser considerado uma zona crítica, susceptível de eutrofização. Nos locais próximos de fontes antropogénicas, onde a concentração de NH_4^+, é em média superior, verificou-se também uma maior variação da concentração deste nutriente. A diminuição dos teores de NH_4^+ na água, à medida que nos afastados das principais fontes antropogénicas resulta da diluição dos níveis de NH_4^+, quer pelas entradas de água doce, pobres em NH_4^+, quer pela água do mar que entra no sistema em cada ciclo de maré, e também da dispersão natural deste nutriente um pouco por toda a laguna devido a causas hidrodinâmicas. Por outro lado, verificou-se que em R4 e em R8, os valores de NH_4^+ dependeram da condição de maré, sendo consideravelmente superiores em baixa-mar. Este facto sugere, que estes locais actuavam como fontes de NH_4^+ para a laguna. As concentrações de NH_4^+ não exibiram um padrão sazonal em R1 (as concentrações foram sistematicamente baixas), contudo verificou-se que na estação R4 os valores mais baixos de NH_4^+ foram invariavelmente determinados em situação de preia-mar, reflectindo a diluição das concentrações com a entrada da água do mar (Figura 2). Na estação R6 essa situação não foi tão evidente, uma vez que em algumas campanhas de amostragem, as concentrações de NH_4^+ foram mais elevadas em preia-mar, o que indica a ocorrência de descargas a montante deste local. Comparando os resultados obtidos no primeiro e no segundo período de monitorização, verificou-se uma melhoria da qualidade da água quanto aos teores de NH_4^+ em R3 (Canal de Ovar, Torreira) e R4 (Cais do Chegado) (Figura 3), um agravamento significativo em R5 (Esteiro de S. Pedro), enquanto nos restantes locais as concentrações de NH_4^+ mantiveram a mesma ordem de grandeza (Tabela 1).

A soma das concentrações de nitritos e nitratos foram mais baixas no Canal Principal (R1), e da mesma ordem de grandeza nas estações R4 (Cais do Chegado) e R6 (Canal de Ílhavo, Vista Alegre), apesar de que os valores de NO_2^-+NO_3^- foram quase sempre superiores em R4. As concentrações de NO_2^-+NO_3^- descrevem um padrão sazonal claro, caracterizado por valores elevados durante o fim do Outono, Inverno e início da Primavera (Figura 2). Para além disso, os valores mais baixos, de concentração de NO_2^-+NO_3^- foram quase invariavelmente registados em situação de preia-mar, reflectindo a diluição das

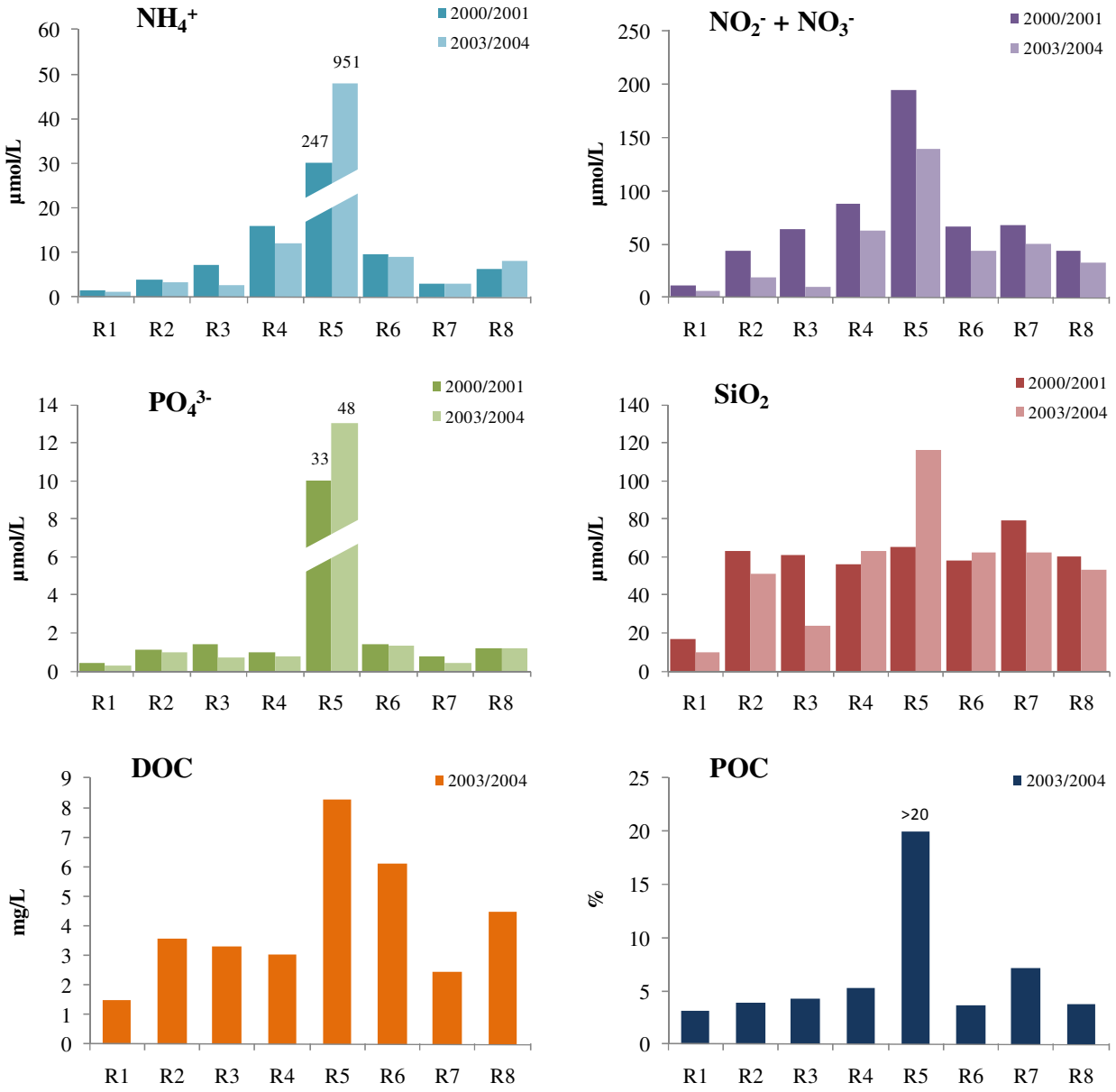


Figura 3: Variação geográfica dos valores médios das concentrações de nutrientes na Ria de Aveiro, no intervalo temporal 2000/2001 e 2003/2004.

concentrações com a entrada da água do mar na Ria e caracterizando os locais R4 e R6, como potenciais fontes destes compostos azotados para a laguna. Em termos de variação geográfica verificou-se uma distinta distribuição dos níveis de NO_2^-+NO_3^- na Ria de Aveiro, com a estação R5 (Esteiro de S. Pedro) a ter uma posição de destaque como a que apresenta as concentrações mais elevadas destes compostos azotados (Figura 3). No entanto, as estações R4 (Cais do Chegado), R6 (Canal Ílhavo, Vista Alegre), R7 (Rio Novo do Príncipe) e R8 (junto à futura ETAR do Canal de Ílhavo), também apresentaram concentrações de NO_2^-+NO_3^- elevadas. Como nestas estações se verificou que os valores de concentração em situação de baixa-mar ultrapassaram os valores determinados em preia-mar, foi possível inferir a ocorrência de descargas destes compostos azotados nestes locais. Comparando os dois períodos de monitorização é possível verificar uma clara melhoria da qualidade da água relativamente aos teores de nitritos e nitratos em todos os locais de amostragem (Tabela 1).

Os níveis de fosfato nas estações R1, R4 e R6 foram quase sempre baixos e da mesma ordem de grandeza nas diversas campanhas de amostragem realizadas (Figura 2). Contudo, verificaram-se diferenças nos valores de concentração determinados nas diversas estações de amostragem: o local R1 apresentou os valores mais baixos (entre <0,5 e 1,8 µmol/L), enquanto os locais R4 e R6 apresentam valores superiores (entre <0,5 e 4,7 µmol/L). A variação sazonal foi pouco acentuada nas estações R4 e R6, não chegando mesmo a existir em R1. No entanto, é possível observar na Figura 2 que as concentrações de fosfatos mais elevadas foram registadas nos meses de Inverno e que a partir da Primavera houve um decréscimo na concentração

de fosfatos, passando a ocorrer durante o restante período de amostragem, pequenas flutuações na concentração deste nutriente. A nível geográfico, as concentrações de fosfato foram também baixas em todos os locais amostrados, com excepção do Esteiro de S. Pedro (R5), onde se determinaram valores de concentração muito mais elevados. O facto do Esteiro de S. Pedro (R5) ter apresentado valores muito superiores aos valores registados nos restantes locais de amostragem, indicia que as descargas provenientes da ETAR municipal possuem uma elevada carga de fósforo inorgânico e constituem uma importante fonte antropogénica deste nutriente para a Ria de Aveiro. A Figura 3 permite verificar, que à excepção do local R5 (Esteiro de S. Pedro) que na altura estava sobre a influência das descargas provenientes da ETAR, os restantes locais exibiram concentrações de fosfatos dentro da mesma ordem de grandeza, facto que indica a inexistência de uma variação geográfica destes compostos ao longo da Ria. Relativamente à evolução dos teores de fosfatos na água da Ria de 2000/2001 para 2003/2004, não se verificou nenhuma alteração significativa; de uma maneira geral os valores das concentrações mantiveram-se dentro da mesma ordem de grandeza ou sofreram uma ligeira diminuição. A única excepção verificou-se no Esteiro de S. Pedro (R5) onde este parâmetro sofreu um agravamento (Tabela 1).

As concentrações de sílica variaram entre um valor mínimo de 5,0 µmol/L registado nas estações R1, R2, R3, R4, R6 e R8 e um valor máximo de 242 µmol/L registado na estação R5. No Canal Principal (R1), as concentrações de sílica foram mais baixas do que nas estações R4 e R6 (Figura 2). As concentrações de sílica descrevem um padrão sazonal, caracterizado por valores mais baixos durante o Verão (Figura 2). Por outro lado, os valores mais baixos de sílica foram sistematicamente determinados em situação de preia-mar, reflectindo a diluição das concentrações com a entrada da água do mar na Ria e indiciando a exportação de sílica do interior da Ria durante a vazante. De realçar que na estação R1, e principalmente durante os meses de Inverno e Primavera, as concentrações de SiO_2 foram sistematicamente superiores em baixa-mar, enquanto em preia-mar os valores registados foram sempre inferiores ao limite de detecção. Nos meses de Verão e Outono as concentrações deixaram de depender da situação de maré, registando-se sempre valores inferiores ao limite de detecção, tanto em preia-mar como em baixa-mar. Face a estes resultados, verificou-se que durante os meses de Inverno e Primavera ocorreu exportação de sílica na estação R1. Sendo este local uma interface entre a zona costeira adjacente e o estuário, observou-se que durante o período de Inverno/Primavera existiu uma exportação contínua de SiO_2 da Ria para o Oceano Atlântico. Geograficamente verificou-se que a estação R1 (Canal Principal) foi onde se registaram as concentrações mais baixas de sílica, enquanto a estação R5 (Esteiro de S. Pedro) foi onde se determinou as concentrações mais elevadas. Apesar destas diferenças, a variação geográfica deste parâmetro não foi muito relevante. Comparando os dois períodos de estudo, verificou-se uma diminuição da concentração de sílica em algumas estações: Canal Principal (R1), Canal de Mira (R2), Canal de Ovar (R3), Rio Novo do Príncipe (R7) e Canal de Ílhavo (R8); enquanto no braço norte da Ria, nomeadamente no Cais do Chegado (R4), na Vista Alegre (R6) e no Esteiro de S. Pedro (R5) ocorreu um aumento nos teores deste nutriente (Tabela 1).

Adicionalmente, foi identificada uma certa analogia entre os compostos azotados (soma dos nitritos e nitratos) e a sílica, uma vez que em ambos os casos a concentração destes nutrientes dependeu da condição de maré, observando-se quase sempre os valores mais elevados em baixa-mar, o que se traduz numa exportação destes nutrientes por parte destes locais de amostragem. Por outro lado, verificou-se que no local mais próximo da comunicação com o mar (Canal Principal - R1) e principalmente durante os meses de Inverno e Primavera as águas que saíram da Ria (situação de baixa-mar) eram mais ricas em NO_2^- e NO_3^- e em SiO_2 do que as que entravam (situação de preia-mar), o que indica que durante este período existiu uma exportação de compostos azotados (NO_2^-+NO_3^-) e de sílica (SiO_2) da Ria para o mar. Os resultados obtidos indicaram que a Ria pode ser considerada como uma fonte de nutrientes, particularmente NO_2^-, NO_3^- e SiO_2 uma vez que ocorre exportação destes compostos a partir dos locais situados no interior da Ria.

CONCLUSÃO

A análise da variação sazonal das concentrações dos nutrientes determinados nas amostras de água, permitiu concluir que as concentrações de azoto amoniacal, nitritos e nitratos, fósforo e sílica foram, de uma maneira geral, inferiores no Canal Principal da Ria, que é a estação mais próxima do Oceano Atlântico e superiores nas estações localizadas no interior da Ria, nos dois períodos de monitorização. Para além disso, os valores mais elevados de concentração destes nutrientes foram, quase sempre, registados em situação de baixa-mar, reflectindo o menor efeito de diluição. A exportação de nutrientes para a zona costeira adjacente, nomeadamente de compostos azotados (NO_2^-+NO_3^-) e de sílica, ocorreu principalmente durante o período de menor consumo de nutrientes pelo fitoplâncton (Inverno e início da

Tabela 1: Valores médios para os teores de azoto amoniacal (NH_4^+), nitritos + nitratos (NO_2^- + NO_3^-), fosfatos (PO_4^{3-}) e sílica (SiO_2) registados na água de superfície da Ria de Aveiro durante o primeiro (2000/2001) e segundo período (2003/2004) de monitorização.

	2000/2001				2003/2004			
	NH_4^+	NO_2^- + NO_3^-	PO_4^{3-}	SiO_2	NH_4^+	NO_2^- + NO_3^-	PO_4^{3-}	SiO_2
Local	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L
R1	1,6	12	0,4	17	1,3	6,5	0,3	9,8
R2	3,8	44	1,1	63	3,4	19	1,0	51
R3	7,2	64	1,4	61	2,8	10	0,7	24
R4	16	88	1,0	56	12	63	0,8	63
R5	247	195	33	65	951	139	48	116
R6	9,6	67	1,4	58	8,9	44	1,3	62
R7	3,0	68	0,8	79	3,0	50	0,4	62
R8	6,2	44	1,2	60	8,0	33	1,2	53

Primavera).

Relativamente à variação geográfica da concentração de nutrientes na Ria, verificou-se que o Canal Principal foi a estação de amostragem que apresentou os valores mais baixos, enquanto no extremo oposto, o Esteiro de S. Pedro foi o local de amostragem onde se verificaram as concentrações mais elevadas. As concentrações anormais de nutrientes registadas nesta estação (R5) são uma consequência das descargas que eram realizadas neste local, provenientes de uma ETAR municipal, e que constituíam uma importante fonte de azoto inorgânico e de fósforo para a Ria de Aveiro. Para os compostos de azoto (NH_4^+, NO_2^- +NO_3^-), verificou-se nitidamente um gradiente de concentração entre a estação situada próximo da ligação com o mar e os locais situados no interior da Ria, reflectindo a origem terrestre do azoto inorgânico presente nas águas dos locais amostrados.

A análise das concentrações de azoto, fósforo e silício permitiu concluir que à excepção do Canal Principal (R1) e do Esteiro de S. Pedro (R5), todos os restantes locais apresentaram razões N/P superiores à razão de Redfield (Si:N:P=16:16:1), o que indica que o fósforo é o principal nutriente limitante na Ria.

Por fim, o Canal de Ovar, em particular a zona do Cais do Chegado, o Canal de Ílhavo, em particular a zona da Vista Alegre, e principalmente o Esteiro de S. Pedro, mantiveram-se como as principais zonas críticas, suscitando uma maior preocupação em termos de carga orgânica (DOC e POC) e inorgânica (NH_4^+, NO_2^- +NO_3^- e PO_4^{3-}). No Esteiro de S. Pedro, que apesar de se tratar de uma zona directamente afectada pela ETAR de Aveiro que estava parcialmente desactivada e pela entrada em funcionamento do novo sistema de ETAR's e interceptores, não foi possível verificar a curto prazo, uma melhoria efectiva da qualidade da água. No entanto, e de um modo geral existem sinais de desagravamento da qualidade da água em termos de teores de nutrientes.

AGRADECIMENTOS

Um dos autores (C.B. Lopes) agradece à Fundação para a Ciência e a Tecnologia a bolsa de Pós-Doutoramento (SFRH/BPD/45156/2008).

LITERATURA CITADA

DAY, J.W.; HALL, C.A.S., and YÁÑEZ-ARANCIBIA, 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, 133p.

LOPES, C.B., 2003. Dinâmica de nutrientes na Ria de Aveiro, Aveiro: Universidade de Aveiro, Tese de Mestrado.

LOPES, C.B.; ABREU, S.; VÁLEGA, M.; DUARTE, R.M.B.O.; PEREIRA, M.E., and DUARTE, A.C., 2006. The assembling and application of an automated segmented flow analyzer for the determination of dissolved organic carbon based on uv-persulphate oxidation. *Analytical Letters*, 39, 1979-1992.

PEREIRA, M.E., 1996. Distribuição, Reactividade e Transporte do Mercúrio na Ria de Aveiro, Aveiro: Universidade de Aveiro, Tese de Doutoramento.

REIS, A., (eds.), 1998. *Área da Paisagem Protegida da Foz do Cáster – Uma ICN no ICN.* 14p.

WAITE, T.D., 1984. *Principles of Water Quality*. Academic Press, 129p

.

Monitorização da Qualidade Ambiental das Águas da Ria de Aveiro (1985 – 2009)

C. Borges [a], M. Valença [a], C. Palma [a] e I. Cruz [a]
[a] Divisão de Química e Poluição do Meio Marinho
Instituto Hidrográfico
1249-093 Lisboa, Portugal
{carlos.borges, manuela.valenca, carla.palma, isabel.cruz}@hidrografico.pt

SUMÁRIO

A monitorização da qualidade ambiental da ria de Aveiro é efectuada pelo Instituto Hidrográfico desde 1981, inserida no programa "Vigilância da Qualidade do Meio Marinho", com o objectivo de avaliar o estado ambiental desta área através da execução de análises em amostras de água e sedimento. É aqui avaliada a evolução do estado da ria em função da monitorização de diversos parâmetros em amostras de água colhidas em diferentes épocas do ano no período 1985 a 2009. As análises efectuadas contemplam parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, sólidos suspensos totais, salinidade, oxigénio dissolvido e saturação em oxigénio), nutrientes (nitrato, nitrito, azoto amoniacal, fosfato, sílica, sulfatos, azoto dissolvido e total e fósforo dissolvido e total), pigmentos fotossintéticos (clorofilas *a*, *b* e *c* e feopigmentos), metais (arsénio, cádmio, cobre, ferro, mercúrio, manganês, níquel, chumbo e zinco), Hidrocarbonetos (óleos e gorduras e hidrocarbonetos não polares), pesticidas organoclorados (HCB, γ-HCH, aldrina, dialdrina, endrina, op'-DDE, pp'-DDE, op'-DDD, pp'-DDD, op'-DDT, pp'-DDT) e policlorobifenilos seleccionados (CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180). A avaliação dos resultados obtidos no período em análise permite distinguir zonas da ria em que a maior acção antropogénica é de um determinado tipo (industrial, urbana ou agrícola), bem como definir quais as zonas mais sensíveis à eutrofização. Numa apreciação global, pode afirmar-se que se regista uma evolução positiva no estado da qualidade das águas da ria de Aveiro com uma diminuição na concentração dos contaminantes estudados.

PALAVRAS CHAVE: *monitorização, Ria de Aveiro, parâmetro físico-químicos, actividade antropogénica*

INTRODUÇÃO

A ria de Aveiro é uma laguna costeira formada por uma rede complexa de canais e uma extensa área de ilhotas e sapais. As dimensões médias da laguna são aproximadamente 45 km de comprimento, 10 km de largura e 1 m de profundidade média. As trocas de água são efectuadas com o oceano essencialmente através de um único canal artificial, o canal da Barra, cujo caudal médio foi estimado em cerca de 4700 $m^3 s^{-1}$ para um prisma de maré da ordem de 70 x 10^6 m^3. Os principais responsáveis pelos fluxos de água doce para a laguna são o rio Vouga e o rio Antuã cujos caudais médios são respectivamente 29 $m^3 s^{-1}$ e 2 $m^3 s^{-1}$ valores que aumentam significativamente nas estações chuvosas em períodos de cheias (DIAS *et al.*, 1999).

As fontes antropogénicas que contribuem para a poluição da Ria vão desde indústrias alimentares, têxteis, papel, de curtumes, químicas, derivadas do petróleo, maquinaria e metalo-mecânicas, básicas de ferro e aço, madeira, cerâmica e mosaicos, explorações mineiras, até aos esgotos urbanos. Os rios Vouga, Antuã, Gonde e Fontela são as linhas de água que transportam maior carga poluente para a ria de Aveiro.

No âmbito da requalificação ambiental da ria de Aveiro, o Sistema Multimunicipal de Saneamento (SIMRIA) existe há mais de uma década, encontrando-se actualmente em fase de exploração consolidada das suas infra-estruturas. A solução integrada é constituída por interceptores, estações de tratamento de águas residuais (ETARs), estações elevatórias e exutores submarinos. O efluente doméstico e industrial recolhido em 2009 foi de 32,6 milhões de metros cúbicos tendo sido, após tratamento secundário, rejeitado pelos exutores submarinos de São Jacinto e Espinho (SIMRIA, s.d.).

No âmbito da cooperação com a Convenção de Oslo e Paris (OSPAR) a Divisão de Química e Poluição do Meio Marinho (QP) do Instituto Hidrográfico (IH) iniciou em 1981 o Programa "Vigilância da Qualidade do Meio Marinho" (VQM), com projectos de monitorização em quatro zonas da Costa Portuguesa expostas à poluição, entre as quais a ria de Aveiro. Com este programa, visa-se conhecer o estado de poluição de origem telúrica e de origem marítima em zonas de jurisdição da autoridade marítima através da análise temporal e espacial de um conjunto de parâmetros físico-químicos presentes na água, no sedimento e em organismos concentradores dos contaminantes.

Os resultados obtidos ao longo dos 25 anos (1985-2009) foram compilados e discutivos num relatório interno do IH (VALENÇA *et al.*, em publicação). No presente trabalho são apresentados e discutidos os resultados obtidos na matriz água.

METODOLOGIA

Ao longo dos últimos 25 anos assistiram-se a alterações, actualizações e optimizações das metodologias desenvolvidas nos laboratórios, fruto da dinâmica e evolução das técnicas analíticas, equipamentos e também do conhecimento. Assim, também a obtenção de resultados foi evoluindo, com alterações essencialmente ao nível do limite de quantificação de alguns dos métodos. Para estes casos, e quando os valores paramétricos se encontram afectados pela evolução verificada naqueles limites, a discussão de resultados é efectuada apenas para períodos temporais mais restritos.

Não só as técnicas analíticas evoluíram, mas também aspectos como a periodicidade da amostragem e o conjunto de parâmetros analíticos determinados foram-se alterando, com a eliminação de

uns e introdução de outros, conduzindo ao actual estado do programa, em que é efectuada a análise do conjunto de parâmetros abaixo discriminados:

- Parâmetros clássicos: Temperatura (T), potencial hidrogeniónico (pH), sólidos suspensos totais (SST), salinidade (SAL), oxigénio dissolvido (OD) e percentagem de oxigénio ($\%O_2$);
- Pigmentos fotossintéticos: clorofila *a* (Clo *a*), clorofila *b* (Clo *b*), clorofila *c* (Clo *c*), feopigmentos (Feo),
- Nutrientes: nitrato+nitrito (NO_x), nitrito (NO_2), azoto amoniacal (NH_4), fósforo reactivo (PO_4), sílica reactiva (SiO_2), sulfato (SO_4), azoto dissolvido (N_{diss}) e total (N_{tot}) e fósforo dissolvido (P_{diss}) e total (P_{tot});
- Metais: arsénio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn);
- Compostos organoclorados: pesticidas (HCB, γ-HCH, aldrina, dialdrina, endrina, op'-DDE, pp'-DDE, op'-DDD, pp'-DDD, op'-DDT, pp'-DDT) e policlorobifenilos (CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180),
- Hidrocarbonetos: Óleos e Gorduras (O&G) e hidrocarbonetos não polares (Hidro)

Amostragem e Conservação

A amostragem de águas foi efectuada com diferentes periodicidades ao longo do tempo, tendo variado de uma periodicidade bimestral no início do programa até à actual periodicidade semestral (Inverno e Verão). Em termos de marés, a amostragem foi efectuada em situações de vazante. A escolha das estações de amostragem, representadas na Figura 1, foi efectuada com base nas características das diferentes zonas da ria, tanto em termos da sua hidromorfologia bem como dos diferentes tipos de possível influência antropogénica.

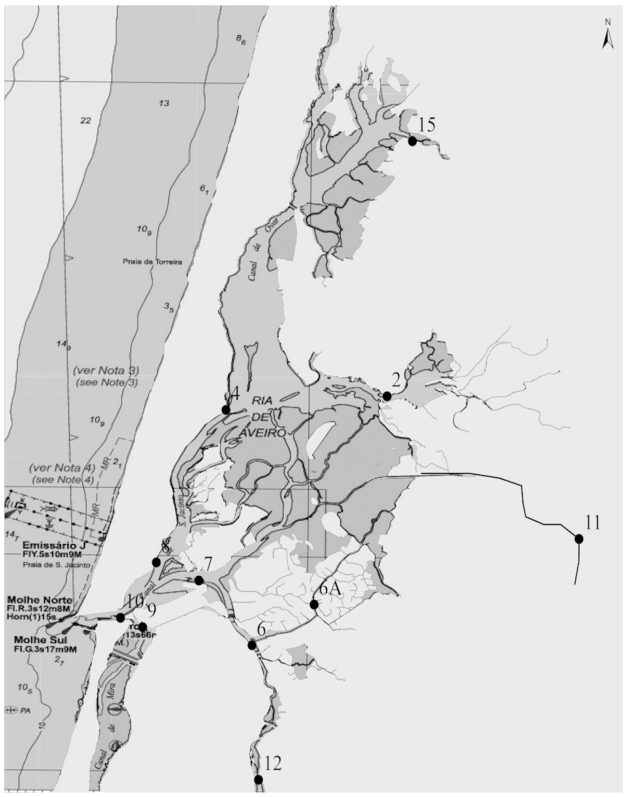


Figura 1: Mapa da ria de Aveiro com as estações de amostragem (reprodução parcial da Carta Náutica Oficial nº 24201; editada pelo Instituto Hidrográfico – Marinha, Portugal)..

As amostras foram colhidas com garrafas do tipo Niskin para todos os parâmetros analisados, com excepção da amostra destinada à análise de hidrocarbonetos, em que a colheita foi efectuada com balde de zinco. O posicionamento nas estações de amostragem foi efectuado com recurso a sistemas de georeferenciação portáteis GPS GARMIN referenciados ao datum WGS 84.

As amostras destinadas à análise de salinidade, nutrientes e metais dissolvidos foram filtradas após colheita, utilizando sistemas de filtração por pressão de azoto com filtros de policarbonato de porosidade 0,4 µm. As amostras para a análise de pigmentos fotossintéticos (clorofilas *a*, *b*, *c* e feopigmentos) foram filtradas por um sistema de vácuo com filtros Gelman GN-6 ou equivalente de porosidade 0,45 µm, sendo retidos os filtros para posterior análise.

As amostras foram colhidas com garrafas do tipo Niskin para todos os parâmetros analisados, com excepção da amostra destinada à análise de hidrocarbonetos, em que a colheita foi efectuada com balde de zinco. O posicionamento nas estações de amostragem foi efectuado com recurso a sistemas de georeferenciação portáteis GPS GARMIN referenciados ao datum WGS 84.

As amostras destinadas à análise de salinidade, nutrientes e metais dissolvidos foram filtradas após colheita, utilizando sistemas de filtração por pressão de azoto com filtros de policarbonato de porosidade 0,4 µm.

As amostras para a análise de pigmentos fotossintéticos (clorofilas *a*, *b*, *c* e feopigmentos) foram filtradas por um sistema de vácuo com filtros Gelman GN-6 ou equivalente de porosidade 0,45 µm, sendo retidos os filtros para posterior análise.

As amostras para a análise de metais foram conservadas através da adição de ácido nítrico. As amostras para a análise de nutrientes foram conservadas por congelação a -20 ºC. Os filtros para determinação de pigmentos fotossintéticos foram conservados por congelação a -20 ºC. Às amostras para a análise de compostos organoclorados foram adicionados 50 mL de uma mistura de n-hexano/diclorometano na proporção 80/20 (v/v), de modo a preservar os compostos de interesse e depois conservadas por frigorificação até à análise. As amostras destinadas à análise de hidrocarbonetos foram também conservadas por frigorificação.

Metodologias Analíticas

Parâmetros clássicos

As metodologias analíticas associadas a este conjunto de parâmetros são, apesar de simples, bastante distintas entre si. Do conjunto de parâmetros, a que apresentou uma maior evolução tecnológica no período em causa foi a temperatura. Para este parâmetro, a determinação foi realizada *in situ* recorrendo a equipamentos (termómetros ou termistores) com uma precisão e resolução mínimas de 0,1ºC. As restantes variáveis foram determinadas em laboratório usando as metodologias adequadas a cada uma delas, nomeadamente, potenciometria (pH), titulação iodométrica (OD) e termogravimetria (SST). A salinidade foi determinada a partir de medidas de condutividade eléctrica obtidas em salinómetros de alta precisão (DAUPHINÉE *et al.*, 1981). Os valores de $\%O_2$, que são função de T, OD e Sal, foram obtidos por cálculo.

Pigmentos fotossintéticos

A determinação dos diversos pigmentos fotossintéticos foi precedida de extracção dos pigmentos a quantificar com uma mistura de acetona/água na proporção 90/10 (v/v) sendo o extracto assim obtido analisado por espectrometria de absorção molecular de ultravioleta-visível, pelo método tricromático de LORENZEN (1967; UNESCO, 1966), entre 430 e 750 nm.

Nutrientes

No seu sentido mais estrito, entende-se como nutrientes o conjunto do nitrato, nitrito, amónia, fosfato e sílica, isto é os compostos que estão disponíveis para consumo. No seu sentido mais lato pode incluir também o sulfato e o conjunto de compostos de azoto e fósforo que ficam disponíveis após degradação e oxidação.

A determinação de nutrientes foi efectuada por espectrometria de absorção molecular associada à técnica de fluxo segmentado usando um equipamento especialmente desenhado para a análise de águas salinas. Os nutrientes NO_x, NO_2, Ndiss e N_{tot} foram determinados por adição de sulfanilamida e dihidrocloreto de N-(1-naftil)-etilenodiamina de modo a formar um composto diazo de cor vermelho-púrpura (STRICKLAND e PARSONS, 1972). Para NO_x, N_{diss} e N_{tot} a reacção de complexação foi precedida de redução do nitrato a nitrito pelo método de redução do cádmio (STRICKLAND e PARSONS, 1972; SMEWW, 1998). Para N_{diss} e N_{tot} a reacção de redução do nitrato foi precedida de um passo de digestão (respectivamente, digestão "in-line" UV/persulfato para oxidação dos compostos de N e térmica/persulfato para degradação de matéria particulada (SMEWW, 1998). NH_4 foi determinado pelo método do azul de indofenol (KOROLEFF, 1976a). PO_4, P_{diss} e P_{tot} foram determinados pelo método do ácido ascórbico (MURPHY e RILEY, 1962; SMEWW, 1998). Para P_{diss} e P_{tot}, a reacção de complexação foi precedida do processo de digestão já descrito para N_{diss} e N_{tot} (SMEWW, 1998). SiO_2 foi determinada pelo método do molibdossilicato, com adição ao percurso de reacção de ácido oxálico, de modo a eliminar a interferência do fosfato (KOROLEFF, 1976b). SO_4 foi determinado usando o método do azul de metiltimol (SMEWW, 1998).

Metais

Para os metais Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn foi efectuada uma extracção e pré-concentração da amostra por complexação com ditiocarbamato e subsequente extração com Freon. Esta foi seguida de nova extracção com solução de ácido nítrico de modo a que os metais fiquem em solução aquosa (DANIELSSON *et al.*, 1978; STATHAM, 1985). Os metais em solução foram depois determinados por espectrometria de absorção atómica com chama (Cu, Fe e Zn) e por câmara de grafite (Cd, Pb e Ni). O arsénio foi reduzido a As(III) por adição de uma mistura de iodeto de potássio e ácido ascórbico em HCl, seguido da conversão a hidreto de arsénio gasoso (AsH3) por reacção com tetraborohidreto de sódio, que é posteriormente aspirado da solução por uma corrente gasosa de árgon. A quantificação é efectuada por espectrometria de absorção atómica – gerador de hidretos. Para a determinação do Hg as amostras sofrem uma oxidação prévia (Cr_2O_3 / H_2SO_4) seguida da adição de um agente redutor [$Sn(II)Cl_2$] que assegura que todo o mercúrio inorgânico seja levado ao seu estado elementar. A quantificação é efectuada por espectrometria de absorção atómica sem chama – vapor frio.

Compostos organoclorados

A determinação dos compostos organoclorados foi precedida de extracção com uma mistura de n-hexano/diclorometano na proporção 80/20 (v/v). De modo a remover outros compostos co-extraídos, o extracto é purificado por aplicação de cromatografia de adsorção em coluna de alumina usando n-hexano como eluente. O extracto purificado assim obtido é fraccionado por eluição selectiva em coluna de sílica, usando n-hexano como eluente para obter a primeira fracção, que contém os policlorobifenilos (PCBs), e n-hexano/dietiléter na proporção 85/15 (v/v) para obter a segunda, que contém os pesticidas organoclorados. De seguida, as fracções são analisadas por cromatografia gasosa com coluna capilar e detecção por captura electrónica (GC-ECD).

Hidrocarbonetos

A análise de hidrocarbonetos é precedida de uma extracção com tetracloreto de carbono, seguida de uma separação do extracto em duas fracções sendo a primeira destinada à análise de Óleos e Gorduras e a segunda submetida a eluição selectiva em coluna de Florisil de modo a eluir a fracção não polar. As duas fracções são então analisadas por espectrometria de absorção molecular de infravermelhos a um comprimento de onda de 3420 nm, que corresponde ao máximo de absorção das ligações C-H.

Controlo de Qualidade

A par da evolução metodológica, também as acções de controlo de qualidade desenvolvidas acompanharam os novos procedimentos laboratoriais. Neste âmbito têm sido desenvolvidas várias medidas, entre as quais a participação, desde 1993, em diversos ensaios interlaboratoriais (EIL), a análise de materiais de referência internos e certificados (MRI e MRC, respectivamente), a análise de duplicados de amostra e de brancos.

Entre os EIL destaca-se a participação no Quasimeme (*Quality Assurance of Information from Marine Environmental Monitoring in Europe*), que tem assegurado, em conjunto com a análise de MRC, a avaliação da exactidão dos resultados obtidos e, portanto, do desempenho laboratorial, sendo os resultados obtidos – determinados em função do parâmetro de desempenho *Z-score* definido por COFINO e WELLS (1994) – consistentes com um desempenho satisfatório ($|Z\text{-}score| < 3$). Aliás, para a generalidade dos parâmetros têm-se obtido valores de $|Z\text{-}score| < 1$. Quanto aos MRC, a sua análise passou, sempre que possível, a fazer parte das rotinas laboratoriais, estando os resultados obtidos dentro da incerteza definida para os mesmos.

A precisão de resultados tem sido avaliada em função da análise de duplicados de, no mínimo, 10% das amostras, e ainda de brancos e MRI, em cada lote de amostras analisadas. Os critérios de aceitação definidos dependem dos métodos analíticos e não ultrapassam os 15% do valor paramétrico, rondando, geralmente, 6 a 8% daquele valor.

RESULTADOS

Devido ao grande volume de dados existente, os resultados são apresentados em função de um conjunto de parâmetros estatísticos – média, mediana, amplitude (mínimo a máximo) e número de dados (n) para o período em análise. Apenas quando se verifica um comportamento destacado de certas zonas da ria a análise é apresentada em função das estações de amostragem para o mesmo período. Nos casos em que a evolução das metodologias analíticas conduziu a alterações significativas da sensibilidade dos métodos, nomeadamente ao nível dos limites de quantificação dos mesmos, tal impossibilita a interpretação de resultados quando existe um grande número de dados que se situam junto àqueles limites, caso em que a análise dos resultados é efectuada para períodos mais restritos no tempo.

Na Tabela 1 são apresentados os resultados obtidos para alguns dos parâmetros clássicos e nutrientes. Faz-se notar que para N_{diss}, N_{tot}, P_{diss} e P_{tot} os resultados respeitam ao período 2001-2009 e para o SO_4 para o período 2004-2009, data de implementação em rotina das respectivas metodologias.

Na Figura 2 é apresentado, de forma gráfica, o comportamento observado para os nutrientes NO_x, NH_4, PO_4 e SiO_2.

Tabela 1: Média, mediana, máximo e mínimo para os valores de temperatura (T), potencial hidrogeniónico (pH), percentagem de oxigénio ($\%O_2$), salinidade (SaAL), sulfato (SO_4), azoto (N_{diss} e N_{tot}) e fósforo (P_{diss} e Pt_{ot}).

	T (ºC)	**pH**	**$\%O_2$**	**SAL.** (PSU)	**SO_4** (mmol L^{-1})	**Azoto** (µmol L^{-1}) diss	tot	**Fósforo** (µmol L^{-1})) diss	tot
N	1003	1002	976	999	133	205	197	199	191
Média	16,0	7,94	94	27,005	24,9	53,5	63,7	1,25	2,11
mediana	15,8	8,03	97	33,510	29,4	27,7	37,8	0,88	1,61
min-max	3,0-27,7	4,99-9,10	1-159	<2-37,485	0,22-38,9	1,53-452	2,35-477	0,21-8,17	0,39-9,74

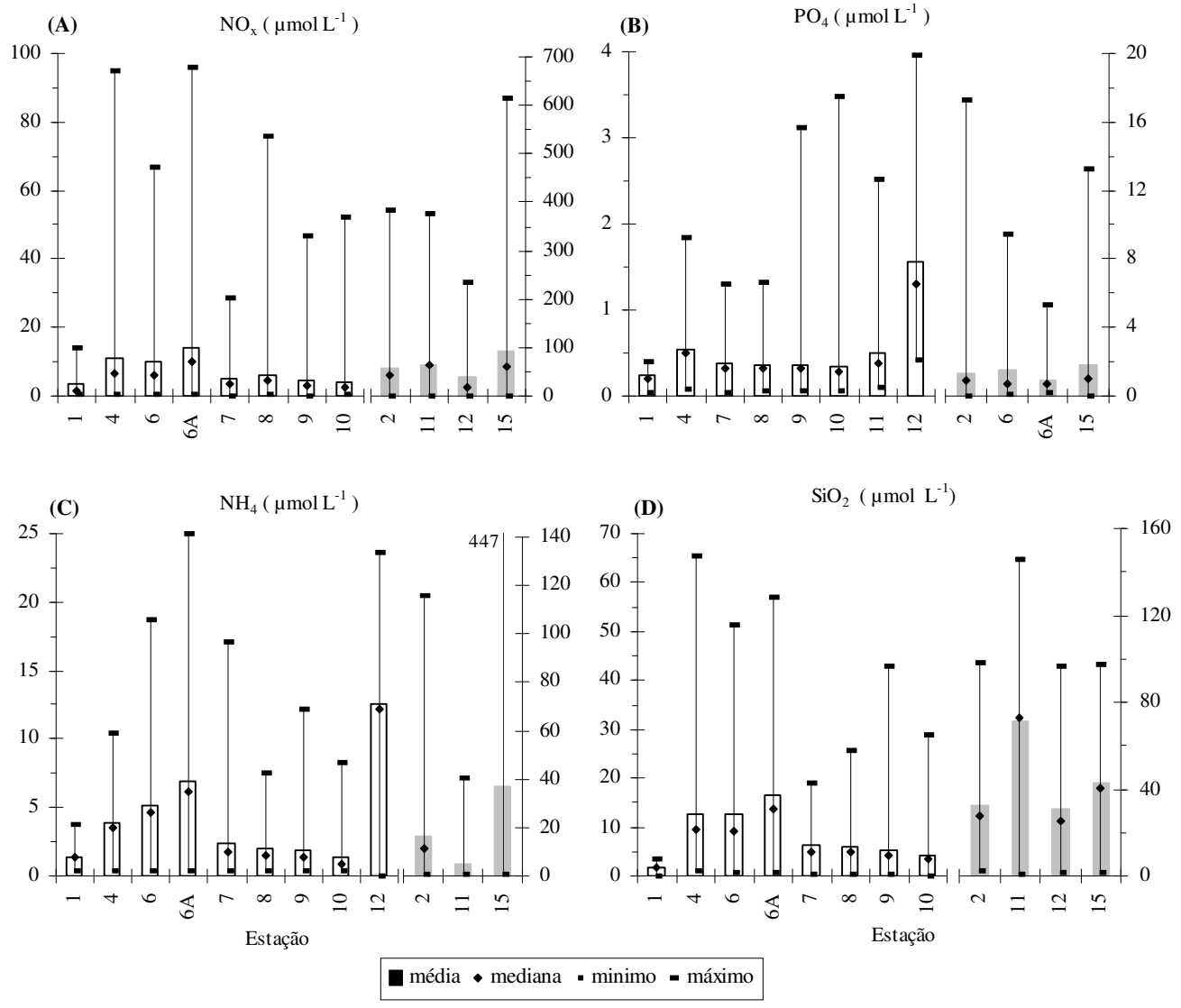


Figura 2: Média, mediana, máximo e mínimo das concentrações de (A) NO_x, (B) PO_4, (C) NH_4 e (D) SiO_2

É de realçar, desde já, o comportamento distinto apresentado pelas estações 2, 11, 12 e 15, relativamente às restantes estações. De referir que NO_x é a soma dos contributos de NO_3 e NO_2, que apresentam um comportamento semelhante mas com o último a contribuir, grosso modo, com apenas entre 1 e 5% para o total determinado, razão pela qual não são discutidos de modo independente.

Quanto aos teores em OD, não representados, a sua análise é efectuada em termos da percentagem de saturação ($\%O_2$), de modo a permitir uma comparação directa dos valores, independentemente dos efeitos da salinidade e da temperatura.

Na Figura 3 são apresentadas, também graficamente, as distribuições de SST e Clo *a*. Os restantes pigmentos fotossintéticos, nomeadamente Clo *b* e Clo *c*, não são apresentados visto os seus teores não terem expressão quando comparados com o primeiro.

Também para estes dois parâmetros se destaca o comportamento de algumas estações, nomeadamente as estações 11 e 15 no que concerne aos teores em Clo *a* e estações 2 e 15 para SST.

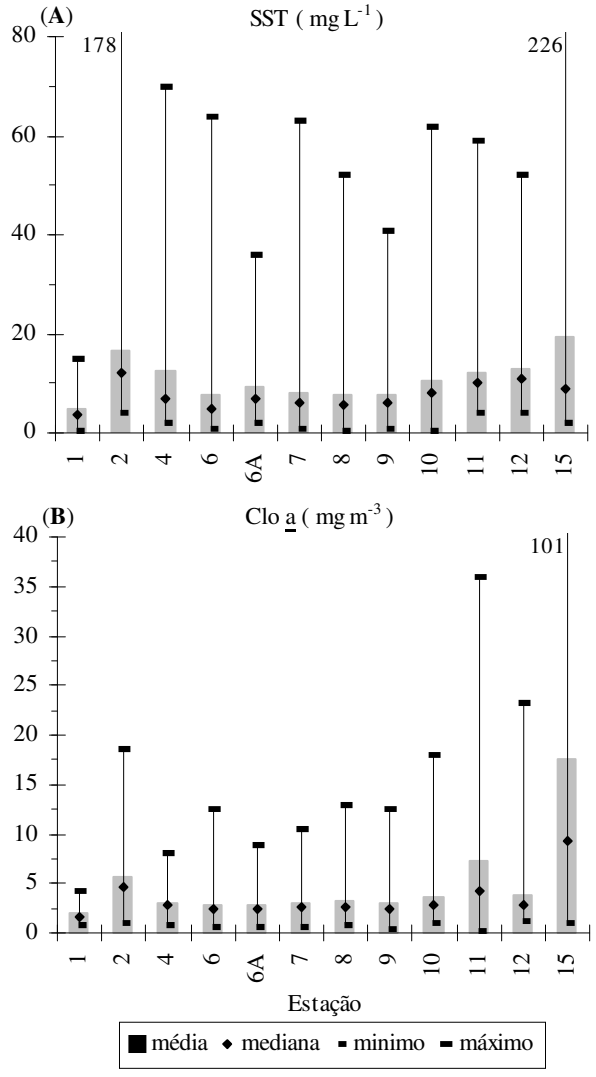


Figura 3: Média, mediana, máximo e mínimo dos teores em (A) SST e (B) Clo *a*.

Na Tabela 2 apresentam-se os resultados obtidos para os metais Cd, Fe, Hg e Ni. Faz-se notar que, para os metais Cd e Ni, os resultados se referem ao período 2002-2009.

Verifica-se que para estes metais existe uma amplitude significativa de resultados, e com a média a apresentar sistematicamente resultados bastante superiores à mediana. Para esta diferença contribuiu, no caso dos metais Ni e Fe, o comportamento observado nas estações 11 e 15, com valores médios de, respectivamente, 3,27 e 2,80 µg L^{-1} para o Ni e de 56,7 e 41,4 µg L^{-1} para o Fe, e do Cd na estação 15, com uma média de 0,53 µg L^{-1}. Já o metal Hg apresenta uma maior dispersão de valores: na sua generalidade, os valores determinados são baixos, geralmente ao nível do limite de quantificação do método, sendo encontrados alguns valores mais elevados nas estações que sofrem influência do Complexo Industrial de Estarreja (estações 2 e 15). No entanto, a frequência da existência destes valores tem vindo a diminuir desde 1995. Ainda relativamente a este metal deve realçar-se que, para os resultados apresentados na Tabela 3, foi desprezado o valor de 3,7 µg L^{-1} determinado para a amostragem de Fevereiro de 1991 na estação 15 (Largo da Coroa). Em consequência do valor encontrado, foram analisadas diversas amostras colhidas a montante do Rio Fontela que vieram confirmar o teor elevado (VINHAS, 1991).

Na Figura 4 encontram-se representados os metais As, Cu, Pb e Zn, também em termos dos valores médios, máximos, mínimos e mediana. Para os metais As e Pb os valores são baixos e com variações espaciais pouco significativas; no entanto, em algumas estações são observadas variações temporais de amplitude expressiva (estações 2, 10 e 15 para As e estação 12 para Pb). Para os restantes metais representados verificam-se variações pouco significativas, com excepção da estação 15, onde se determinaram valores máximos de 100 e 2000 µg L^{-1} para os metais Cu e Zn, respectivamente.

Quanto ao conjunto de compostos orgânicos (compostos organoclorados e hidrocarbonetos) os seus valores individuais situam-se sistematicamente junto ao limite de quantificação dos respectivos métodos. No caso dos compostos organoclorados, os dados disponíveis referem-se apenas a duas estações de amostragem (2 e 11), consideradas como as mais expostas à presença de pesticidas.

Para os policlorobifenilos a análise é efectuada em função do somatório de sete dos seus congéneres. Quanto aos pesticidas organoclorados, apenas para o γ-HCH (Lindano) foram determinados valores mensuráveis, com os restantes compostos a apresentarem teores abaixo dos limites do método (que variam, consoante o composto, entre 0,1 e 0,8 ng L^{-1}). A informação referente a este conjunto de compostos encontra-se compilada na Tabela 3.

No caso dos compostos organoclorados apresentados é observada uma grande amplitude de valores, em particular no que se refere a ΣPCB. Para este resultado contribuem essencialmente dois congéneres dos PCBs, o CB28 e o CB52, que, durante os primeiros anos do estudo, apresentaram sistematicamente valores acima de 2 ng L^{-1}, tendo vindo a diminuir para valores abaixo do limite de quantificação do método nos últimos anos do estudo. O mesmo comportamento foi observado para o γ-HCH.

Quanto aos hidrocarbonetos, apenas esporadicamente são determinados valores acima dos limites de quantificação. Para a análise apresentada foram excluídos os valores determinados na estação 6 em Setembro de 1991 (16 mg L^{-1} para O&G e 13 mg L^{-1} para Hidro) e na estação 6A em Fevereiro de 1994 (110 mg L^{-1} para O&G e 90 mg L^{-1} para Hidro), considerados como valores aberrantes.

Tabela 2: Média, mediana, máximo e mínimo das concentrações de Cádmio (Cd), ferro (Fe), mercúrio (Hg) e níquel (Ni).

	Cd ($\mu g\ L^{-1}$)	Fe ($\mu g\ L^{-1}$)	Hg ($\mu g\ L^{-1}$)	Ni ($\mu g\ L^{-1}$)
N	183	592	992	180
Média	0,19	16,7	0,016	2,08
Mediana	0,08	10,0	0,010	1,42
min-max	<0,03-1,45	<1-140	<0,0075-0,70	<0,03-12,0

Tabela 3: Média, mediana, máximo e mínimo do ΣPCB, γ-HCH, óleos e gorduras (O&G) e hidrocarbonetos não polares (Hidro.).

	ΣPCB ($ng\ L^{-1}$)	γ-HCH ($ng\ L^{-1}$)	O&G ($mg\ L^{-1}$)	Hidro. ($mg\ L^{-1}$)
n	50	51	613	614
média	1,44	0,64	0,05	<0,05
mediana	0,78	0,52	<0,05	<0,05
min-max	<0,7-6,7	<0,2-2,6	<0,05-1,8	<0,05-1,6

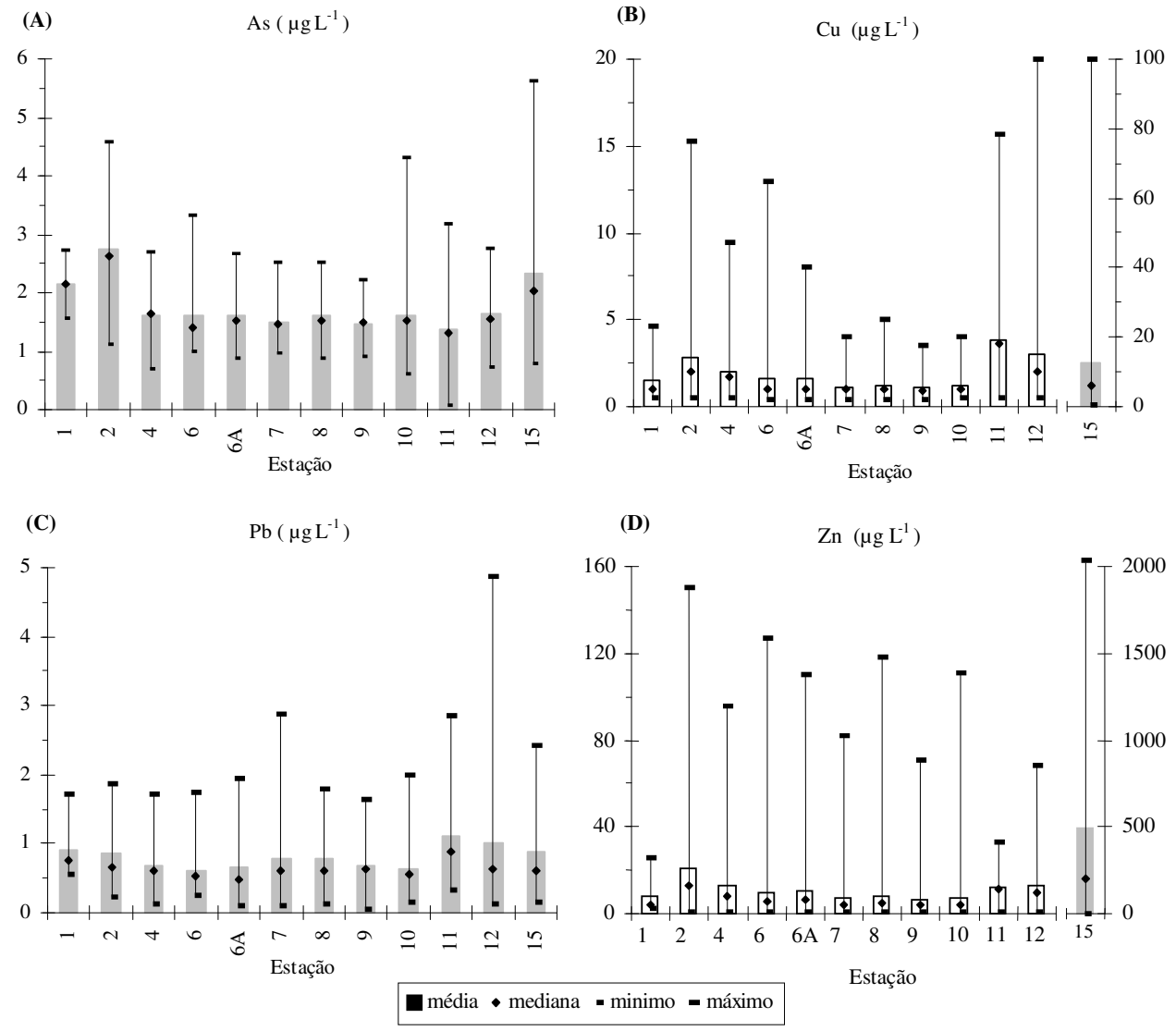


Figura 4: Média, mediana, máximo e mínimo das concentrações de (A) As, (B) Cu, (C) Pb e (D) Zn

DISCUSSÃO DE RESULTADOS

De uma forma global, o conjunto de parâmetros clássicos, pigmentos fotossintéticos e nutrientes apresenta uma variação que, independentemente da acção antropogénica, tem características de sazonalidade em termos temporais e de águas de transição em termos espaciais. Já os restantes parâmetros apresentam um comportamento que está mais relacionado com a acção antropogénica.

Os parâmetros clássicos apresentam um comportamento sazonal típico de águas de zonas estuarinas. A maior amplitude de variação ocorre nas áreas de influência fluvial devido aos efeitos antagónicos do caudal dos rios e da capacidade de penetração da maré. Os valores mais baixos verificam-se durante e imediatamente após o período de Inverno, em que o efeito do caudal do rio se sobrepõe mais intensamente ao efeito da maré.

Do conjunto de parâmetros em discussão o que apresenta uma menor variação é o pH. Este comportamento está de acordo com o esperado pois, devido à sua composição, as águas salinas funcionam como um tampão, não permitindo grandes variações dos valores de pH (entre 7,5 e 8,5), excepto em situações específicas como o grande afluxo de águas doces que ocorre em épocas de cheia (situação localizada no tempo e no espaço) ou o fenómeno de acidificação decorrente da captação de dióxido de carbono atmosférico (fenómeno global e com consequências a longo prazo). Apenas a estação 11 apresenta um comportamento que se distingue das restantes, por ser uma estação marcadamente fluvial, o que é também confirmado pelos resultados de salinidade (< 2,000 PSU), que indicam que a maré não atinge aquele ponto da ria.

A variação espacio-temporal do teor em SST é significativa, como se verifica na Figura 3A). A variação observada é fruto das características hidro-morfológicas das diferentes zonas da ria, com os valores mais elevados a corresponderem a estações mais interiores e a situações de maior caudal de escoamento, que provocam, simultaneamente, o arrastamento de solos e a ressuspensão de matéria particulada dos sedimentos, em particular das partículas de menor dimensão.

Da análise geral dos parâmetros clássicos, verifica-se que são sistematicamente as estações de maior influência fluvial (estação 11 e, em menor grau, estações 2, 12 e 15) aquelas em que se verifica uma maior variabilidade, com os valores mais elevados de $\%O_2$ e SST e mais baixos de T e SAL a corresponderem a situações de Inverno, fruto de uma maior agitação e influxo de água fluvial no sistema. Por outro lado, em situação de Verão são encontrados valores de $\%O_2$ baixos (< 70%) ou muito baixos (< 40%) naquelas mesmas estações, tendo mesmo sido detectadas situações de ambiente anóxico.

Quanto ao teor em Clo *a*, representado na Figura 3 B) verifica-se o mesmo tipo de comportamento observado para os parâmetros clássicos. Os valores mais elevados correspondem ao final do período de produção primária e são encontrados, mais uma vez, nas estações 11 e 15, situadas em zonas mais confinadas e com grande influência antropogénica. De acordo com EDWARDS *et al.* (2005) teores elevados de Clo *a*, superiores a 15 mg m^{-3}, em conjunto com teores de nutrientes também elevados, sugerem que estes locais podem estar sujeitos a eutrofização.

Também as formas de azoto dos nutrientes (NO_x, NH_4, N_{diss} e N_{tot}) bem como SiO_2 apresentam o mesmo comportamento observado para os parâmetros anteriormente discutidos, com as estações 2, 11, 12 e 15 a apresentarem teores bastante superiores aos das restantes estações. No entanto, existem situações em que são encontrados valores de NH_4 anormalmente elevados, geralmente associados a teores de $\%O_2$ baixos, o que é indicativo de uma baixa capacidade de oxidação do meio. Estas situações foram encontradas com maior incidência nas estações 2 e 15 no início do período em estudo, tendo a sua frequência diminuindo ao longo do mesmo e sendo praticamente inexistentes na última década. A relação existente entre as formas inorgânicas de azoto (NO_x+NH_4) e fósforo (PO_4) com a salinidade podem funcionar como um indicador da qualidade ambiental das águas, uma vez que, tendencialmente, para sistemas ditos "limpos" se verifica uma correlação negativa entre estes. De modo a verificar a influência da acção antropogénica encontra-se representada na Figura 5 a relação entre azoto inorgânico e salinidade. A referida representação não considera os valores obtidos para a estação 11, por os valores de salinidade se encontrarem sistematicamente abaixo do limite de aplicação do método. Encontra-se ainda representado (▲) um resultado considerado aberrante e que não foi usado para obtenção da correlação, obtido na estação 15 na amostragem de Maio de 1986.

De acordo com os resultados já apresentados, verifica-se que são as estações com menor salinidade que apresentam uma maior dispersão de valores e, portanto, um menor ajuste à recta de correlação, o que é indicativo de poluição de origem industrial e/ou urbana.

Ao analisar a relação percentual entre azoto inorgânico e dissolvido (para o período 2001-2009) verifica-se que o primeiro constitui cerca de 60 a 80% do N_{diss}, sendo observado um comportamento semelhante para o N_{tot}, que só apresenta diferenças significativas, isto é, teores médios mais elevados, relativamente a N_{diss} para as estações referidas (2, 11, 12 e 15). No entanto, é de realçar a evolução verificada ao longo do período considerado, com tendência para a diminuição dos teores absolutos dos compostos de N, mas mais acentuada para N_{diss} e N_{tot} e, em consequência, com o aumento da relação percentual das suas formas inorgânicas.

Quanto a SiO_2, é um elemento nutritivo indispensável para a vida de certas espécies de animais marinhos e plantas (AMINOT e CHAUSSEPIED, 1983), sendo um importante traçador oceânico e menos importante a nível de águas doces e de transição. De modo geral, verificam-se teores mais elevados nas amostragens de Outono que poderão ser devidos, quer ao menor consumo por parte do fitoplâncton, quer ao aumento afluxo de água fluvial para a ria.

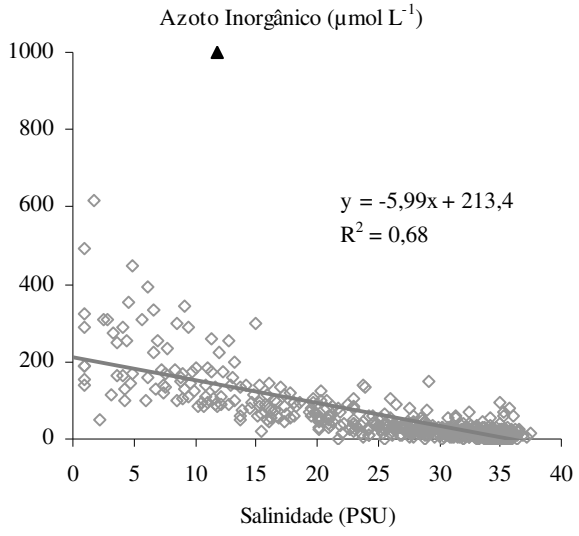


Figura 5: Correlação entre Azoto Inorgânico e Salinidade

Já os compostos de fósforo (PO_4, P_{diss} e P_{tot}) apresentam um comportamento ligeiramente diferente, com os teores mais elevados a serem encontrados nas estações 2, 6, 6A e 15, indicativos de que estas áreas se encontram sob a influência de acção antropogénica de origem urbana.

Quanto à relação percentual entre fósforo inorgânico e dissolvido (para o mesmo período), a contribuição da forma inorgânica sofreu uma evolução acentuada, com valores de cerca de 70% no início do período a passarem para 90% no final do mesmo, apesar de não ser visível qualquer tendência para a diminuição dos teores absolutos em fósforo.

Quanto ao SO4, que apresenta uma correlação positiva com a salinidade, verifica-se, como esperado, que é nas estações mais a montante, onde é menor a influência de massas de água salinas, que os teores são mais baixos.

Considerando os valores de nutrientes encontrados, em particular de NO_x e PO_4, pode-se classificar a qualidade das diversas áreas amostradas, de acordo com CROUZET *et al.* (1999), resultados esses que se encontram na Tabela 4.

Pode então afirmar-se, de acordo com esta classificação, e tendo ainda em consideração a informação apresentada para parâmetros como $\%O_2$, Clo *a* e NH_4, entre outros, que as áreas abrangidas pelas estações 2, 11, 12 e 15 são áreas que estão sujeitas a grande pressão antropogénica e, portanto, sensíveis à eutrofização.

No que se refere aos teores em metais, e tendo em conta as Normas de Qualidade Ambiental (NQA) definidas no Decreto-Lei nº 103/2010, para as águas de transição (incluídas na classe "outras águas superficiais), verifica-se que os teores médios de Cd, Hg, Ni e Pb são inferiores aos valores máximos admissíveis de médias anuais (NQA-MA) estabelecidos.

Relativamente ao Hg, apenas o valor anteriormente referido de 3,7 µg L^{-1} excede o critério definido para valores máximos anuais (NQA-CMA).

Para os restantes metais (As, Cu, Fe e Zn), não são definidos no referido D.L. normas de qualidade ambiental. Como já referido, é de destacar apenas o comportamento observado para os metais Cu e Zn que apresentam, sistematicamente, na estação 15, valores muito superiores aos das restantes estações, o que é indicativo de influência industrial, possivelmente proveniente do Complexo Industrial de Estarreja bem como das pequenas e médias empresas existentes na zona.

Quanto ao conjunto de compostos organoclorados, a sua existência é, tipicamente, proveniente de escorrências de origem agrícola. Também para o conjunto destes compostos e tendo em conta as NQA definidas (DL103/2010), se verifica que, apesar de serem encontrados valores aparentemente elevados para o ΣPCB e para γ-HCH nos primeiros anos do estudo, os mesmos se encontram muito abaixo tanto dos valores máximos de NQA-MA como de NQA-CMA, o que permite afirmar que a poluição por efeito de pesticidas não é um problema na ria de Aveiro.

Tabela 4: Classificação da qualidade das águas em relação ao NO_x e PO_4 segundo CROUZET *et al.* (1999).

	NOx (µmol L^{-1})		**PO_4** (µmol L^{-1})	
	EEA (*)	Ria Aveiro	EEA (*)	Ria Aveiro
Boa	< 6,5	Est. 1, 7, 8, 9 e 10	<0,5	Est. 1, 4, 7, 8, 9, 10 e 11
Razoável	6,5 a 9,0	—	0,5 a 0,7	—
Pobre	9,0 a 16	4, 6 e 6A	0,7 a 1,1	Est. 6A
Má	> 16	Est. 2, 11, 12 e 15	> 1,1	Est. 2, 6, 12 e 15

Pode também considerar-se que nos locais amostrados não existe contaminação por hidrocarbonetos na matriz água. De um modo geral, estas concentrações estão ao nível do limite de quantificação do método (0,05 mg L^{-1}). Quanto aos valores aberrantes anteriormente apresentados e não considerados, não é possível após um período tão dilatado de tempo apontar causas, sendo apenas possível indiciar como causa mais provável uma descarga pontual de origem desconhecida.

CONCLUSÃO

A ria de Aveiro é uma laguna costeira formada por uma rede complexa de canais onde o efeito de maré se faz sentir em dimensões variáveis. Assim, existem zonas dinâmicas e existem zonas mais confinadas, sujeitas a uma maior acumulação dos *inputs* antropogénicos. Estão nesta situação as estações 2 e 15, que sofrem influência do complexo industrial de Estarreja e as estações 11 e 12 situadas, respectivamente, no rio Vouga e no canal de Ílhavo. Nestes locais observaram-se consistentemente teores mais elevados de nutrientes (nitrato, nitrito, azoto amoniacal e fósforo reactivo) e dos metais Hg, Cu e Zn. Relativamente ao Hg constatou-se uma diminuição efectiva de picos de concentração a partir de 1995 provavelmente associada à mudança de tecnologia utilizada na indústria local.

A análise global efectuada socorreu-se sempre que possível aos instrumentos regulamentares vigentes. São documentos normativos que tendem cada vez mais a estabelecer limites e níveis de referência para o que é considerado o estado de qualidade do meio marinho. De facto, em termos de enquadramento legal, existe actualmente uma forte pressão para o cumprimento dos compromissos ambientais estabelecidos na regulamentação nacional e comunitária, nomeadamente o desenvolvimento de programas nacionais de monitorização consagrados na Directiva-Quadro da Água. Esta análise é tanto mais importante quando permite definir não só quais as zonas mais afectadas pela acção antropogénica, mas também o seu tipo.

Assim, é possível definir, principalmente em função dos teores em nutrientes e metais, que as estações 2, 6, 6A, 11, 12 e 15 estão sujeitas à acção antropogénica, de origem urbana no caso das estações 6 e 6A, agrícola para as estações 2 e 11, enquanto as estações 12 e 15, devido ao seu comportamento, parecem apresentar influência dos três tipos de acção antropogénica.

O presente estudo, ao abranger um período de tempo tão longo, permitiu, para além da definição das zonas mais afectadas pela acção antropogénica, analisar tendências, sendo marcada a melhoria verificada no sistema, em particular na última década, com a generalidade dos parâmetros a apresentar uma marcada diminuição nos seus teores. Para isto contribuiu, certamente, não só uma melhoria nas práticas de tratamento de efluentes, mas também de reconversão ou encerramento de unidades industriais mais poluentes.

REFERÊNCIAS

AMINOT, A. e CHAUSSEPIED, M., 1983. *Manuel des Analyses Chimiques en Milieu Marin*, 1ère ed., Brest, France, Centre National Pour L'Exploration des Océans. (CNEXO), 395 p.

COFINO W.P. e WELLS, D.E., 1994. Design and evaluation of the QUASIMEME Inter-Laboratory Perfomance Studies: A test case for robust statistics. *Marine Pollution Bulletin*, 29 (4-5), 149-158.

CROUZET, P.; LEONARD, J.; NIXON, S.; REES, Y.; PARR, W.; LAFFON, L.; BØGESTRAND, J.; KRISTENSEN, P.; LALLANA, C.; IZZO, G.; BOKN, T.; BAK, J.; LACK, T.J., 1999. Nutrients in European ecosystems. *Environmental Assessment Report*, 4, European Environment Agency (EEA), 156 p.

DANIELSSON, L-G.; MAGNUSSON, B.; WESTERLUND, S., 1978. An improved metal extraction procedure for the determination of trace metals in sea water by atomic absorptios spectrometry with electrothermal ionization, *Analytica Chimica Acta*, 98, 47-57.

DAUPHINÉE, T.M.; LEWIS, E.L.; ANCSIN, J.; PHILLIPS, M.J.; CULKIN, F.; SMITH, N.; POISSON, A.; BRADSHAW, A.L.; SCHLEICHER, K.; PERKIN, R.G.; KLEIN, H.P., 1981.. Background papers and supporting data on the Practical Salinity Scale 1978. *UNESCO Technical Papers in Marine Sciences*, 37: 144 p.

DECRETO-LEI Nº 103/2010, Diário da República. I, 187, de 24 de Setembro.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 1999. Hydrological characterisation of Ria de Aveiro, Portugal. Early Summer. *Oceanológica Acta*, 22(5), 473-485.

EDWARDS, V.; ICELY, J.; NEWTON, A.; WEBSTER, R., 2005. The yield of chlorophyll from nitrogen: a comparison between the shallow Ria Formosa lagoon and the deep oceanic conditions at Sagres along the southern coast of Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62, 391-403.

KOROLEFF, F., 1976a. Determination of phosphorus. *In* , GRASSHOFF, K. (ed.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chimie, New York, pp. 117-122:

KOROLEFF, F., 1976b. Determination of ammonia. *In* GRASSHOFF, K. (ed.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chimie, New York, pp. 126-133

LORENZEN, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and. Oceanography*. 12, 343-346.

MURPHY, J. e RILEY, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*. 27, 31-36.

SIMRIA.[EM LINHA] URL. < http://www.simria.pt/gca/?id=78.

SMEWW (STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER e WASTEWATER), 1998. 20th edition. Edited by L.S.Clesceri, A.E.Greenberg and A.D. Eaton. APHA,AWWA, Water Environment Federation, USA,

STATHAM, P.J., 1985. The determination of dissolved manganese and cadmium in sea water at low nmol concentrations by chelation and extraction followed by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 169, 149-159.

STRICKLAND, J.D.H. e PARSONS, T.R., 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board, Ottawa. 184p.

UNESCO. 1966. Monograph on oceanographic methodology. Volume I. *Determination of photosynthetic pigments in sea water*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, 69 p.

VALENÇA, M., CARDOSO, A., PALMA, C., BORGES, C., SANTOS, P., em publicação. Vigilância da Qualidade do Meio Marinho 1985 – 2009. REL.TF.07/2011.

VINHAS, T, 1991. Teores de mercúrio no Largo da Coroa no inicio de 1991 (ria de Aveiro), REL.TF QP07/91, Instituto Hidrográfico, 1991.

Muros das Marinhas de Sal da Ria de Aveiro – Solução Tradicional vs Novas Soluções

S. Costa [a], D.M. Carlos [a], M. Pereira[a], C. Coelho [b], M. Pinho-Lopes [a]
[a] Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro, Portugal
{smcosta; dmc; mafalda.pereira; mlopes}@ua.pt
[b] Departamento de Engenharia Civil & CESAM, Universidade de Aveiro
3810-193, Aveiro
ccoelho@ua.pt

SUMÁRIO

A recolha de sal na Ria de Aveiro é uma actividade tradicional muito antiga e outrora de importância fundamental para o desenvolvimento económico da cidade de Aveiro. Actualmente encontra-se em declínio, com muitas marinhas abandonadas ou convertidas para outras actividades, como é o caso da aquicultura. Esta situação resulta sobretudo da baixa rentabilidade da actividade de salicultura, associada à dificuldade na conservação das marinhas devido a alterações verificadas nas condições hidrodinâmicas no interior da laguna e à degradação decorrente da falta de manutenção. O desaparecimento das marinhas de sal tem um impacto negativo na laguna, não só pela perda da paisagem natural típica da cidade de Aveiro, mas pela sua importância na preservação do ecossistema natural. As marinhas têm um papel fundamental na conservação da biodiversidade e equilíbrio da laguna pois, funcionam como estruturas dissipadoras da energia das marés e auxiliam na captura de sedimentos, contribuindo para a manutenção das áreas de sapal. A preservação dos muros das marinhas de sal é fundamental para o equilíbrio hidrodinâmico da Ria de Aveiro, mas as soluções que têm vindo a ser adoptadas não se têm revelado as mais correctas e eficazes. Este trabalho tem como objectivo a concepção de soluções de construção e reabilitação dos muros das marinhas de sal, através do uso de geossintéticos. Para tal, é apresentada uma caracterização da solução tradicional e são propostas duas novas soluções, que tiveram como principais preocupações serem soluções eficientes, económicas e ambientalmente enquadráveis.

PALAVRAS CHAVE: *ensaios em canal, reforço de solo, geossintéticos, geossacos, hidrodinâmica*

INTRODUÇÃO

A salicultura em Aveiro é uma actividade que remonta ao estabelecimento dos romanos na foz do rio do Vouga. No entanto a elevada rentabilidade verificada no passado, encontra-se em declínio desde os meados do séc. XX em declínio. No séc XV existiam 500 marinhas activas, 270 há cinquenta anos atrás, e em 2006 apenas 8 se encontram activas (Picado, 2009). Nas antigas civilizações o sal era de extrema importância, pois era utilizado na conservação dos alimentos. Na zona de Aveiro era também amplamente usado, fruto da extensa frota bacalhoeira. De forma resumida, nos dias de hoje o abandono da actividade é sobretudo devido: a) à falta de adaptação a novas tecnologias; b) às condições atmosféricas que condicionam a produção; c) ao uso generalizado do "frio" na conservação dos alimentos e d) à maior rentabilidade de outras actividades (Coelho *et al.*, 2008).

Aliam-se ainda aos motivos anteriores, o facto da dinâmica natural da ria e as acções antropogénicas sobre a ria e a sua embocadura terem conduzido a alterações nas velocidades de corrente e amplitude de maré. As marinhas hoje funcionam como reservatórios que recebem parte do caudal da enchente e o devolvem nas vazantes. Em grandes períodos do ciclo de maré, em alguns locais não se distingue a posição dos canais em relação aos limites das marinhas. Estas alterações têm como consequência o arrastamento das partículas argilosas dos muros, e ampliam a sua degradação.A preservação das marinhas de sal é fundamental na manutenção e conservação do ecossistema e biodiversidade da laguna, assim como da paisagem natural típica que desde sempre caracterizou Aveiro. Este trabalho pretende ser um contributo no estudo da solução tradicional dos muros das marinhas de sal, e no desenvolvimento de novas soluções, com geossintéticos, que se apresentam como uma solução ambientalmente apelativa e economicamente viável. Pretende-se que sejam uma resposta eficiente à falta de manutenção, e às novas condições hidrodinâmicas verificadas na Ria de Aveiro.

MUROS DAS MARINHAS DE SAL – SOLUÇÃO TRADICIONAL

Descrição da solução tradicional

Tradicionalmente os muros eram constituídos por duas paredes paralelas de "torrão", que limitavam as marinhas e impediam a água de entrar no seu interior. O torrão era um paralelepípedo de solo argiloso endurecido, com uma face de cerca de 20 por 20 cm^2 e com profundidade igual ao tamanho da enxada usada para retirar o torrão do chão das marinhas de junco, local onde era produzido. A qualidade do torrão era conferida pela forte aglutinação devida às raízes do junco, que simultaneamente permitia a completa integração no meio ambiente. O facto das plantas existentes se desenvolverem nas faces expostas do muro, conduzia a maior estabilidade e solidez dos muros.

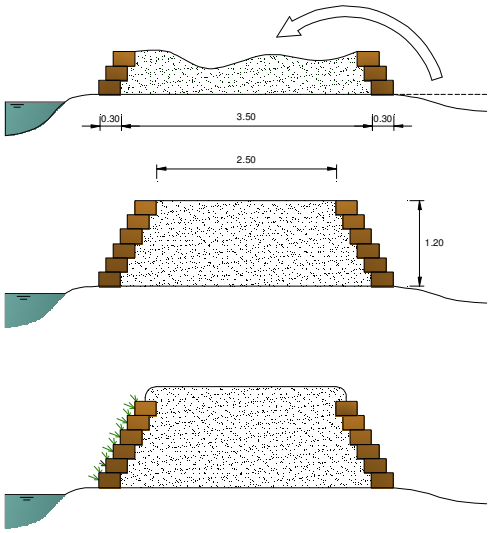


Figura 1: Esquema representativo do processo tradicional de construção dos muros em torrão (Pereira e Coelho, 2007).

A caixa constituída pelas paredes do muro (blocos de torrão empilhados) era preenchida por lamas do interior da marinha, conferindo impermeabilidade ao muro. Os muros eram construídos por fases, de forma a estabilizar as várias camadas de lama (Figura 1). Quando finalizado, a sua superfície era coberta por uma fina camada de lama (Coelho *et al.*, 2008).

Causas de degradação

Actualmente a solução tradicional é de aplicação cada vez mais difícil, o que tem conduzido ao progressivo desaparecimento do salgado de Aveiro. Esta situação é devida a uma série de factores, onde se destaca a baixa rentabilidade da produção de sal, que tem levado ao abandono progressivo das marinhas. Outro factor está relacionado com as alterações morfológicas na embocadura, incluindo as operações de dragagem para acesso de embarcações de maior calado, que tem originado o aumento das amplitudes de maré, das velocidades de corrente e da salinidade no interior da laguna e ainda a canalização de maiores caudais. Como consequência, tem-se registado a destruição da parte lateral superior dos muros sujeita à acção das marés, associada com a falta de flora de protecção, em resultado do aumento da salinidade e até da poluição (Coelho *et al.*, 2008).

As dificuldades nas condições de produção de sal conduziram ainda a outro problema, relacionado com a falta de mão-de-obra. Houve portanto uma relação simultânea de causa e efeito, já que o abandono da actividade facilitou a degradação dos muros e as dificuldades na conservação das marinhas conduziu ao seu abandono. Por fim, pode-se referir o aumento do movimento de embarcações na ria por efeito da localização da antiga lota, que causaram ondulação, ampliando os efeitos das acções sobre os muros (Coelho *et al.*, 2008).

Actualmente, as soluções utilizadas para permitir que as funções dos muros continuem a ser desempenhadas consistem na aplicação de entulho, estacas de madeira, placas de betão, enrocamento e pneus nas partes exteriores do muro (Figura 2). Estas soluções partem do conhecimento empírico dos salineiros, mas apresentam algumas condicionantes. Uma delas é o facto de nalguns casos ser necessário o alargamento dos muros para introduzir os elementos estabilizadores (reforços com enrocamento e entulho). A outra diz respeito ao ambiente em que estes são aplicados. De facto, o ambiente da ria é quimicamente agressivo, o que condiciona a utilização de materiais. Também o aspecto exterior do muro é uma condicionante a ter em conta, facto pelo qual não pode ser utilizado qualquer material sob pena de este não se enquadrar no ambiente natural da ria (Coelho *et al*., 2008).

Figura 2: Técnicas de reforço dos muros: a) Muro em terra; b) Muro reforçado com entulho; c) Muro reforçado com estacas de madeira; d) Muro reforçado com placas de betão; e) Muro revestido por enrocamento; f) Muro reforçado com pneus (Coelho *et al.*, 2008).

GEOSSINTÉTICOS

De acordo com a Sociedade Internacional de Geossintéticos (IGS), um geossintético é um material polimérico, natural ou sintético, usado em contacto com materiais naturais, como solo ou rocha, ou qualquer outro material geotécnico utilizado em aplicações de engenharia civil. Como exemplos de geossintéticos tem-se os geotêxteis, as geogrelhas, as georredes, as geomembranas e os geocompósitos. As funções que estes podem desempenhar são: drenagem, filtragem, protecção, reforço, separação, controlo de erosão superficial e barreira de fluidos (Pinho-Lopes, 2006). Numa obra, um geossintético pode desempenhar uma ou várias destas funções simultaneamente.

As características inerentes a cada geossintético dependem da natureza e das propriedades da matéria-prima que lhe dá origem, bem como da forma como as fibras se combinam entre si e do processo de fabrico utilizado para a sua concepção. Os geossintéticos podem ser agrupados em função da sua estrutura e dos polímeros que o constituem. Cada um dos grupos resultantes tem propriedades distintas e destina-se a exercer funções diferenciadas. No entanto, a maioria dos geossintéticos são constituídos por termoplásticos – materiais orgânicos sintéticos, obtidos a partir do carvão e do petróleo, que apresentam a propriedade de amolecer e endurecer por acção do calor e do frio, respectivamente (Pereira, 2010).

As propriedades dos geossintéticos podem dividir-se em físicas, hidráulicas, mecânicas e relativas à durabilidade. A sua importância depende do tipo de geossintéticos utilizados, da

função que têm que desempenhar em obra e das condições do local.

Os geossintéticos têm sido aplicados em diferentes tipos de obra, tais como: reservatórios e barragens, depósitos de resíduos líquidos, depósitos de resíduos sólidos, canais, obras rodoviárias, obras ferroviárias, fundações e estruturas de suporte, sistemas de controlo de erosão, túneis e estruturas subterrâneas e sistemas de drenagem (Pinho-Lopes, 2006). No caso em estudo, consideram-se dois tipos de aplicação de geossintéticos: a) reforço de solos (Solução 1); b) geossacos para recriar a solução tradicional para os muros (Solução 2) e c) elementos de filtro (pode ser aplicável a ambas as soluções). Assim, as funções principais exercidas nestes casos são: reforço, drenagem e filtragem.

METODOLOGIA

A metodologia seguida consistiu numa primeira fase na análise das propriedades do solo e do comportamento da solução tradicional. Para tal foram recolhidas amostras de torrão das marinhas de junco. Dos blocos de torrão foram retiradas amostras de solo, as quais foram sujeitos a uma série de ensaios, para a determinação de vários parâmetros: peso volúmico, teor em água, limites de Atterberg e parâmetros de consolidação. Numa fase posterior, foram ainda simuladas em laboratório as condições de escoamento a que os muros das marinhas de sal estão sujeitos. Para tal foram colocadas unidades de torrão representativas da solução tradicional no canal de hidráulica do Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Aveiro (DEC-UA), e impuseram-se diferentes condições de escoamento, de forma a avaliar o seu comportamento.

Ensaios de classificação do solo

Os ensaios de classificação baseiam-se nas propriedades básicas do solo, tais como a plasticidade, o peso volúmico e a granulometria. Estas propriedades básicas influenciam o comportamento e consequentemente as características mecânicas do solo. No caso em estudo, no que se refere aos solos usados tradicionalmente nos muros da Ria de Aveiro, trata-se de solos

Figura 3: Ensaios sobre as amostras de solo: a) Peso volúmico; b) Análise granulométrica; c) Limite de liquidez; d) Limite de plasticidade; e) , f) Ensaio edométrico.

finos. Como tal, é o teor em água que comanda o seu comportamento. Torna-se então, necessário determinar os limites de Atterberg ou de consistência (w_L - limite de liquidez, w_P - limite de plasticidade e w_C – limite de consistência), os índices de plasticidade e de consistência, respectivamente, I_P e I_C e o parâmetro A_t, que indica o nível de actividade da argila. Para estudar os parâmetros caracterizadores do processo de consolidação foram realizados ensaios edométricos (Figura 3).

Ensaios sobre o torrão

Os muros das marinhas de sal estão sujeitos a uma série de

Tabela 1: Ensaios sobre o torrão no canal do DEC-UA.

Ensaio	Dimensões do torrão (m^3)	Tempo do ensaio	Esquema
Permeabilidade	0,40×0,30×0,30	7 dias	Vista lateral
Erosão lateral	0,20×0,30×0,30	24 horas	Vista superior
Erosão frontal	0,20×0,30×0,30	24 horas	Vista superior
Galgamento e "cambeia"	0,40×0,30×0,30	7 horas/dia durante 5 dias	Vista superior
Direcção do escoamento	→	Torrão	Bloco de betão

acções, nomeadamente a acção das marés, que leva a variações no nível da superfície da água e a acção dos ventos. Existem ainda as embarcações que circulam nos canais, que provocam ondulação.

Os blocos (torrão) que compõem os muros das marinhas de sal foram ensaiados de forma a avaliar o seu comportamento face à acção da maré e ao aumento da velocidade de corrente (Tabela 1). Para tal, foram recolhidas várias amostras de torrão nas marinhas de junco de acordo com a solução tradicional. Estas foram ensaiadas no canal do DEC-UA, que apresenta uma secção transversal de 40×50 cm^2, 10 m de comprimento, superfícies em vidro e um apoio fixo e outro ajustável em altura, que permite a simulação de diferentes inclinações. Este é alimentado por um sistema de bombagem que permite a circulação da água em circuito fechado. Os ensaios realizados tiveram como objectivo a avaliação da permeabilidade, erosão lateral e frontal e o galgamento/"cambeia". Nos ensaios de erosão e galgamento a velocidade de escoamento imposta foi de 0,75 m/s. A cambeia é o termo utilizado para a designação de uma depressão junto ao topo, sendo portanto uma zona fragilizada do muro, onde se verifica uma concentração do escoamento e portanto velocidades pontuais mais elevadas.

No ensaio de permeabilidade o bloco de terra foi colocado no canal de forma a ocupar toda a largura da secção transversal do canal. A montante do torrão, a cota da água foi fixada em 25 cm e a jusante em 15 cm. A variação da altura da água foi medida a cada 5 minutos durante a primeira hora, e depois foram efectuadas medições mais espaçadas, uma vez que não se observaram variações significativas. Este ensaio foi realizado durante 7 dias, sendo no início de cada dia repostas as cotas do nível da água a montante e jusante.

Os ensaios de erosão lateral e frontal tiveram como objectivo a simulação das situações de enchente e vazante de maré. Assim, foi colocado um torrão a ocupar apenas metade da secção transversal do canal, tendo-se ainda colocado blocos de betão a montante e jusante do torrão, de forma a proteger as faces frontais do bloco e a simular o seu comportamento como bloco interior, representativo de um muro contínuo. Foi medido o desgaste do torrão, através da marcação da localização do limite do perfil do torrão junto ao fundo do canal. Esta opção, deveu-se ao facto de o desgaste ser reduzido e na zona junto à superfície da água a sua medição não permitir qualquer precisão. Para a avaliação da erosão frontal, simulando o escoamento a incidir sobre o muro (situação comum nas marinhas, em canais com muros em posição oposta a marinhas degradadas) foram retirados os blocos de betão colocados a montante do torrão. Para a medição da erosão foi marcado o limite do perfil do torrão junto ao fundo e também no vidro lateral.

O ensaio de galgamento/"cambeia" foi realizado através do uso de dois blocos de torrão colocados em toda a largura do canal. O uso de dois blocos em vez de um prendeu-se com o facto de se criar uma zona frágil, semelhante ao que se passa para a "cambeia". Os blocos do ensaio apresentavam ainda a particularidade de não ter uma altura constante (esta diminuía para jusante), impedindo a acumulação da água sobre os blocos. A avaliação da erosão foi feita através da marcação de doze pontos de referência no topo do muro, constituídos por marcas de madeira. Foi assinalada a linha de contacto da marca com a superfície do bloco, antes do ensaio. O ensaio decorreu durante sete horas ao longo de cinco dias, tendo-se em cada dia assinalado a nova posição da superfície do torrão no marcador de madeira.

Novas soluções

Tendo por base os valores obtidos nos ensaios realizados para análise das propriedades do solo, foram desenvolvidas duas soluções para a construção ou reabilitação dos muros das marinhas de sal, completamente nova (Solução 1), com recurso a geossintéticos e aos solos finos locais, e outra (Solução 2) recriando a solução tradicional, e em que o torrão é substituído por geossacos.

O dimensionamento da Solução 1 seguiu as prescrições presentes no Eurocódigo 7, desenvolvido para dimensionamento geotécnico.

A utilização de geossintéticos para o reforço de obras geotécnicas está, normalmente, associada à utilização de solos granulares com boas características físicas e mecânicas. Neste trabalho, na Solução 1, os geossintéticos foram usados para o reforço de solos finos, materiais existentes no local onde existem os muros das marinhas. Os métodos de dimensionamento de estruturas de solo reforçadas com geossintéticos utilizados foram o método de Jewell (1996) e o método de Naughton *et al.* (2001). O Método de Jewell segue uma metodologia de equilíbrio global, resumida em ábacos de dimensionamento e foi concebido para aplicação a solos granulares. No entanto, este foi aplicado para entender se os resultados obtidos quando aplicado a solos finos são incoerentes. O método de dimensionamento de Naughton *et al.* (2001) baseia-se num processo iterativo em que é verificado o tempo de dissipação dos excessos de pressão intersticial e a transmissividade do reforço utilizado. Em Carlos (2009) são apresentados mais detalhes sobre os métodos referidos.

Os geossacos são elementos em geotêxtil, permeável à água e capaz de reter o material com o qual são cheios. Os geossacos podem ser enchidos com areia ou gravilha ou uma mistura pobre de betão. Os sacos podem ter diferentes formas e tamanhos, variando desde os mais comuns sacos de areia para fazer diques de emergência até às mais achatadas e alongadas "salsichas". O uso mais comum para sacos de areia em engenharia hidráulica é para estruturas temporárias, não só porque é um material fácil de usar e economicamente apelativo, mas também porque se deteriora rapidamente quando sujeito a uma exposição prolongada à luz solar (Pereira, 2010).

Até há bem pouco tempo não existiam métodos para o dimensionamento de geossistemas. No entanto, Pilarczyk (2000) na sua pesquisa verificou que podem ser aplicadas as metodologias de dimensionamento para revestimentos em blocos. Este autor apresenta a adaptação destas teorias a geossacos, tendo sido essa a metodologia seguida no dimensionamento para o caso em análise.

RESULTADOS

Classificação do solo e comportamento hidráulico da solução tradicional

Os resultados dos ensaios realizados sobre as amostras de solo do torrão permitiram determinar as suas propriedades básicas, elementos importantes para o dimensionamento de novas soluções. Na Tabela 2 são apresentados os valores obtidos para os parâmetros analisados. Como se pode verificar, o solo foi ainda classificado de acordo com a Classificação Unificada e a classificação proposta pela AASHTO.

Os ensaios sobre o torrão foram realizados com a finalidade de avaliar o comportamento da solução tradicional em situações de vazante, quando são atingidas as maiores velocidades de escoamento.

Numa fase inicial procurou-se avaliar a permeabilidade do torrão à passagem da água. Os valores registados nos ensaios de permeabilidade permitiram estimar o caudal que atravessou o torrão. Tal como era esperado, os resultados revelaram que o

Figura 4: Exposição das raízes do torrão, após os ensaios de erosão.

torrão apresenta uma baixa permeabilidade. Este absorve praticamente toda a água, não se tendo verificado variações da altura da água a jusante. No entanto, durante o tempo do ensaio (7 dias) o torrão absorveu cerca de 0,026 m^3, correspondendo este volume a ligeiro abaixamento do nível de água a montante. No entanto, em condições naturais, o muro estaria sujeito a agitação e erosão que poderiam alterar de alguma forma a permeabilidade. Aliando ao facto de que em ambiente natural, a flora existente contribui para a maior aglutinação do solo, será de esperar um consequente aumento da permeabilidade do torrão.

Os ensaios de erosão lateral revelaram que para as condições de escoamento simuladas, a erosão foi praticamente nula. Pelo contrário, no caso da erosão frontal registaram-se valores de desgaste do bloco de 10 mm na base e 5 mm na lateral. No entanto, os ensaios revelaram ainda um aspecto importante, verificou-se que o escoamento ao longo do tempo expõe as raízes do torrão (Figura 4). Este facto indica que a longo prazo poderá haver desagregação do solo e consequente fragilização do torrão.

Os resultados do ensaio de galgamento/"cambeia" revelaram que os pontos onde se verificou maior erosão foram aqueles onde se geravam maiores velocidades, nomeadamente na zona de divisão entre os blocos, na extremidade mais a jusante do torrão e nas zonas junto à parede do canal. O ensaio confirmou o que era esperado no efeito das "cambeias ", que estas contribuem para o agravamento da erosão dos muros das marinhas. Constatou-se ainda que a vegetação é de extrema importância na conservação do muro. Actualmente verifica-se o aumento dos níveis da maré, conduzindo à destruição da vegetação pelo aumento de salinidade, com impactos na capacidade resistente dos muros.

Tabela 2: Caracterização do solo usado na solução tradicional.

Propriedade	Valor			
Fracção fina	42% Silte 26% Argila			
Teor em água	w=404%			
Massa volúmica	γ=10,7 kN/m^3 γ_d=2,1 kN/m^3			
Limites de Atterberg	w_L=156% w_P=95% I_P=61%			
Parâmetros de consolidação	Parâmetro	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3
	C_c	0,26	0,16	0,14
	$a_v\times10^{-3}$ (kPa^{-1})	0,37-68,10	0,38-32,70	0,09-16,4
	$m_v\times10^{-3}$ (kPa^{-1})	0,11-12,80	0,14-7,72	0,09-16,4
	$c_v\times10^{-3}$ (m^2/s)	1,87-28,00	1,75-7,72	1,52-55,50
Classificação do solo	Unificada: OH - Argila orgânica AASHTO: A-7-6			

Solução 1 – Solo reforçado com geossintéticos

Com base no conhecimento das características da solução tradicional dos muros, segue-se a proposta de duas novas soluções. A primeira solução proposta para reforço dos muros consiste no reforço dos muros das marinhas com geossintéticos dispostos em camadas horizontais. O seu uso para reforço de solos finos não é tão vulgar, comparativamente aos solos granulares. Esta situação é devida às desvantagens que este solo apresenta, nomeadamente: a) o desenvolvimento de pressões intersticiais durante a construção; b) a baixa capacidade de carga; c) a baixa resistência que pode ser mobilizada pelo solo. No entanto, o uso de solos finos apresenta como vantagem o baixo preço da construção, pelo facto de ser um solo com baixa qualidade e estar disponível em maiores quantidades a um preço mais baixo e ser o solo predominante no local de implantação dos muros das marinhas de sal da Ria de Aveiro.

O estudo da solução proposta de reforço foi feito em várias etapas: a) definição da geometria e das acções actuantes no muro; b) definição das propriedades do solo e do reforço; c) dimensionamento interno da estrutura (propriedades do reforço, comprimento e espaçamento horizontal); d) verificação da estabilidade externa da estrutura (solo reforçado) e e) descrição da nova solução e dos detalhes construtivos.

As acções actuantes e a geometria considerada são apresentadas na Figura 5. A geometria considerada corresponde às dimensões dos muros mais largos e altos existentes na ria de Aveiro. Em relação aos parâmetros do solo foram considerados os seguintes valores: a) peso volúmico de 16 kN/m^3; b) ângulo de atrito interno em tensões efectivas de 20º; c) coesão em tensões efectivas de 27 kPa e resistência não drenada de 15 kPa; d) $4{,}13\times10^{-4}$ kPa^{-1} para o coeficiente de compressibilidade volumétrico; e) 5,2 m^2/ano para o coeficiente de consolidação vertical. Estes parâmetros foram obtidos na bibliografia referente ao estudo dos solos da região da Ria de Aveiro (Bonito, 2008; Gomes, 1992).

Na solução proposta foi adoptado um geocompósito de reforço, constituído por uma grelha com um núcleo em filamento de poliéster revestido a polietileno, que incorpora em algumas das suas barras um elemento de drenagem em geotêxtil de polietileno. Este material apresenta como tensão última F_{ult}=50 kN/m e transmissividade de $5{,}3\times10^{-7}$ m^2/s.

O dimensionamento do reforço foi feito de acordo com as metodologias apresentadas por Jewell (1996) e Naugthon *et al.*

Tabela 3: Solução 1 – Resultados dos parâmetros de dimensionamento interno.

z (m)	Parâmetro	Método de dimensionamento	
		Jewell	Naughton *et al.* (2001)
3<z<6	e_v	0,30	0,30
	L_R	7,29	7,20
	θ ($\times10^{-7}$ m^2/s)	-	1,20
0<z<3	e_v	0,60	0,50
	L_R	7,29	7,20
	θ ($\times10^{-7}$ m^2/s)	-	0,84

z – altura a partir do topo do muro até ao ponto em estudo

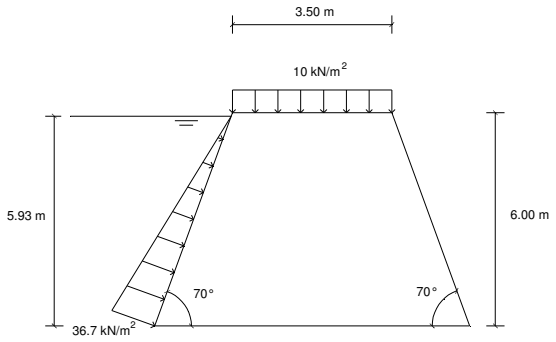


Figura 5: Solução 1 – Acções e geometria consideradas.

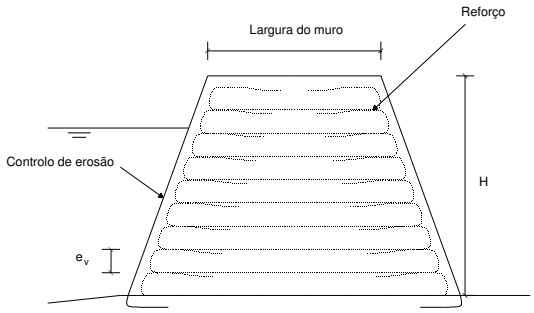


Figura 6: Solução 1 – Esquema representativo da solução proposta de reforço de solo com geossintéticos.

(2001). O método de Jewell não considera as singularidades associadas ao comportamento dos solos finos, pois foi desenvolvido para aplicação a solos granulares. No entanto, no caso em estudo este foi usado no pré-dimensionamento e ainda para comparação com os resultados obtidos pelo método de Naugthon *et al.* (2001), desenvolvido especificamente para solos finos e para o geocompósito considerado.

Relativamente à verificação da estabilidade externa foram estudados os seguintes mecanismos de rotura: a) derrubamento; b) escorregamento pela base; c) falta de capacidade de carga do solo de fundação e d) estabilidade global. Como o solo do muro que constitui o muro e o solo de fundação do mesmo são finos, são necessários dois tipos de análise para a estabilidade externa, uma para as condições imediatamente após a construção (análise em termos de tensões totais) e outra para as condições a longo prazo (análise em termos de tensões efectivas).

Na análise dos mecanismos de rotura, para a verificação ao derrubamento, do escorregamento pela base, da falta de capacidade de carga do solo de fundação e da estabilidade global foram usados coeficientes de segurança e as combinações de acções previstas na EN 1997-1:2004. Importa referir que a verificação da estabilidade global foi estudada com recurso ao software GeoSlope (2007). Dadas as limitações de tempo para o desenvolvimento da análise numérica, foi considerado o factor de segurança global, com o valor mínimo de 1,5, em vez de se considerarem coeficientes de segurança parciais, de acordo com a EN 1997-1:2004.

Na Figura 6 está esquematizada a solução preconizada, em que estão representadas as várias camadas de reforço, espaçadas de e_v, de largura igual à largura do muro, e distribuídas em toda a sua altura. Os valores dos parâmetros L_R e e_v obtidos no dimensionamento interno são apresentados na Tabela 3. Os valores de L_R obtidos pelo método expedito de Naughton (2009) e pelo método de Jewell são praticamente iguais. O mesmo acontece para o espaçamento entre as camadas de reforço, que resulta no valor máximo de 0,5 m definido por Naughton *et al.* (2001). Outro parâmetro importante no dimensionamento é a transmissividade do geossintético. Este parâmetro apresenta maiores valores na zona mais baixa do muro, pois nesta zona a transmissividade é afectada pelas tensões de confinamento. No entanto, o valor obtido é bastante inferior ao valor nominal da transmissividade do geossintético adoptado ($5{,}3\times10^{-7}$ m^2/s).

Os valores obtidos no dimensionamento interno nem sempre podem ser usados. É o caso do valor obtido para o comprimento do reforço (L_R), cujo valor é superior ao comprimento da secção do muro disponível. Deste modo, adoptou-se para este parâmetro metade do valor do comprimento da secção do muro, ou seja optou-se pela colocação de reforço em toda a largura do muro. Por este motivo foi necessário garantir a estabilidade do muro para este comprimento de reforço. Para tal, nas verificações da estabilidade global do muro foi usado este valor para o comprimento do reforço. Como não foram verificados problemas de estabilidade, o valor adoptado foi considerado suficiente.

A verificação dos mecanismos de colapso conduziu a uma série de resultados (Carlos, 2009). Na Tabela 4 é apresentado um resumo dos resultados obtidos. Como se pode verificar a longo prazo, em termos de tensões efectivas, a estrutura encontra-se estável para todos os mecanismos considerados. Por outro lado, a curto prazo (situação em que normalmente o factor de segurança é mínimo), o mesmo não se passa. Em termos de tensões totais, a estabilidade externa não pode ser garantida sem medidas adicionais durante o processo construtivo já que podem ocorrer os mecanismos de colapso correspondentes ao escorregamento pela base, à falta de capacidade de carga do solo de fundação e estabilidade global. Algumas das medidas necessárias durante o processo construtivo do muro podem ser encontradas em Carlos (2009).

Depois de feitas todas as verificações necessárias, constata-se que o reforço com geossintéticos pode ser feito em camadas contínuas ao longo da largura da secção do muro, espaçadas de 0,3 m para $3<z<6$ m e 0,5 m para $0<z<3$ m (z corresponde à profundidade da camada de reforço relativamente à cota de coroamento).

A solução proposta apresenta ainda alguns aspectos construtivos para maior durabilidade da solução de reforço, bem como relacionadas com a sua estabilidade. A solução proposta deverá apresentar uma baixa permeabilidade, de forma a controlar o nível da superfície da água no interior da marinha. O uso de solos finos, que é o caso dos solos presentes nas marinhas de sal de Aveiro, assegura a impermeabilidade do muro. No entanto, é necessário garantir a protecção da estrutura relativamente aos agentes atmosféricos e outros agentes que possam afectar a sua durabilidade. Esta protecção pode ser conseguida através do uso de soluções superficiais de controlo de erosão. Um exemplo de um

Tabela 4: Solução 1 – Resumo dos resultados das verificações da estabilidade externa.

Mecanismos de colapso	Verifica?	
	Tensões efectivas	Tensões totais
Derrubamento	Sim	Sim
Escorregamento pela base	Sim	Não
Capacidade de carga	Sim	Não
Estabilidade global	Sim	Não

Tabela 5: Solução 1 – Tempo necessário para a dissipação do excesso de pressão intersticial.

e_v (m)	T (horas)		$\delta_{v\ (mm)}$	
	Uma camada	Total	Uma camada	Total
0,5	123	1162	37	404
0,3	42		18	

sistema deste tipo é o de geocélulas cheias de solo, que promovem o crescimento da vegetação. Na Figura 6 estão indicadas estas soluções com a designação de sistemas de controlo de erosão.

Outro pormenor construtivo importante relaciona-se com o tempo mínimo necessário para a dissipação do excesso de pressão intersticial. Assim, depois do fim da construção de uma camada de solo é necessário esperar um período de tempo, para permitir a consolidação do solo e assegurar que alguns dos mecanismos de rotura não ocorrem durante a construção. Valores para este período de tempo encontram-se referidos na Tabela 5, assim como os respectivos assentamentos verticais (δ_v), determinados de acordo com o método proposto por Naughton *et al.* (2001). Estes valores permitem a planificação da construção, através do conhecimento do tempo entre o fim da construção de uma camada e o início da seguinte. Para além do conhecimento da espessura adicional a ser considerada em cada uma das camadas, para a obtenção da espessura final desejável no final da construção. Os resultados obtidos indicam que para 0<z<3 m cada camada deverá ser executada com um intervalo de 123 horas (± 5 dias), e com a espessura aumentada em 37 mm. No caso das camadas entre 3<z<6 m, o intervalo de tempo deve ser de 42 horas (±2 dias) e com um incremento de espessura de 18 mm. Em termos globais o período total de pausas a realizar é de 1162 horas (±49 dias) e o incremento de espessura total é de 404 mm.

Solução 2 – Utilização de geossacos

Esta solução corresponde a uma aproximação à solução tradicional, usada nos muros das marinhas de sal. Neste caso o muro será constituído por duas partes, um núcleo constituído por lamas de baldeação provenientes do interior das marinhas e duas paredes exteriores construídas com geossacos, enchidos com areias de empréstimo, dispostos em pilha, em substituição do torrão. Para evitar a saída dos finos pelo espaço criado entre os geossacos, um filtro geotêxtil é colocado entre estes elementos. Na Figura 7 está esquematizado um perfil da solução adoptada.

As propriedades do filtro geotêxtil usado na solução preconizada foram determinadas através do método proposto por Mlynarek (2000). Considerando um escoamento bidireccional, este filtro deverá apresentar uma dimensão característica das aberturas de 80 a 100 µm, e a sua permeabilidade normal deve ser no minimo 1×10^{-9} m/s.

As dimensões propostas para os geossacos são 1,0×0,5×0,5 m^3. Estas dimensões foram verificadas de acordo com os métodos apresentados por Pilarczyk (2000). Estes métodos são de difícil aplicação ao caso em estudo, pelo desconhecimento dos valores de alguns parâmetros. No entanto, as dimensões propostas verificam os critérios aplicáveis. O problema associado a esta solução para os muros das marinhas de sal, independentemente da dimensão dos geossacos, prende-se com a sua ancoragem. A verificação relativamente à ancoragem está relacionada com o declive do muro, que neste caso é bastante elevado. No entanto, o método aplicado não considera o peso dos geossacos e a sobreposição destes, que contribuem para a estabilidade do muro.

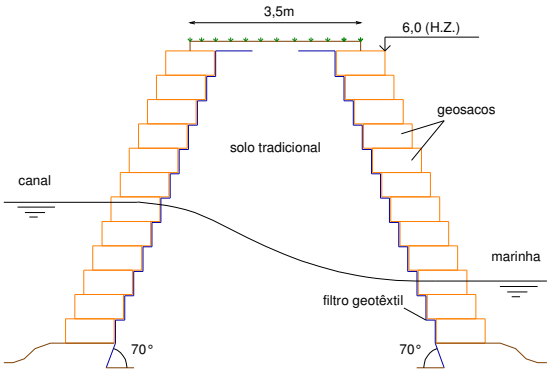


Figura 7: Solução 2 – Esquema representativo da solução proposta em geossacos.

A areia usada para encher os geossacos corresponde a areias do complexo das dunas de Aveiro, cujas propriedades foram analisadas por Gomes (1992). As propriedades do geotêxtil que constitui os geossacos foram determinadas de acordo com o método apresentado por Pilarczyk (2000). Os valores obtidos exigem que o geotêxtil apresente uma dimensão característica das aberturas máxima O_{90}=0,90 mm e uma permeabilidade normal mínima de $7{,}0\times10^{-3}$ m/s. Uma vez que os geossintéticos são sensíveis quando expostos aos agentes atmosféricos, bem como acções humanas ou de animais, propõe-se que estes sejam cobertos por uma camada de solo, de preferência contendo vegetação, para promover a seu crescimento, que ajudará na estabilidade global do muro (Pereira, 2010).

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

O trabalho apresentado teve como principais objectivos a caracterização da solução tradicional dos muros das marinhas de sal e a proposta de novas soluções de construção e reabilitação. O estudo da solução tradicional englobou a análise das propriedades do solo que constitui os muros, e ensaios em canal para avaliação do comportamento hidráulico da solução tradicional. As principais conclusões dos resultados obtidos dos ensaios sobre a solução tradicional são:

a) a solução tradicional apresenta baixa permeabilidade, e mesmo quando sujeita a grandes velocidades de escoamento, apresenta uma forte aglutinação e bom comportamento;

b) verifica-se elevada erosão das paredes do muro, para escoamentos normais às paredes, uma vez que conduzem ao aparecimento de rombos (orifícios nas paredes), que induzem a maiores velocidades pontuais, que levam à desagregação das partículas;

c) o ensaio de galgamento mostrou que a existência de vegetação é fundamental na sua protecção;

d) as considerações apresentadas são válidas para os ensaios realizados e as condições aí consideradas, trata-se de uma abordagem sobretudo qualitativa, dado que há efeitos de escala que não forma analisados e que condicionaram a extrapolação de resultados para as condições reais.

Relativamente às novas soluções apresentadas, as principais conclusões, no caso de reforço com geossintéticos (Solução 1) são:

a) o parâmetro que mais condiciona o dimensionamento e construção dos muros com o solo tradicional é a pressão intersticial gerada na construção de cada umas das camadas;

b) o processo de dimensionamento conduz a comprimentos do reforço superiores à largura disponível do muro. No entanto, as verificações da estabilidade mostram que o uso de um comprimento igual à largura do muro é suficiente para assegurar a estabilidade do mesmo. Deste modo, pode-se assumir que os métodos usados no dimensionamento são conservativos (na determinação desta grandeza);

c) a análise da estabilidade externa do muro revela que o factor mais condicionante é o estado de tensão a que o solo é sujeito. A análise a curto prazo, revela que a estabilidade externa nem sempre se verifica, sendo necessário considerar medidas adicionais de estabilização.

Para a segunda solução proposta (Solução 2), baseada no uso de geossacos cheios de areia, verificou-se que:

a) a utilização de um solo fino como material de enchimento dos geossacos é difícil de estudar, pois a maioria dos materiais não são usados com materiais finos;

b) os métodos de dimensionamento disponíveis não são adequados a este tipo de solo, o que revela a necessidade de investigação de métodos de dimensionamento para solos finos;

c) os métodos existentes para a aplicação de geossacos estão menos desenvolvidos que no caso da aplicação de outro tipo de geossintéticos, nomeadamente no que diz respeito à estabilidade;

d) o facto dos geossintéticos serem susceptíveis à degradação pelos agentes atmosféricos e outras acções, torna imperativo a sua protecção pelo uso de uma cobertura de solo, que auxiliará também na estabilidade global do muro.

AGRADECIMENTOS

À FCT – Fundação para a Ciência e Tecnologia através do projecto PTDC/ECM/65589/2066 MURANO - Muros das Marinhas de Sal da Ria de Aveiro, projecto PTDC/ECM/100975/2008 e COMPETE FCOMP-01-0124-FEDER-009750 e projecto PTDC/ECM/099087/2008 e COMPETE FCOMP-01-0124-FEDER-009724.

LITERATURA CITADA

BONITO, F. A., 2008. Reologia dos lodos e de outros sedimentos recentes da Ria de Aveiro. Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro, Aveiro, p422.

CARLOS, D. M., 2009. Reforço com geossintéticos de muros das marinhas da Ria de Aveiro. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro, Aveiro. P 171.

COELHO, C., CARDOSO, C., DIAS, J.M. 2008. Os Muros da Marinhas de Sal de Aveiro. INTERREG IIIB, Projecto SAL-Sal do Atlântico.

GOMES, L. M. F., 1992. Zonamento geotécnico da zona urbana e suburbana de Aveiro. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. Vol 1, p531.

EN 1997-1: 2004. Eurocode 7: Geotechnical design – Part 1: General rules.

GEOSLOPE, 2007. Geotechnical Engineering Software. Geo-Slope International.

JEWELL, R. A., 1996. Soil Reinforcement with geotextiles. Special Publication 123 CIRIA. p332.

NAUGHTON, P. J., JEWELL, R. A., KEMPTON, G. T., 2001. "The design of steep slopes constructed from cohesive fills and a geogrid". Landmarks in Earth reinforcement, IS Kyushu, Japan.

NAUGHTON, P. J., 2009. Comunicação pessoal.

MLYNATEK, J., 2000. Geo drains and geo filters – Retrospective and future trends. Filters and Drainage in Geotechnical and Environmental Engineering, Proceddings of Geofilters 2000 (Wolski & Mlynarek, eds.), ISBN 90 5809 146 5, pp27-47.

PEREIRA, C., COELHO, C., 2007. Muros das Marinhas do Salgado de Aveiro. Actas do V Seminário Arquitectura de Terra em Portugal, Aveiro. pp. 108-111, ISBN 978-972-8479-49-7.

PEREIRA, M., 2010. Muros da Ria de Aveiro - novas tecnologias versus solução tradicional. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro, Aveiro. p140.

PICADO, A., 2009. Degradação das marinhas de sal na Ria de Aveiro – Estudo Hidrodinâmico. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro, p68.

PILARCZYK, K.W., 2000. Geosynthetics and Geosystems in Hydraulics and Coastal Engineering. A.A. Balkema Publications, Rotterdam. ISBN 90 5809 302 6, p913.

PINHO-LOPES, M., 2006. Estudo de coeficientes de segurança a aplicar a estruturas de controlo de erosão e de estabilização de maciços com geossintéticos. Tese de Doutoramento. FEUP, Porto, p765.

O Legado de Mercúrio na Ria de Aveiro: uma herança pesada!

S.N. Abreu [a], A.M.V.M. Soares [a], A.J.A. Nogueira [a], F. Morgado [a]
[a] CESAM, Dep. Biologia, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, Aveiro, 3810-193 Aveiro
{siz, asoares, antonio.nogueira, fmorgado}@ua.pt

SUMÁRIO

A contaminação com mercúrio a uma escala local, regional ou global tem sido cada vez mais estudada nos últimos anos pelo facto do mercúrio e os diversos compostos de mercúrio serem persistentes, tóxicos, apresentarem um potencial para se bioacumularem, colocando em risco o homem e os ecossistemas. Na Ria de Aveiro, a indústria do cloro e soda cáustica foi reconhecida como a principal fonte contaminante através do efluente que descarrega no Esteiro de Estarreja, tendo contribuído para a presença de dezenas de toneladas de mercúrio nas bacias de sedimentação e margens intertidais dos sub-sistemas adjacentes (em particular o Largo do Laranjo) tendo actuado simultaneamente como receptáculo e fonte adicional do elemento poluente para a coluna de água, de forma alternada ou em paralelo. Actualmente, com a reconversão dessa metodologia que utilizava células de mercúrio, os níveis de descarga diminuíram drasticamente, todavia o legado de mercúrio presente nos sedimentos constitui actualmente ainda uma herança pesada. O conhecimento do padrão histórico dos níveis de contaminação de mercúrio para o meio aquático, proporcionam uma melhor compreensão das circunstâncias e dos níveis de contaminação históricos e bioacumulação presente, permitindo avaliar e perspectivar a evolução futura, contribuindo para o estudo da complexa química do mercúrio nos ecossistemas naturais. Neste estudo é apresentada uma reconstituição do padrão histórico da contaminação com mercúrio no meio aquático estuarino da Ria de Aveiro, através i) da comparação do registo de mercúrio em anéis de crescimento em espécimes de choupo *Populus nigra* e em cores de sedimentos e ii) da comparação dos perfis obtidos com os padrões de produtividade da unidade industrial. Os perfis obtidos reflectem, não apenas a evolução histórica das descargas industriais para o ecossistema, como salientam os momentos das alterações introduzidas no processo industrial visando minimizar a descarga de mercúrio. Será que uma diminuição do padrão de descarga traduz uma diminuição do legado de mercúrio na Ria de Aveiro?

PALAVRAS CHAVE: *legado de mercúrio, data-logger, dendroquímica, meio aquático, Ria de Aveiro*

INTRODUÇÃO

A contaminação com mercúrio a uma escala local, regional ou global tem sido cada vez mais estudada nos últimos anos pelo facto do mercúrio e os diversos compostos de mercúrio serem persistentes, tóxicos, apresentarem um potencial para bioacumularem e colocarem em risco o homem e os ecossistemas. O grande alerta para o alto risco da presença de compostos de mercúrio no meio aquático resultou de graves incidentes como o ocorrido em Minamata e Niigata (Japão) nas décadas de 50 e 60, com morte de inúmeras pessoas e nascimento de crianças com deformações, em consequência da ingestão de peixe e crustáceos contaminados com mercúrio proveniente do efluente de uma indústria química (KUDO *et al*., 1998; YARINE, 2003; EKINO *et al*., 2007). Outros trabalhos (BOENING, 2000; PACYNA *et al*., 2001; HORVAT *et al*., 2003; BINDLER 2004; BRAUNE *et al*., 2005; OJEU 2005; OJEU 2006; WIENER *et al*., 2007; DREVNICK *et al*., 2008) têm igualmente relacionado efeitos adversos na saúde pública em locais contaminados com mercúrio. A utilização de mercúrio remonta a períodos pré-históricos e recentemente ainda era utilizado na indústria e na agricultura. Nas últimas décadas tem sido intensificada uma legislação "Hg zero" visando a abolição ou uma significativa redução na procura e utilização dos compostos de mercúrio (FITZGERALD *et al.*, 2007). Estima-se que as emissões antropogénicas tenham contribuído com cerca de dois terços do mercúrio actualmente envolvido no ciclo global, elevando para valores quatro a cinco vezes os níveis base das concentrações de mercúrio (WIHLBORG e DANIELSON 2006).

Em termos globais, o mercúrio proveniente da indústria do cloro e da soda cáustica representou uma grande porção dessas emissões, contaminando preferencialmente zonas costeiras. Actualmente, com a reconversão dessa metodologia que utilizava células de mercúrio, urge ainda analisar o destino a cerca de 12 – 15 milhares de toneladas de mercúrio excedente resultantes dessa reconversão (Comissão das Comunidades Europeias, 2005).

A problemática do mercúrio na Ria de Aveiro (Figura 1), têm sido estudada por diversos autores apresentado trabalhos com referência aos níveis de mercúrio nos sedimentos e biota, assim como a respectiva distribuição espacial, destacando-se uma área mais contaminada na zona do Largo do Laranjo com um gradiente de contaminação incrementando no sentido do Esteiro de Estarreja, canal onde descarrega o efluente industrial proveniente do complexo industrial de Estarreja (ex. (PEREIRA, 1997; PEREIRA *et al*., 1998a; 1998b; RAMALHOSA *et al*., 2006; ABREU *et a*l., 1998; 2000; 2008).

A actividade industrial de cloro e soda cáustica (responsabilizada pela descarga de mercúrio) teve início na década de 1950, com um posterior incremento na produção industrial, conduzindo a um máximo de descargas de mercúrio na década de 1980; estimando-se que cerca de 27 toneladas de mercúrio se encontrem armazenadas na zona do Largo do Laranjo (PEREIRA, 1997, PEREIRA et al., 1998a). Nas últimas três décadas, devido à imposição das medidas legislativas "Hg zero", observou-se uma fase (até ao início do século XXI) com substancial redução na quantidade de mercúrio enviado para o ecossistema estuarino ABREU *et al*., 2008), ainda que com algum risco para o biota (ABREU *et al*., 2000; 2010).

Será que esse padrão de descarga de mercúrio na Ria de Aveiro foi registado? Serão esses registos observáveis e indicadores do

legado de mercúrio e respectiva evolução cronológica? Será que houve "testemunha" que presencialmente e de uma forma discreta (à vista mas contínua no "papel") registou cronologicamente a evolução desse legado de mercúrio?

Neste trabalho foram utilizados estudos de dendroquímica para determinação do padrão historial de descarga de mercúrio antropogénico na Ria de Aveiro, mediante a quantificação deste contaminante nos anéis de crescimento de espécimes de choupo (*Popolus nigra*) localizados nas margens do Esteiro de Estarreja.

METODOLOGIA

As amostras foram obtidas com uma verruma de aço inoxidável (com um comprimento de 300 mm e com 5 mm de diâmetro interno) em troncos de árvores (*P. nigra*) localizadas nas margens do Esteiro de Estarreja (Estarreja). *P. nigra* é uma espécie cuja componente lenhosa é pouco resistente facilitando a recolha de cores dos troncos para análise dos anéis de crescimento. A espécie prefere as zonas marginais dos ecossistemas aquáticos sendo abundante ao longo dos diversos canais terminais da Ria de Aveiro. Segundo BERGER *et al*., (2004) as raízes podem assumir o papel principal na assimilação de contaminantes e é assumido que os anéis de crescimento retêm e isolam um registo químico das características à data a que se reportam (MOMOSHIMA e BONDIETTI 1990), permitindo a reconstituição de um padrão cronológico retratando o historial de contaminação do local onde se encontram inseridos. A estabilidade e a reduzida mobilidade após armazenamento do elemento em cada um dos anéis de crescimento é assumpção básica da química dos anéis de crescimento (dendroquímica) (NABAIS *et al*., 1999). Os anéis de crescimento já foram utilizados como indicadores biogeoquímicos no mapeamento da poluição antropogénica (SATAKE *et al*., 1996; WATMOUGH 1997; TOMMASINI *et al*., 2000; ORLANDI *et al*., 2002; BINDLER *et al*., 2004; WITTE *et al*., 2004; BECNEL *et al*., 2004). Contudo, apenas alguns estabeleceram uma relação directa entre o padrão observado nos anéis de crescimento e o padrão de emissão das potenciais fontes poluidoras (WATMOUGH, 1997) ou com outros elementos de comparação como os perfis em cores de sedimentos (ABREU *et al*., 2008).

Neste estudo, os cores foram recolhidos (a uma altura de cerca de 1.,5 m do solo) em 3 árvores com as seguintes características: árvore A com cerca de 90cm de diâmetro de tronco (Ǿ~90 cm) ao nível de recolha de (n=3) cores, situada na margem esquerda e na proximidade (margem oposta e a cerca de 5 m) do ponto de descarga do efluente industrial; árvore B – na margem direita a cerca de 100m a montante do ponto de descarga (Ǿ~70 cm, n=3); e, árvore C – na margem direita a cerca de 1.,6km a jusante do local de descarga (Ǿ~50 cm, n=1).

No laboratório, os cores foram secos a temperatura ambiente (~20ºC) e posteriormente seccionados em segmentos com 1 cm de comprimento, correspondente cada segmento a cerca de 2 anos de crescimento (HELLE e SCHESER, 2004); deste modo, um core com 25 cm de comprimento englobaria 50 anos de exposição.

A quantificação de mercúrio foi efectuada por espectrometria de absorção atómica com pirólise da matriz (sem tratamento prévio) (AMA254, LECO). Esta metodologia quantifica o vapor de mercúrio libertado na combustão da amostra e possibilita a quantificação em segmentos do core com menores comprimentos, resultando uma maior resolução do período de tempo analisado (menores intervalos).

O controlo de qualidade foi verificado pela análise de replicados de brancos e pela quantificação de mercúrio em material de referência (NIST-SRM 1575a .7$\pm$ 0,9 ng Hg g^{-1}, em termos de peso seco) com variação de 2,2% a 5,6 %, entre os valores obtidos e os valores certificados.

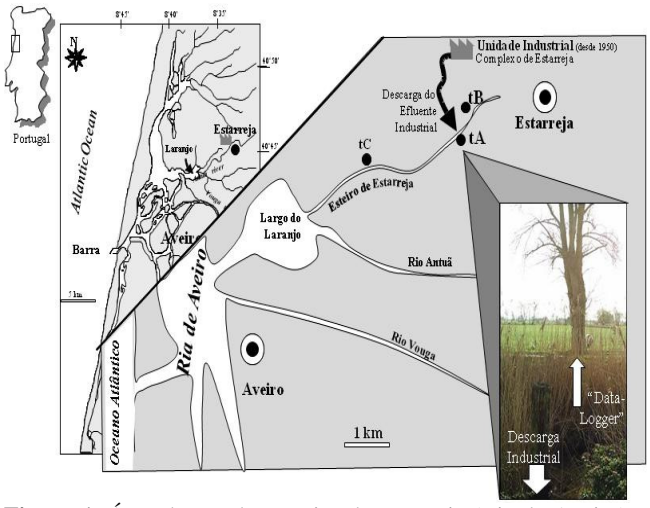


Figura 1. Área de estudo: Esteiro de Estarreja (Ria de Aveiro) e localização dos espécimes amostrados tA, tB e tC.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 2 apresenta o perfil das concentrações de mercúrio nos anéis de crescimento de *P. nigra* encontrados para as três árvores consideradas.

Os perfis das concentrações de mercúrio obtidas nos cores extraídos em três espécimes de *P. nigra* apresentam um padrão comum evidenciando um historial de exposição similar e salientando um decréscimo de concentração em relação ao ponto de descarga do efluente industrial. Com base num crescimento médio do tronco de 2 cm/ano, o padrão obtido aponta o início das descargas de mercúrio na década de 1950 (fase A – Figura 2) correspondente ao início da actividade da unidade industrial e em conformidade com os resultados indicados em outros trabalhos (ex. PEREIRA *et al*., 1998a, 1998b). Os perfis apresentam incrementos e inflexões sugerindo consequências directas das

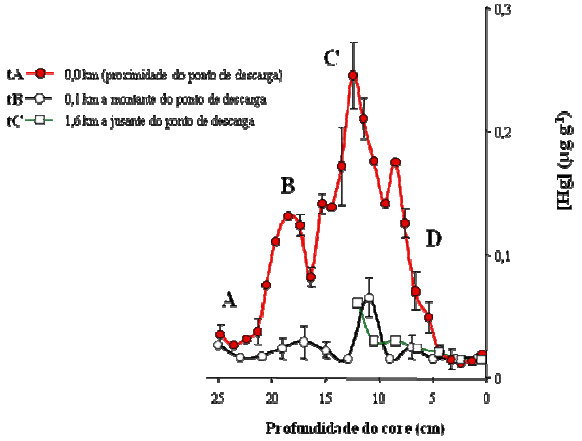


Figura 2. Perfil das concentrações de mercúrio nos anéis de crescimento de *P. nigra* encontrados para as três árvores consideradas: árvore A (Ǿ~90 cm, cores n=3) na margem esquerda, oposta e a cerca de 5m do ponto de descarga do efluente industrial; árvore B (Ǿ~70 cm, n=3) na margem direita a cerca de 100m a montante do ponto de descarga; e, árvore C (Ǿ~50 cm, n=1), na margem direita a cerca de 1,6 km a jusante do local de descarga.

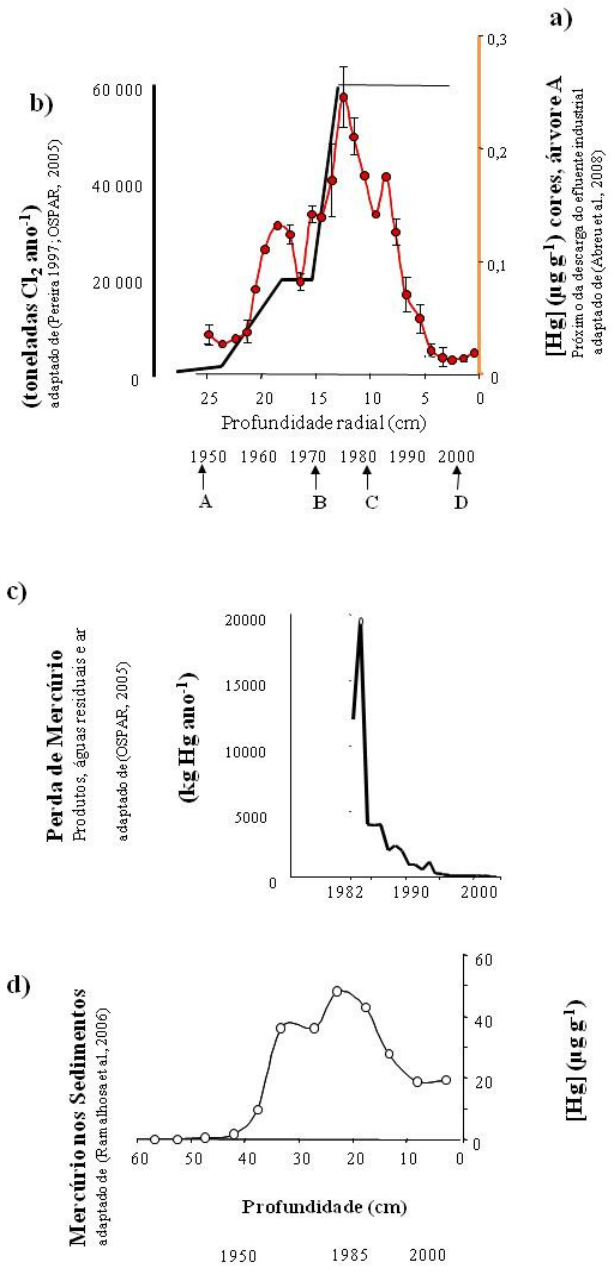


Figura 3. Comparação entre: o perfil de concentrações de mercúrio obtidos nos anéis de crescimento do espécime A (3a); os níveis de produtividade (toneladas de Cl_2 /ano) da unidade industrial (3b); as perdas de mercúrio (kg de Hg /ano) em produtos, águas residuais e atmosfera (3c); e perfis de mercúrio nos sedimentos (3d). As letras A, B, C e D representam as diversas fases da evolução das descargas de mercúrio, respectivamente, início da actividade fabril (A), implementação de nova tecnologia como medida de minimização das descargas (B e C), e conversão para tecnologia de membranas (D).

medidas tomadas para minimizar as descargas por imposição legislativa restritiva (ex. PARCON Decision 80/2) (YARIME, 2003) e que ficaram registados cronologicamente nos anéis de crescimento do tronco das árvores amostradas (fases B, C e D – Figura 2), em particular na árvore A (Figura 3a), cuja localização na proximidade do ponto de descarga, posiciona este espécime como "testemunha privilegiada", reflectindo as diversas fases e em particular o decréscimo posterior à década de 1980-1990.

Os cores amostrados 100 m a montante do local de descarga reflectem um padrão com teores menos elevados e devem reflectir a contaminação associada à acção da maré no refluxo para montante de partículas contaminadas. Os cores amostrados a jusante (C) reflectem uma diluição com a distância ao local de descarga, e indicam o transporte de mercúrio para a restante zona lagunar. Os desvios das concentrações de mercúrio (Figura 2) são principalmente devidos aos diferentes crescimentos dos anéis de crescimento.

No caso particular dos cores amostrados em A na proximidade do ponto de descarga e com um comprimento de 25 cm equivalente a 50 anos de "registo cronológico", o espécime actuou como "data-logger" privilegiado, armazenando o historial de descargas de mercúrio para o ecossistema lagunar desde o início da implantação da unidade industrial na década de 1950-1960 (Figura 3a). Os anéis de crescimento da zona interna apresentaram reduzida acumulação (<40 ng Hg g^{-1}), seguindo-se um incremento de mercúrio nos anéis seguintes (0,02-0,03 µg g^{-1} para 0,22-0,28 µg g^{-1}) reflectindo o aumento de produção para 60 000 toneladas ano no início da década 1980-1990 (Figura 3b). Nesta fase, os teores de mercúrio nos anéis de crescimento de *P. nigra* e os valores de produção da unidade industrial apresentam uma correlação significativa ($p<0,001$) sugerindo que o padrão de acumulação nos anéis de crescimento reflecte o padrão de produção fabril, funcionando os anéis de crescimento como "data-loggers" da contaminação ambiental e testemunho *in situ* da evolução do legado de mercúrio para a Ria de Aveiro.

Na Figura 3 é ainda apresentado o padrão das concentrações de mercúrio nos anéis de crescimento do tronco da árvore A (Figura 3a) (adaptado de ABREU *et al*., 2008) em comparação com os valores publicados para a produtividade da unidade industrial em termos de toneladas de Cl_2/ano (Figura 3b) (adaptado de Pereira, 1997 e OSPPAR, 2005) e para as perdas de mercúrio em produtos, para as águas residuais e atmosfera em termos de kg de Hg /ano (Figura 3c) (adaptado de OSPAR, 2005), assim como em comparação com os padrões de contaminação encontrados em cores de sedimentos (Figura 3d) (PEREIRA 1997; PEREIRA et al., 1998a; RAMALHOSA et al., 2006). O registo obtido nos anéis de crescimento da árvore A aumenta em conformidade com o aumento de produtividade da unidade até à década de 1980-1990 (Figura 3a e 3b) e reflecte a drástica inversão apresentado no perfil de perdas (Figura 3a e 3c), sugerindo uma maior correlação quando comparados com os perfis obtidos em cores de sedimentos (Figura 3d). No caso da comparação com os perfis obtidos em sedimentos (PEREIRA 1997; PEREIRA *et al*., 1998a; RAMALHOSA *et al*., 2006), o desfasamento na fase D pode ser justificado pela ressuspensão e contínua deposição de partículas contaminadas provenientes de montante que seria responsável por um registo menos evidente do decréscimo do mercúrio em descarga para o ecossistema.

Mas será que a diminuição drástica das descargas industriais de mercúrio no Esteiro de Estarreja se traduz numa correspondente diminuição da contaminação ambiental na Ria de Aveiro?

De facto, as concentrações de mercúrio nos sedimentos superficiais ao longo do canal que recebe o efluente industrial (Esteiro de Estarreja) indicam uma diminuição geral no segmento inicial do canal próximo do ponto de descarga, sugerindo uma diminuição acentuada de mercúrio proveniente da fonte antropogénica. Na confluência do efluente industrial com o Esteiro de Estarreja, as concentrações de mercúrio diminuíram entre 3 a 20 vezes, desde valores entre 150 e 850 µg g^{-1} em 1984-85 (LUCAS *et al*., 1986), para concentrações entre 44 e 52 µg g^{-1}

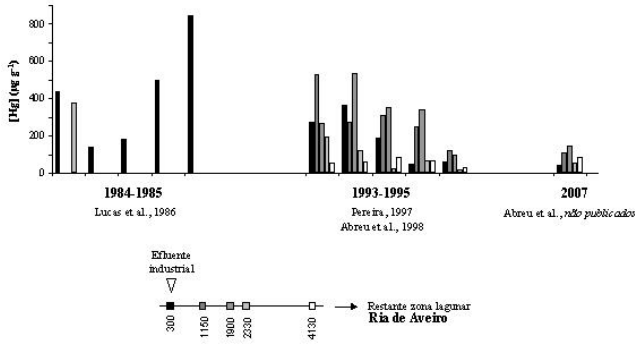


Figura 4. Evolução das concentrações de mercúrio nos sedimentos superficiais ao longo do canal (Esteiro de Estarreja) que recebe o efluente industrial.

em 2007 (ABREU *et al*., submetido para publicação). A comparação entre diversos estudos publicados sobre os níveis de mercúrio ao longo do Esteiro de Estarreja (LUCAS et al., 1986; PEREIRA, 1997; ABREU et al., 1998) e os dados de 2007, sugerem o movimento para jusante de sedimentos finos (<63 µm) contaminados (Figura 4).

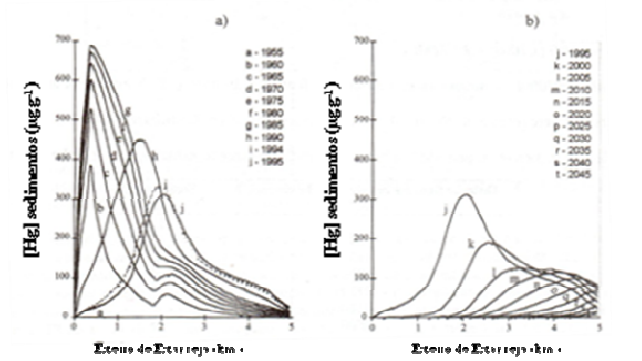


Figura 5. Evolução projectada para as concentrações de mercúrio nos sedimentos superficiais ao longo do Esteiro de Estarreja, adaptado da modelação de ABREU *et al*., (1998).

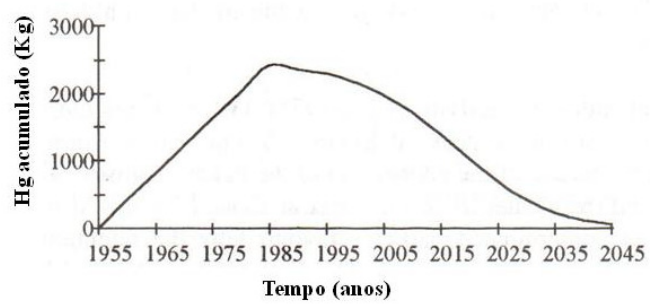


Figura 6. Evolução da quantidade de mercúrio exportada para a Ria de Aveiro, adaptado da modelação de ABREU *et al*., (1998).

Paralelamente com a migração dos sedimentos superficiais finos ao longo do esteiro, o máximo de concentração de mercúrio nos sedimentos finos tem derivado igualmente no sentido da bacia de sedimentação adjacente (Largo do Laranjo) e restante zona lagunar. Por este motivo, apesar das descargas de mercúrio do efluente industrial terem registado uma redução acentuada nas últimas décadas (ABREU *et al*., 2008), a ressuspensão de partículas contaminadas dos sedimentos superficiais e consequente transferência de mercúrio para a coluna de água, constitui uma das vias de entrada de mercúrio para a restante zona lagunar, constituindo um risco ainda actual para todo o ecossistema lagunar em termos de bioacumulação de mercúrio e potencial transferência trófica. Deste modo, em termos de evolução futura, atendendo aos níveis de mercúrio ainda residente nos sedimentos superficiais do canal que recebeu o efluente industrial, o tempo de recuperação do ecossistema lagunar será previsivelmente mais longo que o estimado anteriormente pela modelação obtida com os dados de campo de 1994-1995) (Figuras 5 e 6) (ABREU *et al*., 1998).

CONCLUSÃO

A similaridade entre os padrões cronológicos da acumulação de mercúrio nos anéis de crescimento de *P. nigra* e os padrões de produção e perda de mercúrio na unidade industrial, assim como a comparação com os perfis de mercúrio nos sedimentos contaminados, indicam que *P. nigra* actuou como testemunha e "data-logger" da evolução e constituição do legado de mercúrio na Ria de Aveiro, tendo como principal génese a descarga antropogénica proveniente de um efluente industrial, e sendo esse padrão sido registado nos anéis de crescimento em espécimes de choupos *P. nigra*. O registo cronológico apresentado sugere uma drástica diminuição da quantidade de mercúrio emitido pela unidade industrial. Todavia a quantidade de mercúrio residual nos sedimentos (em particular na fracção fina <63 µm), nomeadamente, no Esteiro de Estarreja e no Largo do Laranjo, agravada pela contínua sucessão dos processos de ressuspensão/deposição e subsequente transporte para a restante zona lagunar, constitui um legado "pesado" que urge monitorizar, sendo que a recuperação do sistema possa ser superior ao período projectado pela modelação realizada no final do século passado.

A aplicação da dendroquímica em estudos do registo cronológico da evolução temporal de mercúrio para um ecossistema, embora tenha alguma especificidade em termos de espécie e de estratégia de posicionamento, a figura de árvore "data logger" é apelativa e deveria ser mais explorada. Qual seria o resultado da obrigatoriedade de colocação de árvores sentinela nas zonas marginais dos efluentes industriais para controlo das descargas de mercúrio?

AGRADECIMENTOS

Ao CESAM e ao Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, pelo acolhimento e pela disponibilidade de meios para a realização do trabalho científico e à Fundação para a Ciência e a Tecnologia pela concessão da Bolsa SFRH / BPD / 45807 / 2008).

LITERATURA CITADA

ABREU S. N., RODRIGUES A. C. M., GADELHA J. R., MORGADO F. E SOARES A M.V.M., 2010. Mercury Depuration in *Pomatoschistus microps* during Acclimatation, Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry — Biological Responses to Contaminants, Eds., N. HAMAMURA, S. SUZUKI, S. MENDO, C. M. BARROSO, H. IWATA E S. TANABE,ERRAPUB, 159–164.

ABREU S.N., PEREIRA M.E. E DUARTE A.C., 1998. The use of a mathematical model to evaluate mercury accumulation in sediments and recovery time in a coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal) *Water Science and Technology*, 37(6-7), 33—38.

ABREU S.N., PEREIRA E., VALE C., E DUARTE A.C., 2000. Accumulation of mercury in sea bass from a contaminated Lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Mar Pollut Bull* 40(4), 293-297.

ABREU S.N., SOARES A.M.V.M., NOGUEIRA A.J.A. E MORGADO F., 2008. Tree Rings, *Populus nigra* L., as Mercury Data Logger in Aquatic Environments: Case Study of an Historically Contaminated Environment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80(3), 294-299.

BECNEL J., FALGEUST C., CAVALIER T., GAUTHREAUX, LANDRY F., BLANCHARD M., BECK M.J., E BECK J.N., 2004. Correlation of mercury concentrations in tree core and lichen samples in southeastern Louisiana. *Microchemical Journal* 78, 205-210.

BERGER T.W., KÖLLENSPERGER G., E WIMMER R., 2004. Plant-soil feedback in spruce (*Picea abies*) and mixed sprucebeech (*Fagus sylvatica*) stands as indicated by dendrochemistry. *Plant and Soil* 264, 69-83.

BINDLER R., 2003. Estimating the natural background atmospheric deposition rate of mercury utilizing ombrotrophic bogs in Southern Sweden. *Environ Sci Technol* 37, 40-46.

BINDLER R., RENBERG I., KLMINDER J., E EMTERYD O., 2004. Tree rings as Pb pollution archives? A comparison of $^{206}Pb/^{207}Pb$isotope ratios in pine and other environmental media. *Sci Tot Environ* 319, 173-183.

BOENING D.W., 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere* 40, 1335-1351.

BRAUNE B.M., OUTRIDGE P.M., FISK A.T., MUIR D.C.G., HELM P.A., HOBBS K., HOEKSTRA P.F., KUZYK , Z.A., KWAN M., LETCHER R.J., LOCKHART W.L., NORSTROM R.J., STERN G.A., E STIRLING I., 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Science of the Total Environment* 351–352, 4– 56.

DREVNICK P.E., ROBERTS A.P., OTTER R.R., HAMMERSCHMIDT C.R., KLAPER R., E ORIS J.T., 2008. Mercury toxicity in livers of northern pike (Esox lucius) from Isle Royale, USA. *Comparative Biochemistry and Physiology,* 147, 331–338.

EKINO S., SUSA M., NINOMIYAT., IMAMURA K., E KITAMURA T., 2007. Minamata disease revisited: An update on acute and chronic manifestations of mercury poisoning. *J Neurol Sci* 262, 131-144.

EUROPEAN COMMISSION (2005) Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Chlor-alkali manufacturing industry.

FITZGERALD W., ENGSTROM D.R., MASON R.P., E NATER E., 2007. Atmospheric Mercury Contamination in Remote Areas. *Environmental Science & Technology* 32(1), 1-7.

HELLE G., E SCHESER G.H., 2004. Beyond CO_2-fixation by Rubisco – an interpretation of $^{13}C/^{12}C$ variations in tree rings from novel intra-seasonal studies on broad-leaf trees. *Plant, Cell and Environment* 27:,367-380.

HORVAT M., NOLDE N., FAJON V., JERED V., LOGAR M., LOJEN S., JACIMOVIC R., FALNOGA I., LIYA Q., E FAGANELI J., DROBNE, 2003. Total mercury, methyl mercury and selenium in mercury polluted areas in the province Guizhou, China. *Sci Total Environ* 304, 231-256.

KUDO A., FUJIKAWA Y., MIYAHARA S., ZHENG J., TAKIGAMI H., SUGAHARA M., E MURAMATSU T., 1998. Lessons from Minamata mercury pollution, Japan after a continuous 22 years of observation. *Water Sci Tech* 38 (7), 187-193.

LUCAS M.F., CALDEIRA M.T., HALL A., DUARTE A.C., E LIMA C., 1986. Distribution of Mercury in the sediments and fishes of the lagoon of Aveiro, Portugal. *Wat Sci Tech* 18, 141-148.

MOMOSHIMA N., E BONDIETTI E.A., 1990. Cation binding in wood: Applications to understanding historical changes in divalent cation availability to red spruce. *Can J For Res* 20, 1840–1849.

NABAIS C., FREITAS H., HAGEMEYER J., 1999. Dendroanalysis: a tool for biomonitoring environmental pollution? *Sci Tot Environ* 232, 33-37.

OJEU, 2005. Directive 2004/11/EC of the European Parliament and of the Council, *Official Journal of the European Union*, 26.1.2005, L23/3 – L23/15.

OJEU, 2006. Directive 2006/11/EC of the European Parliament and of the Council, *Official Journal of the European Union*, 4.3.2006, L64/52 – L64/58.

ORLANDI M., PELFINI M., PAVAN M., SANTILLI M., E COLOMBINI M.P., 2002. Heavy metals variations in some conifers in Valle d'Aosta (Western Italian Alps) from 1930 to 2000. *Microchemical Journal* 73, 237-244.

OSPAR COMISSION, 2005. Mercury losses from the chlor-alkali industry (1982-2003), *Hazardous Substances Series*.

PACYNA E.G., PACYNA J.M., E PIRRONE, 2001. European emissions of atmospheric mercury from anthropogenic sources in 1995. *Atmospheric environment* 35, 2987- 2996.

PEREIRA M.E., 1997. Distribuição, reactividade e transporte do mercúrio na Ria de Aveiro, tese de Doutoramento [Distribution, reactivity and transport of mercury in Ria de Aveiro, PhD thesis], Departamento de Química, Universidade de Aveiro.

PEREIRA M.E., DUARTE A.C., MILLWARD G.E., ABREU S.N., E VALE C., 1998a. An estimation of industrial mercury stored in sediments of a confined area of the lagoon of Aveiro (Portugal). *Wat Sci Tech* 37 (6-7), 125-130.

PEREIRA M.E., DUARTE A.C., MILLWARD G.E., VALE C., E ABREU S.N., 1998b. Tidal export of particulate mercury from the most contaminated area of Aveiro's Lagoon, Portugal. *Sci Tot Environ* 213, 157-163.

RAMALHOSA E., PATO P., MONTERROSO P., PEREIRA E., VALE C., DUARTE A.C., 2006. Accumulation versus remobilization of mercury in sediments of a contaminated lagoon. *Mar Pollut Bull* 52, 353-356.

SATAKE K., TANAKA A., E KIMURA K., 1996. Accumulation of lead in tree trunk bark pockets as pollution time capsules. *Sci Tot Environ* 181, 25-30.

TOMMASINI S., DAVIES G.R., E ELLIOTT T., 2000. Lead isotope composition of tree rings as bio-geochemical tracers of heavy metal pollution: a reconnaissance from Firenze, Italy. *App Geoch* 15, 891-900.

WATMOUGH S.A., 1997. An evaluation of the use of dendrochemical analyses in environmental monitoring. *Environ. Rev./Dossiers environ* 5(3-4), 181-201.

WIENER, J.G., BODALY, R.A., BROWN, S.S., LUCOTTE, M., NEWMAN, M.C., PORCELLA,D.B., REASH, R.J., E SWAIN, E.B., 2007. Monitoring and evaluating trends in methylmercury accumulation in aquatic biota. In: Harris, R., Krabbenhoft, D.P., Mason, R., Murray, M.W., Reash, R., Saltman, T. (Eds.), *Ecosystem Responses to Mercury Contamination: Indicators of Change*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp 88–122.

WIHLBORG P. E DANIELSON A., 2006. Half a century of mercury contamination in lake Vänern (Sweden). *Water Air Soil Pollut* 170, 285-300.

WITTE K.M., WANTY R.B., E RIDLEY W.I., 2004. Engelmann Spruce (*Picea engelmannii*) as a biological monitor of changes in soil metal loading related to past mining activity. *App Geoch* 19, 1367-1376.

YARIME M., 2003. From end-of-pipe technology to clean technology: effects of environmental regulation on technological change in the chlor-alkali industry in Japan and Western Europe. PhD thesis, University of Maastrich.

Os Peixes da Ria de Aveiro: Um Século de Conhecimento sobre Diversidade, Comportamento Ecotrófico e Recursos de Pesca

J.E. Rebelo [a] e C. Macaringue [a]
[a] Dept. Biologia, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro, Portugal
{rebelo, catialsilva}@ua.pt

SUMÁRIO

A biodiversidade íctica da Ria de Aveiro tem sido analisada, ao longo do último século, como indicador de coerência biológica do ecossistema. Durante o período observado registou-se a ocorrência total de 92 espécies de peixes, pertencentes a 38 famílias, de agnatos, condríctios e actinopterígeos. Em termos médios, no mesmo período, verificou-se uma diversidade de 57 espécies e de 28 famílias. Num período mais recente, deixaram de ocorrer na laguna 13 espécies, pertencentes às famílias Amoditidae, Blenidae, Ciprinidae, Gadidae, Gasterosteidae, Labridae, Rajidae, Sciaenidae, Torpedinidae, e Triakidae. A diversidade de espécies apresenta um padrão regular de variação espácio-temporal, com valores mais elevados nos extremos lagunares e durante o Verão. Em termos de guildas ecológicas, as espécies marinhas juvenis, as marinhas adventícias e as residentes evidenciam elevada riqueza específica (11 espécies) e abundância baixa, enquanto as espécies marinhas sazonais são as mais abundantes, embora com baixa riqueza específica (5 espécies). As famílias mais abundantes foram Mugilidae, Atherinidae e Clupeidae. As espécies-alvo de actividade comercial mais intensa são o robalo, a dourada, a enguia, a lampreia, o linguado, o rodovalho, a solha e a sardinha, que sustentam a actividade piscatória artesanal e lúdica e, as três primeiras, a piscicultura semi-intensiva. A Ria de Aveiro, numa escala temporal alargada, registou dois períodos sensíveis na riqueza específica, o primeiro, de estabilidade, nas primeiras oito décadas, e o segundo, de acentuada variabilidade, nos últimos anos. A esta última oscilação não serão alheias as intervenções antrópicas na fisiografia e hidrodinâmica lagunar e a exploração não sustentada dos recursos de pesca. Mesmo assim, as espécies residentes e as que utilizam a laguna como viveiro têm-se mostrando constantes ao longo das décadas, evidenciando resistência às transformações ambientais do sistema lagunar.

PALAVRAS CHAVE: *Ria de Aveiro, Canal de Mira, biodiversidade, ecologia trófica, recursos de pesca*

INTRODUÇÃO

Os sistemas naturais estão sujeitos a pressões antrópicas, que na sua maioria, interferem com o habitat das comunidades biológicas que os usam como área de residência permanente ou migratória. Os ecossistemas lagunares estuarinos são um exemplo claro do conflito de interesses entre o património natural e o seu usufruto humano. A Ria de Aveiro, desde a estabilização da barra, há dois séculos, tem vindo a sofrer alterações morfológicas, abióticas e bióticas. A comunidade piscícola é uma das mais afectadas, dada a sua sensibilidade às alterações ambientais que modificam os nichos populacionais. As modificações na diversidade, distribuição, abundância, crescimento e sobrevivência ícticas constituem indicadores das variações na estrutura dos sistemas ecológicos (REBELO, 1992; POMBO *et al*., 2007).

A Ria de Aveiro é um dos sistemas estuarinos mais importantes da costa portuguesa, dadas as características particulares de produtividade e biodiversidade. Economicamente, as actividades de maior relevo associadas à laguna são, desde sempre, a pesca, a extracção do sal, a apanha do moliço e a agricultura, e, mais recentemente, a indústria, o turismo e a aquicultura (OSÓRIO, 1912; POMBO e REBELO, 2002).

A fauna íctica da Ria de Aveiro tem sido objecto de estudo desde praticamente o início do século passado (OSÓRIO, 1912; NOBRE, 1915). Os trabalhos realizados têm descrito e aprofundado o conhecimento sobre a diversidade, distribuição, abundância, comportamento ecológico, dinâmica e evolução das populações piscícolas que ocorrem neste sistema lagunar ao longo de todo ou de parte do seu ciclo vital (POMBO e REBELO, 2002). O canal de Mira, localizado no braço litoral sul da laguna, pela sua extensão e características abióticas constitui um estuário típico, sendo, como tal alvo da atenção particular de investigação (PEREIRA *et al*., 2000; CUNHA *et al*., 2005).

A monitorização das comunidades biológicas, em geral, e da íctica, em particular, é um dado indispensável para o estudo da integridade biológica e do equilíbrio harmónico de um ecossistema. O presente estudo visa analisar a variação da diversidade íctica, numa escala de longo prazo, em todo o espaço lagunar e no canal de Mira.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A morfologia e topografia da Ria de Aveiro (Fig. 1) evidencia a configuração actual da laguna após ter sofrido severas modificações no tempo, das quais se destaca a abertura definitiva da barra, em 1808, que veio contribuir para a alteração física e morfológica bem como para a dinâmica hidrológica de todo o sistema. A laguna é definida por uma superfície que varia entre 42 e 47 km^2, em baixa e preia-mar, respectivamente, com uma profundidade entre 1 m, nos extremos, e 30 m, na barra e canais de navegação (BARROSA, 1980; DIAS, 2009). A composição granulométrica varia entre 20 a 90% de areia, 10% a 80% de lodo e 0 a 30% de argila (POMBO & REBELO, 2002). Verificaram-se alterações das características da maré, tendo o prisma de maré reduzido de cerca de 20% no Canal de Mira e de 80% nos canais de São Jacinto, Ovar e ilha do Monte Farinha (DIAS E LOPES, 2006). A influência marinha depende da comunicação com o mar

Tabela 1: Resumo dos estudos efectuados, indicando os detalhes de cada amostragem. A localização das estações de amostragem está referenciada na Fig. 1

Referênia	Periodicidade	Período de amostragem	Data referenciada	Estações amostradas
Osório, 1912	Desconhecido	Desconhecido	1912	Desconhecido
Nobre *et al.,* 1915	Desconhecido	Desconhecido	1915	Desconhecido
Arruda *et al.,* 1981	Bimestral	1980/81	1981	B, C, G, L , M, O, R, S, T, V
Rebelo, 1992	Mensal	1987/88	1988	A, B, C, G, L, O, R, S, T, V
Pombo e Rebelo, 2000	Mensal	1996/97	1997	A, B, C, G, L , R, S, T, V
Pombo, *et al.*, 2002	Mensal	1998/99	1999	A, B, C, G, L, R, S, T, V
Pombo, *et al.*, 2002	Mensal	1999/00	2000	A, B, C, G, L, R, S, T, V
Dados não publicados	Trimestral	2006/07	2007	A, B
Dados não publicados	Trimestral	2008/09	2009	A, B

e a dulçaquícola das contribuições dos rios Vouga, Antuã, Fontão e Boco, de vários riachos e inúmeras correntes pluviais (POMBO *et al.*, 2002). Vários são os riscos de poluição química, principalmente mercúrio, orgânica e microbiológica, associados aos efluentes urbanos apesar do sistema de tratamento de águas residuais (LUCAS *et al.,* 1986; PERÉZ-CID *et al.,* 2001).

O presente trabalho compila estudos efectuados na Ria de Aveiro, ao longo do séc. XX, por OSÓRIO (1912) NOBRE (1915), ARRUDA *et al.,* (1988), REBELO (1992), POMBO e REBELO (2002) e dados de amostragem realizada recentemente, em dois anos (2006-07 e 2008-09), no canal de Mira e ainda não publicados.

Em 1912 e 1915 são referidos, apenas, os dados da diversidade da fauna íctica, não havendo informação sobre a área de amostragem e a arte de pesca. ARRUDA *et al.* (1988) efectuaram amostragem bimestral, durante 1 ano, em 10 estações, com a arte de chincha. REBELO (1992) efectuou amostragem mensal, durante 1 ano, em 10 estações, com as artes de arrasto de vara e de chincha. POMBO e REBELO (2002) e POMBO *et al.* (2002) efectuaram amostragem mensal, durante 3 anos, em 9 estações, com a arte de chincha (Tab. 1).

A amostragem decorreu nas seguintes estações: **B** (Barra), **G** (Gafanha) e **S** (São Jacinto) situados na zona da embocadura do canal de Mira; **C** (Carregal), **O** (Ovar), **V** (Vagueira), **A** (Areão) e **M** (Mira) na região extrema dos principais canais; **L** (Laranjo) uma região de níveis de poluição elevados; **R** (Rio Novo do Príncipe) na região dulçaquícola principal; **T** (Torreira) na região mediana de um dos maiores canais (Fig. 1).

Estudo Recente

A colheita do material íctico realizou-se trimestralmente, em duas estações do Canal de Mira (**B-**Barra e **A**-Areão) (Fig. 1), com chincha, composta por um saco central (3 m), duas asas laterais (12 m cada), um calão (0,5 m), cabos de alar, pandulhos de cerâmica e bóias flutuadoras, tendo a malha dimensões de 16 mm (no saco central), 10 mm (no calão), 19 mm (nas asas) e 17 mm (no saco) (Fig. 2). A chincha é adequada a espécies de toda a coluna de água. A amostragem é efectuada com auxílio de uma embarcação que efectua movimento de semicírculo cercando e aprisionando os peixes. As colheitas foram efectuadas em período de marés vivas em triplicado numa área total de 1432m^2. Após a captura, os exemplares foram armazenados numa caixa térmica e transportados para o laboratório, onde foi realizada a identificação sistemática, segundo as chaves dicotómicas de (WHITHEAD *et al.,* 1986; BAUCHOT & PRAS, 1987), a leitura biométrica e, nalguns casos, a identificação do conteúdo estomacal.

Análise de Dados

De modo a compreender a importância do sistema lagunar para a comunidade piscícola e as características da comunidade, as espécies foram agrupadas nas categorias ecotróficas (ELLIOTT & DEWAILLY 1995) seguintes: (**I**) - Guildas Ecológicas: (CA) – espécies catádromas ou anádromas; (FW) – dulçaquícolas ocasionais, (ER) – residentes estuarinas; (MA) – marinhas visitantes (MJ) – marinhas juvenis; (MS) – migradoras sazonais; (**II**) – Guildas de distribuição vertical: (B) bênticos, (D) demersais (P) pelágicas; (**III**) - Guildas de reprodução: (O) ovípara, (Og), espécies produtoras de ovos bênticos, (Op) espécies produtoras de ovos pelágicos, (Os) as que tem ovos envolvidos por invólucro, (Ov) ovos armazenados na vegetação, (V) vivípara, (W) ovivípara;

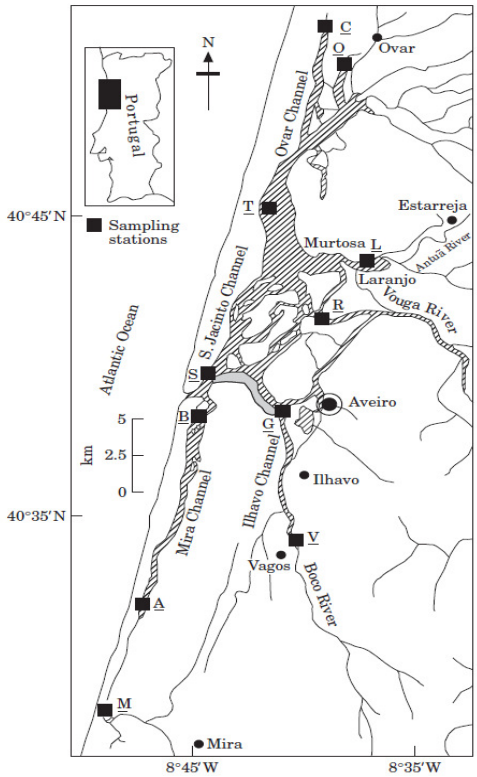


Figura 1: Mapa da Ria de Aveiro com as estações de amostragem (adaptado de POMBO *et al.,* 2002).

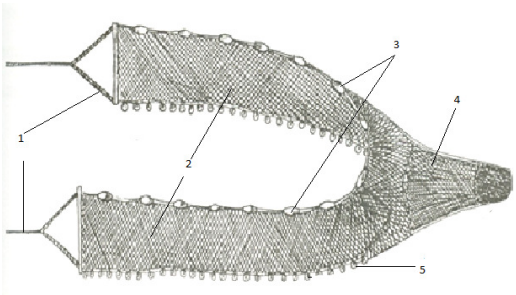


Figura 2: Imagem esquemática da arte de pesca, "chincha": 1- cabos de alar, 2- asas laterais, 3- pandulhos ou bóias flutuantes, 4- saco principal e 5- chumbeiras (adaptada de POMBO & REBELO, 2002).

(**IV**) – Guildas de substrato: (S) fundo arenoso, (F) fundo lodoso, (M) fundo misto, (V) fundo de vegetação, (R) fundo rochoso em que os outros são fundos mistos combinados (FV, MV, RV, SV); Guildas de alimentação: (P) plantívoras, (I) invertívoro, (O), omnívoro, (F) espécies que comem outros peixes e por último, as suas combinações (IF, HC, CS, OV).

RESULTADOS

Diversidade Específica

Entre 1912 e 2009 foram encontradas 92 espécies na Ria de Aveiro das quais 38 eram da família dos Ciclóstoms, Seláceos e Teleósteos (Tabela. 2). A riqueza em espécies observada em todo o espaço lagunar, entre 1912 e 2000, oscilou entre 38 espécies, verificadas em 2000, e 57 espécies, em 1912. Considerando apenas o Canal de Mira, registou-se uma variação entre 20 espécies, em 2009, e 43 espécies, em 1998. Entre 1912 e 1988, verificou-se grande semelhança na diversidade de espécies e, em 1998, um decréscimo considerável de 55 a 43 espécies (Figura. 3), tal deve-se provavelmente ao desaparecimento de grande número de espécies pertencentes às famílias dos seláceos., A partir de 1998, contudo, o número de espécies foi variando de forma semelhante, e com pequenas oscilações mas sem grandes alterações. Apesar do decréscimo da diversidade assinalado na década 80, o número de espécies capturadas na Ria de Aveiro ao longo dos 100 anos, é muito superior se comparado com o número de espécies observadas no Canal de Mira ao longo do mesmo período.

Guildas Ecotróficas

Guildas ecológicas

As espécies agrupam-se ecologicamente com variações consideráveis, nas proporções de algumas categorias, entre todo o espaço lagunar e o Canal de Mira. As espécies MA representam 10% da diversidade na Ria de Aveiro e 32% no Canal de Mira, as FW, representam 23% e 3%, respectivamente, as MS, representam 24% e 14%, respectivamente, e as MJ 23% e 19%. Nas espécies catádromas a variação é aproximadamente igual, 10% e 9% enquanto que nas residentes estuarinas a variação é pouco mais do dobro registado na Ria de Aveiro, 10% e 23% (Fig. 4a).

Guildas de distribuição vertical

As espécies encontram-se distribuídas de maneira muito semelhante, sendo as de maior predominância as espécies demersais 38% e 30%, respectivamente, para a Ria de Aveiro e Canal de Mira, de seguida as bênticas 36% e 41%, respectivamente, e por último as pelágicas 26% e 29%, respectivamente (Fig. 4b).

Guildas de substrato

As principais diferenças de variação encontram-se nas espécies que habitam o substrato rico em areia, S, em que na Ria de Aveiro são 14% e no Canal de Mira 6%, as espécies de substrato misto são 15% e 8%, respectivamente, e as que habitam o substrato rochoso rico em vegetais (RV) 15% e 23% respectivamente, enquanto que as outras estão agrupadas em proporção quase semelhante, onde a predominância do substrato lodoso é de maior ocorrência nos dois locais (25% e 29%). A categoria menos frequente é o substrato de fundo (F) (5% e 6%) para a RA (Ria de Aveiro) e CM (Canal de Mira), respectivamente (Fig. 4c).

Guildas de alimentação

Todas as categorias ocorrem de maneira muito semelhante, sendo para os dois casos a preferência maior para os invertívoros 36% e 41%, na Ria de Aveiro e Canal de Mira, respectivamente, seguido dos invertívoros/carnívoros 27% e 23%, e o alimento menos procurado, o combinado de várias categorias (Fig. 4d).

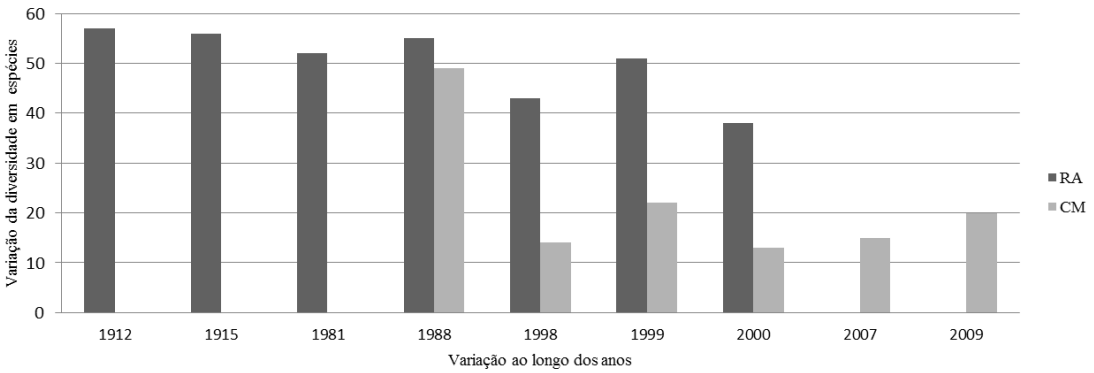


Figura 3: Variação da diversidade em espécies registada ao longo do tempo na Ria de Aveiro (RA), em geral, e no Canal de Mira (CM), em particular.

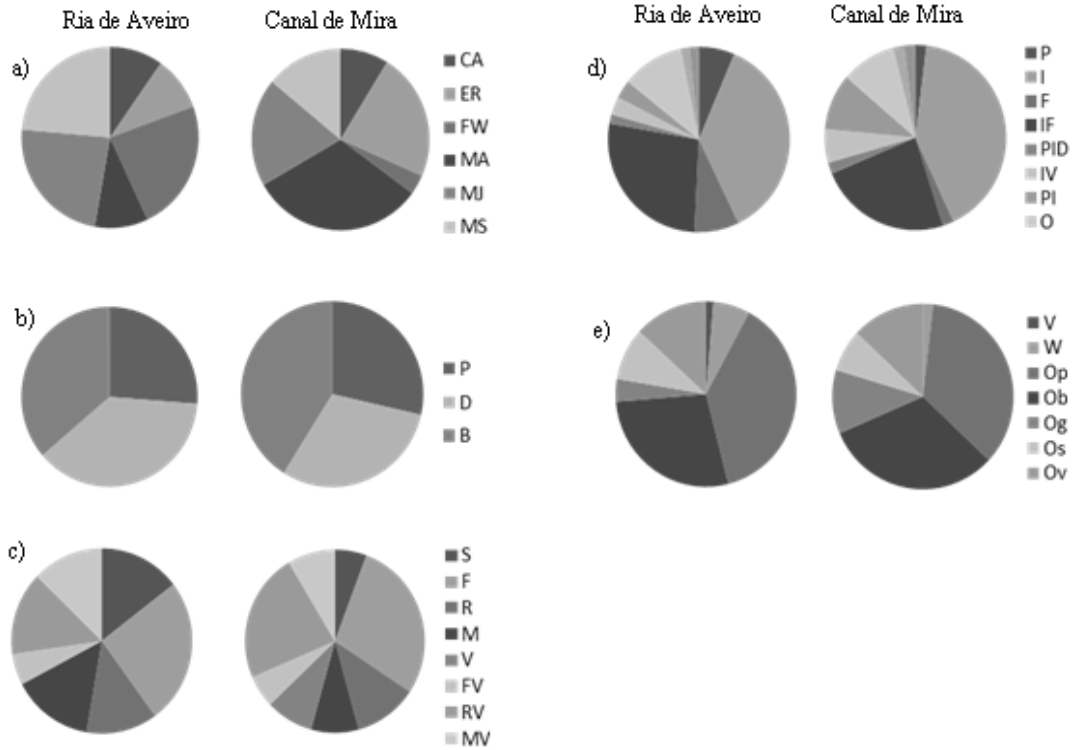


Figura 4: Frequência de ocorrência das guildas ecotróficas na Ria de Aveiro e no Canal de Mira. **a)** guildas ecológicas: ER, residente estuarina; MJ, marinha juvenil; MS, marinha sazonal, MA, marinha adventícia; CA, catádroma; FW, adventícia de água doce; **b)** guildas de distribuição vertical: P, pelágicas, B, bênticas, D, demersais; **c)** guildas de substrato: S, substrato de argila, R, substrato rochoso, M, substracto misto, F, substrato mole; MV, RV, categorias combinados: **d)** guildas de alimentação: I, invertívoros, P, plantívoros, O, omnívoros, F, outros peixes, IF, IV, PI, PID, categorias combinadas; **e)** guildas de reprodução: O, ovíparos, V, vivíparos, W, ovivíparos, Op, ovos pelágicos, Ob, ovos bênticos, Og, ovos de cuidado parental.

Guildas de reprodução

As espécies frequentes são, para ambos os casos, as de ovos pelágicos, com 38% e 35% na Ria de Aveiro e Canal de Mira, respectivamente, seguidos dos ovos bênticos, 28% e 32%, e a grande diferença encontra-se nas que tem desenvolvem cuidados parentais dos seus ovos 4% e 11%, respectivamente (Fig. 4e).

DISCUSSÃO

O estudo das comunidades biológicas das lagunas costeiras e dos estuários numa escala temporal longa é indispensável para a compreensão da resiliência deste tipo de ecossistemas a variações mais ou menos profundas da estrutura abiótica, ocasionadas por pressões naturais e antrópicas. Este conhecimento é imprescindível para a gestão sustentada das espécies, como garantia de continuidade da biodiversidade. Nos ecotonos aquáticos, a fauna íctica assume relevância distintiva, dada a variabilidades de usos que as diferentes populações revelam e por serem alvo da pesca comercial e lúdica. (REBELO, 1992)

A pesca lagunar persiste como actividade considerável da população ribeirinha, com fins comerciais e lúdicos. Das espécies capturadas na Ria de Aveiro ao longo destes anos é de referir, como espécies mais comercializadas, o carapau, a dourada, o robalo, o pregado, o linguado, a tainha, o salmão, a enguia, a sardinha, o sargo e a solha (REBELO e POMBO, 2001).

A comunidade íctica da Ria de Aveiro sofreu, entre o período de 1912 e a década de 80, uma modificação na composição de espécies, com a ausência de 18 espécies, todas seláceos. Muitas das espécies registadas nos primeiros anos do século passado, pertencentes às famílias Ammodytidae, Blennidae, Cyprinidae, Gadidae, Gasterosteidae, Gobiidae, Labridae, Rajidae, Sciaenida, Sparidae, Syngnathidae, Torpedinidae e Triakidae, foram desaparecendo. Os nichos deixados vagos por estas espécies foram rearranjados para novas espécies que surgiram, particularmente espécies residentes, migradoras juvenis e marinhas sazonais pertencentes às famílias Atherinidae, Mugilidae, Moronidae e Sparidae (REBELO, 1992; REBELO e POMBO, 2001). Esta oscilação no número de espécies no último século estará, provavelmente, associada a modificações físico-químicas e morfológicas que foram ocorrendo na laguna, nomeadamente: a alteração da barra e a regularização das marés, que provocaram mudanças da dinâmica hidrológica e salina de todo o sistema. A elevada concentração industrial em toda a bacia hidrográfica contribuiu para a poluição química e orgânica (PÉREZ-CID *et al.*, 2001; POMBO e REBELO, 2002; PACHECO *et al*., 2005).

Tipificando os comportamentos ecotróficos dos peixes que ocorrem na Ria de Aveiro, considerada no seu todo, e no Canal de Mira, em particular, pode afirmar-se que são espécies marinhas ou dulçaquícolas que passam um ou vários períodos do seu ciclo de vida no habitat lagunar, seja toda a fase juvenil ou sazonalmente. Já no Canal de Mira, as espécies são marinhas adventícias ou juvenis e residentes. A menor frequência é para a espécie única catádroma (*Anguilla anguilla*) que ocorre na laguna.

Em relação ao habitat, é mais frequente encontrar na laguna como um todo e no Canal de Mira, as espécies que preferem o fundo rochoso e rico em vegetais e as que preferem o fundo

Tabela 2: Espécies de peixes da Ria de Aveiro ao longo do tempo, com indicação das que ocorreram em toda a laguna, sem especificação de local (x), em toda a laguna, excepto no Canal de Mira (+), no Canal de Mira (o) e espécies comerciais (*).

Espécie	1912	1915	1981	1988	1998	1999	2000	2007	2009
Alosa alosa	x	x			+o	+o	+o		
Alosa fallax	x	x	x	+o	+o	+o	+o		
Ammodytes tobianus	x	x	x	O		o			
Anguilla anguilla *	x	x	x	+o	+o	+o			
Aphia minuta			x	+o	o	o	o		
Atherina boyeri *				+o	+o	+o	+o	o	o
Atherina presbyter *	x	x	x	+o	+o	+o	+o		o
Balistes carolinensis						+o			
Barbus bocagei		x	x	+o	+o				
Belone belone	x	x	x	+					
Boops boops	x	x						o	
Callyonymus lyra		x	x	+o	+o	+o	+o		
Caranx crysos					o				
Carassius auratus	x								
Carassius carassius	x	x	x	+o	+o		+o		
Chelidonichthys lucema	x	x	x	O	o	o	o		
Chelon labrosus	x	x	x	+o	o	+o	o		
Ciliata mustela	x	x	x	+o		o	o		
Cobitis taenia			x	+o					
Conger conger *	x	x	x	+o					
Coris julis		x							
Deltentosteus quadrimaculatus				'+o		o			
Dicentrarchus labrax *	x	x	x	+o	+o	+o	+o		o
Dicentrarchus punctatus *					+o	+o			o
Diplodus annularis				+o	o	+o		o	o
Diplodus sargus	x	x		+o	o	o		o	
Diplodus vulgaris			x	+o	o	o		o	
Echiichthys vipera	x	x	x	+o	o				
Engraulis encrasicholus		x	x	+o	+o	+o	+o		
Entelurus aequoraeus			x				o		
Gaidropsarus mediterraneus	x	x		+o				o	o
Gaidropsarus vulgaris	x	x							
Gambusia affins			x	+o	+		o		o
Gasterosteus aculeatus	x	x	x	+o			o		
Gobius ater				+o		+o	o		o
Gobius Níger	x	x	x	+o	+o	+o	+o	o	o
Gobius paganellus	x	x	x	+o		+o			
Gobius strictus				+o					
Gymnammodytes cicerelus		x							
Hippocampus hippocampus	x	x		O					
*Hyperoplus lanceolatus**	x		x	+o		+o			
Labrus bergylta		x			+	+o		o	o

Tabela 2: Continuação.

Espécie	1912	1915	1981	1988	1998	1999	2000	2007	2009
Labrus merula						+o			
Labrus viridis				+o				o	
Lagocephalus lagocephalus		x		+o					o
Lipophrys pholis	x	x							
Liza aurata *	x	x	x	+o	+o	+o	+o	o	o
Alosa alosa	x	x							
Alosa fallax	x	x	x						
Ammodytes tobianus	x	x	x						
Anguilla anguilla *	x	x	x						
Aphia minuta			x						
Atherina boyeri *									
Atherina presbyter *	x	x	x						
Balistes carolinensis									
Barbus bocagei		x	x						
Belone belone	x	x	x						
Boops boops	x	x							
Callyonymus lyra		x	x						
Caranx crysos									
Carassius auratus	x								
Carassius carassius	x	x	x						
Chelidonichthys lucema	x	x	x						
Chelon labrosus	x	x	x						
Ciliata mustela	x	x	x						
Cobitis taenia			x						
Conger conger *	x	x	x						
Coris julis		x							
Deltentosteus quadrimaculatus									
Dicentrarchus labrax *	x	x	x						
Dicentrarchus punctatus *									
Diplodus annularis									
Diplodus sargus	x	x		+o	o	o		o	
Diplodus vulgaris			x	+o	o	o		o	
Echiichthys vipera	x	x	x	+o	o				
Engraulis encrasicholus		x	x	+o	+o	+o	+o		
Entelurus aequoraeus			x				o		
Gaidropsarus mediterraneus	x	x		+o				o	o
Gaidropsarus vulgaris	x	x							
Gambusia affins			x	+o	+		o		o
Gasterosteus aculeatus	x	x	x	+o			o		
Gobius ater				+o		+o	o		o
Gobius niger	x	x	x	+o	+o	+o	+o	o	o
Gobius paganellus	x	x	x	+o		+o			

Tabela 2: Continuação.

Espécie	1912	1915	1981	1988	1998	1999	2000	2007	2009
Gobius strictus				+o					
Gymnammodytes cicerelus		x							
Hippocampus hippocampus	x	x		O					
*Hyperoplus lanceolatus**	x		x	+o		+o			
Labrus bergylta		x			+	+o		o	o
Labrus merula						+o			
Labrus viridis				+o				o	
Lagocephalus lagocephalus		x		+o					o
Lipophrys pholis	x	x							
*Liza aurata **	x	x	x	+o	+o	+o	+o	o	o

lodoso. O nível de profundidade em que as espécies ocorrem é quase equitativamente repartido, com variações ligeiras entre todo o espaço lagunar e o Canal de Mira.

A maioria das espécies predam invertebrados ou uma combinação destes com outros peixes, em toda a laguna e no Canal de Mira. Em termos reprodutivos, verifica-se a predominância de espécies ovíparas e com postura pelágica em ambos os espaços analisados.

Por outro lado, estas alterações trouxeram para o Canal de Mira vantagens pois, constituindo um dos principais braços da Ria de Aveiro, adquiriu, com o passar do tempo, características peculiares, como o gradiente de salinidade e a variedade de substratos, o que lhe confere o estatuto de estuário típico dentro de uma laguna estuarina. Embora tal aconteça, o vasto leque de características e o modo como essas espécies se agrupam pelas várias categorias ecotróficas, distancia-se ligeiramente do que acontece na Ria de Aveiro o que mostra que o Canal de Mira não constitui um braço representativo da laguna como um todo.

Apesar das grandes alterações que a Ria de Aveiro foi sofrendo ao longo do último século, como a poluição urbana e industrial e alterações físicas e morfológicas, é um sistema neguentrópico, pois tem capacidade de se reorganizar numa direcção homeostática. Este facto, justifica-se com o desaparecimento de espécies e aparecimento de outras, no mesmo período de tempo, e com o aumentando do número de espécies residentes e migradoras.

Embora o Canal de Mira apresente a mesma ocorrência de valores de diversidade de espécies que em toda a laguna, a diferença de comportamento ecotrófico das espécies nos dois espaços sugere que o Canal constitui um braço estuarino importante, mas não suficientemente representativo de toda a biodiversidade lagunar.

A comunidade íctica é um indicador da integridade dos ecossistemas lagunares, que são altamente resilientes a impactos adversos, inclusive antrópicos (GARNEROT *et al*., 2004; AUBRY e ELLIOTT, 2005).

LITERATURA CITADA

ARRUDA, L. M.; ANDRADE, J. P.; CUNHA, M. M. 1988. Abundance, diversity and community structure of the fish population in the Ria de Aveiro. *Acta Oceanológica*, 11, 235-240.

AUBRY, A. e ELLIOTT, M. 2005. *The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK.* London: Elsevier, 185p.

BARROSA, J. 1980. A Ria de Aveiro e a sua influência na economia da região. *Recursos Hídricos, 1*, 83-96.

BAUCHOT, M. e PRAS, A. (1987). *Guia de los peces de mar de España y de Europa.* Barcelona: Ediciones Omega.

BORREGO, C.; CRUZ, M.; GONÇALVES, P., 1994. *Estudo da avaliação da vulnerabilidade da capacidade de recepção das águas costeiras em Portugal.* Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos. Aveiro, Pateira de Fernantelos e Barrinha de Mira: IDAD.

DIAS, J. M. e LOPES, J., 2006. Implementation and evaluation of hydrodynamic, salt and heat transport models:The case os the Ria de Aveiro Lagoon. *Environmental modeling & software*, 8, 1-15.

ELLIOTT, M. e DEWAILLY, F., 1995. The struture and components os European estuarine fish assemblages. *Aquatic Ecology*, 29 (3-4), 397-417.

GASALLA, M. e SOARES, L., 2001. Comentários sobre os estudos tróficos de peixes marinhos no processo histórico da ciência pesqueira e modelagem ecológica. *Boletim de Instituto de Pescas de São Paulo*, 27(2), 243-259.

KJERFVE, B., 1994. *Coastal Lagoon Processes*. *Ocanography Series 60.* New York: *Elsevier*, 577p.

LUCAS, M. F.; CALDEIRA, M.; HALL, A.; DUARTE, A., LIMA, C., 1986. Distribuition of mercury in the sediments and fishes of the lagoon of the Ria de Aveiro, Portugal. *Water Science & Technology, 18*, 141-148.

NOBRE, A.; AFREIXO, J.; MACEDO, J., 1915. *Relatório oficial do regulamento da Ria de Aveiro.* Lisboa: Imprensa Nacional, 197p.

OSÓRIO, B., 1912. Pescas e peixes: Uma nota relativa à pesca e aos peixes da Ria de Aveiro. *Bol. Soc. Geogr. Lisboa*, 30 (4-5), 216-224.

PÉREZ-CID, B.; BOIA, C.; POMBO, L.; REBELO J.E., 2001. Determination of trace metals in fish species of the Ria de Aveiro (Portugal) by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Food Chemistry*, 75, 93-100.

PHELEGER, F., 1969. Some General Features of Coastal Lagoons. *In*: AYALA-CASTAÑARES A. (ed.). *Lagunas Costeras, un*

Simposio. Mexico: Universidade Autónoma de México, pp. 5-26.

POMBO, L. M. e REBELO, J.E., 2002. Spatial and temporal organization of a coastal lagoon fish community – Ria de Aveiro, Portugal. *Cybium*, 26(3), 185-196.

POMBO, L.; ELLIOT, M.; REBELO, J.E., 2002. Changes in the fish of the Ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal fish of Biology*, 61, 167-181.

POMBO, L.; REBELO, J.E.; ELLIOTT, M., 2007. The structure, diversity and somatic production of the fish community in an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Hydrobiologia*, 587, 253-268.

REBELO, J.E., 1992. The ichthyofauna and abiotic hydrological environment of the Ria de Aveiro, Portugal. *Estuaries*, 15 (3), 403-415.

REBELO, J.E. e POMBO, L., 2001. *Os peixes da Ria de Aveiro – diversidade, ecologia e distribuição.* Aveiro: Câmara Municipal de Aveiro, 123p.

WHITHEAD, P.; BAUCHOT, M.; HUREAU, J.; NIELSEN, J.; TORTONESE, E., 1986. *Fishes of the North eastern Atlantic and the Mediterranean.* 3 volumes, Paris: UNESCO.

Padrões de Variação da Actividade Enzimática Extracelular Bacteriana na Ria de Aveiro

F.J.R.C. Coelho[a], A.L. Santos[b], V. Oliveira[b], L. Santos[b], N.C.M. Gomes[b], A. Almeida[b] e Â. Cunha[b]
CESAM,Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago,
Aveiro 3810-193,Portugal,
[a]franciscorcoelho@hotmail.com
[b]{luisasantos, v.oliveira, alsantos, gomesncm, alameida, acunha}@ua.pt

SUMÁRIO

As bactérias heterotróficas são os únicos microrganismos capazes de alterar significativamente a matéria orgânica disponível sob a forma dissolvida ou coloidal, contribuindo duplamente para a sua mineralização ou recondução para níveis superiores das teias tróficas aquáticas. Uma vez que a matéria orgânica dissolvida se encontra sobretudo sob a forma de compostos de elevado peso molecular, esta tem de ser previamente hidrolisada por acção de enzimas extracelulares bacterianas. A produção de enzimas extracelulares é assim, uma etapa limitante da incorporação de matéria orgânica nos fluxos de carbono em ambientes aquáticos O presente trabalho resume alguns dos padrões de variação da actividade enzimática extracelular na água e sedimentos da Ria de Aveiro determinadas com recurso a substratos sintéticos fluorogénicos. Como tendência geral, regista-se uma elevação das taxas potenciais de hidrólise com o progressivo afastamento da embocadura. Na coluna de água, a microcamada superficial (0-1000 µm) é caracterizada por taxas de hidrólise mais elevadas do que a água subjacente. Os padrões temporais reflectem a sobreposição de ciclos solares (sazonais e diários) e lunares (tidais). As taxas de hidrólise são mais elevadas durante a época quente e em baixa-mar e revelam relações significativas com a produção primária. As diferenças diárias são parcialmente mascaradas pelo ciclo de maré. Observa-se, no entanto, uma alteração do espectro de enzimas activas, com aumento da importância relativa das lípases durante a noite. A salinidade e a abundância bacteriana foram identificadas como os principais factores de regulação da degradação de matéria orgânica polimérica na Ria de Aveiro.

PALAVRAS CHAVE: *Enzimas extracelulares, Actividade heterotrófica, Ria de Aveiro*

INTRODUÇÃO

Os microrganismos ocupam uma posição chave nas cadeias tróficas em ambientes aquáticos, condicionando de forma decisiva processos estruturantes como a decomposição da matéria orgânica e a reciclagem de nutrientes (AZAM *et al*., 1983). As bactérias heterotróficas são os únicos microrganismos capazes de alterar de forma significativa a matéria orgânica, definindo até certo ponto a quantidade e a qualidade de substrato disponível para os níveis superiores das cadeias tróficas (CHRÓST e SIUDA, 2002). Os compostos de baixo peso molecular (~600 Da) como aminoácidos ou pequenos péptidos, são passíveis de serem incorporados directamente do meio para a célula (HOPPE *et al*., 2002). No entanto, a maior parte da matéria orgânica dissolvida e particulada é inicialmente libertada sob a forma de macromoléculas de elevado peso molecular como proteínas, polissacarídeos e lípidos complexos (AMON e BENNER, 1994, AMON e BENNER, 1996). Assim, no ambiente aquático apenas uma pequena fracção da matéria orgânica (5-10%) está disponível para ser incorporada de forma directa (ALLEN, 1976, ALLEN, 1978, CHRÓST, 1990), necessitando os compostos de elevado peso molecular de ser previamente hidrolisados em monómeros de baixo peso molecular (CHRÓST, 1991, WEISS *et al*., 1991). Este processo é conduzido por enzimas extracelulares que permitem às bactérias heterotróficas a obtenção de carbono a partir de uma enorme variedade de substratos complexos (ARNOSTI, 2003). A produção de enzimas extracelulares constitui uma etapa essencial na incorporação de matéria orgânica, estabelecendo a ligação entre as bactérias heterotróficas e a produção primária (AZAM e MALFATTI, 2007). Sendo a sua acção fundamental numa etapa primária da remineralização do carbono, qualquer factor que condicione a sua produção ou actividade pode potencialmente afectar o fluxo de carbono orgânico nos sistemas aquáticos e consequentemente a sua capacidade de autodepuração (ARNOSTI, 2003).

Uma das abordagens metodológicas à quantificação das taxas de actividade enzimática é a utilização de substratos que libertam compostos fluorescentes depois de sofrerem hidrólise enzimática (HOPPE, 1991). Estes substratos são constituídos por um fluoróforo e uma ou mais moléculas naturais (glucose, aminoácidos) unidos por uma ligação específica (por exemplo ligação peptídica ou éster). Os substratos modelo mais comuns contêm radicais metilumbeliferil (MUF) ou metilcoumarinil (MCA) como agentes fluorescentes não tóxicos, originando, após a hidrólise, os produtos fluorescentes metilumbeliferona ou metilcoumarina, respectivamente.

Dentro do espectro de enzimas estudadas no meio aquático, tem sido dado especial ênfase às responsáveis pela clivagem dos maiores componentes da matéria orgânica dissolvida. A grande maioria das enzimas extracelulares são hidrolases (glicosidades, peptidases e estereases), isto é, enzimas que clivam as ligações C-O e C-N que ligam os monómeros (SINSABAUGH, 1994). A betaglucosidase e a leucina-aminopeptidase estão bem distribuídas no ambiente aquático e são frequentemente utilizadas como modelo para estudar a degradação bacteriana de compostos poliméricos naturais, como os hidratos de carbono e as proteínas (CHRÓST, 1992). Devido ao seu papel na aquisição de fósforo e na libertação de fosfato, as fosfatases são também um grupo de enzimas bem caracterizado em ambientes aquáticos (BALTAR *et al*., 2010). A fosfatase alcalina catalisa a hidrólise de uma variedade de ésteres de fosfato, libertando fosfato inorgânico (CHRÓST, 1991).

A síntese e actividade de enzimas extracelulares em ambientes aquáticos é um processo complexo que está intimamente dependente de factores ambientais como a temperatura, pH, salinidade, disponibilidade de matéria orgânica e a radiação UV (CHRÓST e SIUDA, 2002). O espectro de enzimas expressas e as respectivas taxas hidrolíticas apresentam por isso variações temporais e espaciais em ambientes naturalmente heterogéneos como os estuários, reflectindo até certo ponto o seu estado trófico (CUNHA *et al*., 2000). Em ultima análise, estes padrões podem ser relacionados com mudanças na estrutura das comunidades, no nível de expressão das enzimas em resposta a uma mudança no espectro de substratos disponíveis (MARTINEZ *et al*., 1996), ou com outros factores de regulação ambiental (KIRCHMAN *et al*., 2004).

O objectivo deste trabalho é resumir algum do conhecimento sobre degradação bacteriana de matéria orgânica polimérica na Ria de Aveiro, acumulado ao longo de mais de uma década de estudos de ecologia microbiana neste sistema. São descritos e discutidos os padrões longitudinais ao longo do gradiente estuarino e os padrões temporais (sazonais e tidais). É feita ainda a análise da variação das taxas de hidrólise na microcamada superficial da Ria de Aveiro e a influência dos ciclos diários na hidrólise de substratos neste compartimento particular, bem como a sua interacção com a restante coluna de água.

VARIAÇÕES GEOGRÁFICO-ESPACIAIS

Sendo a Ria de Aveiro um sistema estuarino complexo, vários estudos foram desenvolvidos ao longo de gradientes estuarinos mais simples, representados pela extensão de um dos canais principais. Assim, para a caracterização dos padrões de variação espacial, considerou-se um percurso longitudinal da embocadura até à secção mais interior do Canal de Ílhavo, na zona de influência do Rio Boco. Assumiu-se este perfil estuarino como representativo dos gradientes de salinidade, concentração de nutrientes e produção primária na Ria de Aveiro (CUNHA *et al*., 2001, CUNHA, 2001). No estudo conduzido no início do Verão de 1997, foram registadas taxas máximas de actividade da leucina-aminopeptidase de 490 nmol l^{-1} h^{-1}, na secção exterior do estuário, e 5374 nmol l^{-1} h^{-1} na secção intermédia do estuário Por sua vez, a betaglucosidase variou entre uma taxa hidrolítica mínima de 4.3 nmol l^{-1} h^{-1}, na secção exterior do estuário, e uma taxa hidrolítica máxima de 181.3 nmol l^{-1} h^{-1} na zona mais interior do estuário (CUNHA *et al*., 2000). Os máximos de actividade hidrolítica foram registados na zona intermédia do perfil (Figura 1) o que foi interpretado como uma indicação da origem estuarina e não dulçaquícola (Rio Boco) da elevada capacidade de degradação de matéria orgânica polimérica das águas da Ria de Aveiro.

Um estudo realizado praticamente uma década mais tarde (2008) analisou a variação da actividade de oito enzimas extracelulares (leucina-aminopeptidase, alfaglucosidase, betaglucosidase, betagalactosidase, fosfatase e lípase) ao longo do mesmo gradiente longitudinal. Os resultados confirmaram o padrão de variação anteriormente descrito (CUNHA *et al*., 2000) com valores mínimos de actividade junto à embocadura da Ria e valores máximos nas secções intermédia e interior, dependendo da amplitude de marés prevalecente no período de colheita (COELHO, 2008). A aminopeptidase (438.5 – 1747.7 nmol L^{-1} h^{-1}) registou valores de actividade superiores a todas as outras enzimas estudadas, atingindo o seu valor mais elevado nas estações interiores, o que poderá ser atribuído à eutrofização destas secções do estuário, uma vez que a actividade das enzimas proteolíticas tende a aumentar com o estado trófico do ecossistema (THOMPSON e SINSABAUGH, 2000). A actividade das enzimas alfaglucosidase

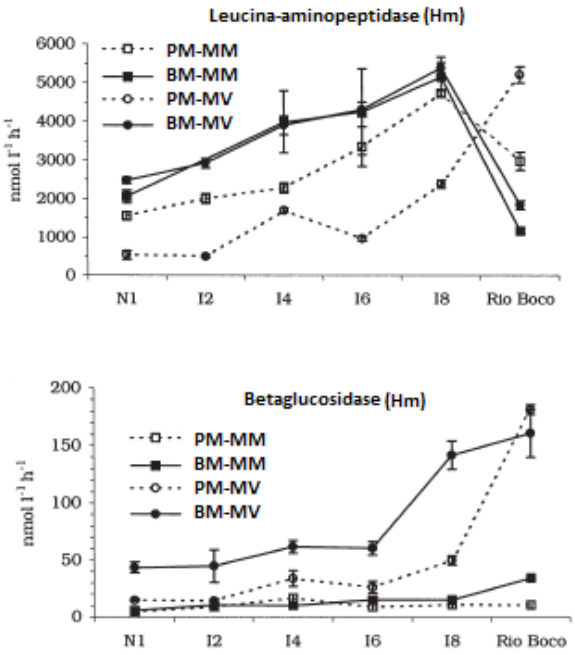


Figura 1: Variação da taxa máxima potencial (Hm) de actividade das enzimas leucina-aminopeptidase e betaglucosidase do bacterioplâncton colhido ao logo de um gradiente estuarino (Canal de Ílhavo) em preia mar e baixa de mar de maré morta (PM-MM e BM-MM) e em preia-mar e baixa-mar de maré viva (PM-MV e BM-MV). O local N1 corresponde à embocadura e os restantes locais distribuem-se ao longo do canal com um intervalo de aproximadamente 3 Km.

(1.6 – 110.7 nmol L^{-1} h^{-1}), betaglucosidase (26.1 – 443.1 nmol L^{-1} h^{-1}) e betagalactosidase (6.8 – 138.1 nmol L^{-1} h^{-1}) envolvidas na degradação de polissacarídeos registou os seus valores mais elevados nas secções intermédias do estuário (COELHO, 2008), o que poderá estar relacionado com as elevadas taxas de produção primária registadas nestas secções (ALMEIDA *et al*., 2002).

A fosfatase (16.7 – 322.9 nmol L^{-1} h^{-1}) registou uma diminuição geral ao longo do estuário (COELHO, 2008). A actividade desta enzima está envolvida na libertação enzimática de fosfato a partir de fósforo orgânico dissolvido (JANSSON *et al*., 1988) e a síntese de fosfatase está geralmente associada a baixas concentrações de fósforo no ambiente, sendo inibida quando este se encontra em excesso (COTNER *et al*., 1997, VIDAL *et al*., 2003). A observação de uma redução na actividade da enzima fosfatase no interior do estuário sugere um aumento da disponibilidade de fósforo nas secções mais interiores da Ria. A actividade da enzima lipase (4.8 – 14.0 nmol L^{-1} h^{-1}) apresentou os valores mais elevados no local N1, próximo da embocadura (COELHO, 2008), o que poderá ser justificado por uma maior importância dos lípidos como substrato para o metabolismo bacteriano nesta secção, caracterizada por menor produtividade primária e menor disponibilidade de outros tipos de substratos orgânicos (CUNHA *et al*., 2000).

As mudanças na importância relativa das várias enzimas ao longo do estuário podem ser globalmente interpretadas como denotando uma adaptação das comunidades bacterianas ao contexto físico-químico, sobretudo ao nível da quantidade e qualidade da matéria orgânica dissolvida (SCHULTZ e DUCKLOW, 2000).

VARIAÇÕES TEMPORAIS

Os ciclos solares (sazonais e diários) e lunares (tidais) e as sobreposições entre eles, são factores determinantes na regulação da actividade enzimática em sistemas estuarinos. Este efeito, nem sempre reflecte a acção directa da temperatura nos sistemas enzimáticos mas é principalmente exercida ao nível da variação da qualidade e quantidade de substratos e depende sobretudo dos ciclos sazonais de produção primária (POMEROY e WIEBE, 2001). No entanto, em estuários em que os processos de transporte são maioritariamente conduzidos pelos fluxos tidais, a variabilidade semi-diurna prevalece sobre os efeitos sazonais (CUNHA *et al*., 2000, SMITH, 2001). A acção das correntes tidais interfere com a distribuição de biomassa na coluna de água e condiciona a expressão das actividades biológicas. Os ciclos de maré são por isso um importante factor a considerar na caracterização das actividades das várias enzimas extracelulares ao longo do estuário e determinam o impacto do estuário na zona costeira adjacente.

As variações tidais das taxas hidrolíticas na ria de Aveiro caracterizam-se por uma tendência para aumentar durante a vazante e diminuir durante a enchente. A figura 2 ilustra o perfil de variação tidal da actividade hidrolítica da betaglucosidase e da leucina-aminopeptidase na secção marinha do estuário (CUNHA *et al*., 2003a). Este padrão mantem-se ao longo do estuário, tendo sido registadas na secção intermédia (Canal de Ílhavo) actividades

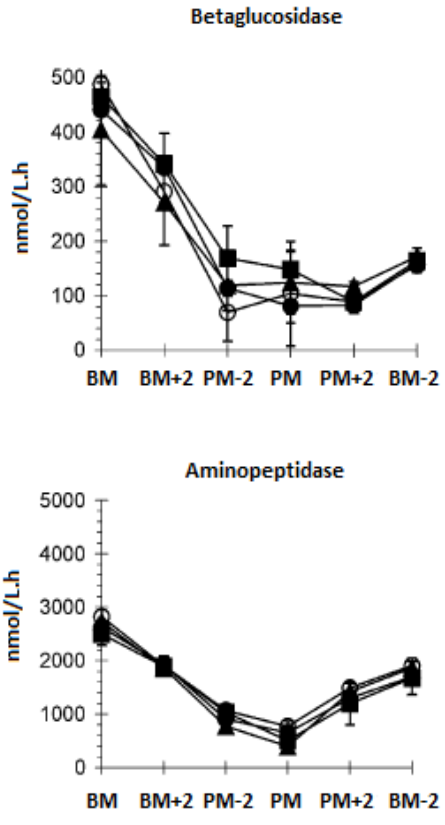


Figura 2: Variação da taxa máxima potencial (Hm) de actividade das enzimas betaglucosidase e leucina-aminopeptidase do bacterioplâncton em quatro pontos equidistantes (■ - S1, ● - S2, ○ - S3, ▲ - S4) ao longo de um transecto definido junto à embocadura do estuário. A colheita foi efectuada em baixa mar (BM), preia mar (PM) e duas horas antes e depois dos estofos de maré.

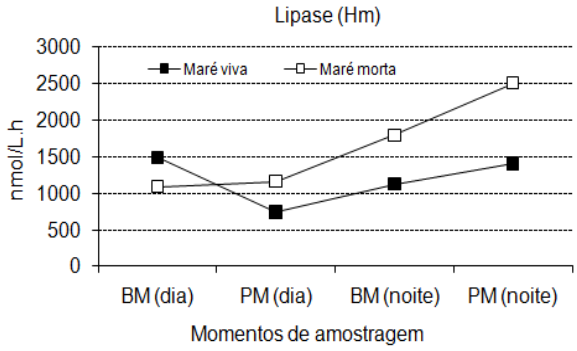


Figura 3: Variação diária-tidal (BM - baixa mar; PM –preia mar) da actividade lipolítica do bacterioplâncton colhido junto à Costa Nova, ao longo de ciclos de colheita em condições de maré viva e maré morta.

hidrolíticas 4,5 vezes (leucina-aminopeptidase) e 2,8 vezes (betaglucosidade) mais elevadas em baixa-mar do que em situação de preia-mar (CUNHA *et al*., 2000). Os dados obtidos neste estudo evidenciaram uma forte relação entre a actividade enzimática extracelular e o número total de bactérias (CUNHA *et al*., 2000).

A integração dos perfis tidais de variação do potencial hidrolítico num modelo hidrográfico bidimensional verticalmente integrado permitiu concluir que em cada ciclo de maré, há um fluxo líquido de células bacterianas e capacidade hidrolítica da Ria para a zona costeira adjacente (CUNHA *et al*., 2003b).

A radiação solar constitui um importante factor de regulação da actividade enzimática extracelular nos ambientes aquáticos. A exposição do bacterioplâncton à radiação solar ambiental e artificial resulta na inibição da actividade enzimática como resultado de clivagem fotolítica das enzimas (HERNDL *et al.* 1993; MÜLLER-NIKLAS *et al.* 1995). Os padrões de variação diária na Ria de Aveiro apenas revelaram diferenças significativas para a enzima lipase (Figura 3), cuja actividade foi significativamente superior (em cerca de 40%) durante a noite (SANTOS *et al*., 2009). Esta observação foi atribuída à reduzida abundância de substratos lábeis alternativos durante o período da noite, sendo o metabolismo bacteriano redireccionado para o processamento de lípidos, bem como excreção de resíduos ricos em lípidos durante a alimentação nocturna do zooplâncton, que ficam rapidamente disponíveis para consumo pelas bactérias (SANTOS *et al*., 2009). Alternativamente, elevadas taxas de actividade da lipase durante a noite poderão ser atribuídas à inibição da enzima pela radiação solar durante o dia.

VARIAÇÃO VERTICAL: ACTIVIDADE HIDROLÍTICA NA MICROCAMADA SUPERFICIAL

Cobrindo mais de 70% da superfície do planeta, a microcamada superficial (*surface microlayer* – SML) corresponde à interface entre a atmosfera e a hidrosfera e constitui um ambiente único caracterizado por propriedades físicas, químicas e biológicas distintas das da água subjacente (underlying water – UW) (JOUX *et al*., 2006). A formação da SML envolve a acumulação de matéria orgânica dissolvida na interface ar-água através de processos físicos, como a ascensão de partículas a partir da água subjacente ou precipitação atmosférica, e/ou biológicos, como a produção primária *in situ* (LISS e DUCE, 1997).

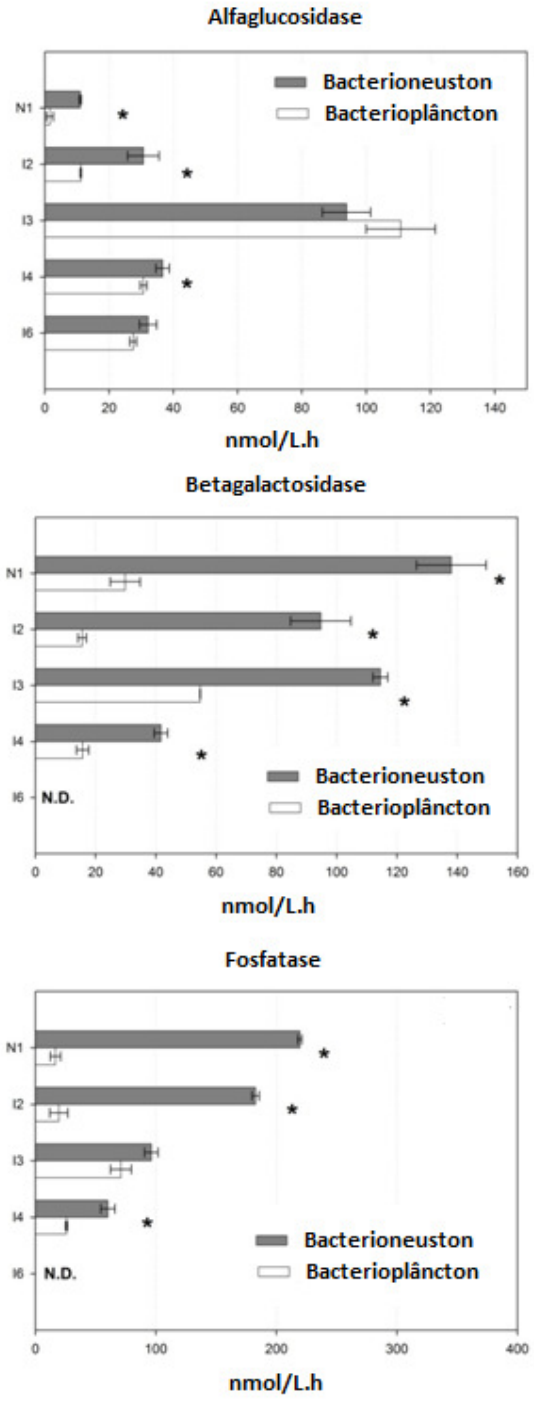


Figura 4: Taxas máximas de actividade extracelular da α-glucosidase, e bacterioplâncton determinadas ao longo do Canal de Ílhavo nos locais de amostragem N1 (embocadura), I2, I3,I4 e I6. As barras indicam o desvio padrão. O símbolo * assinala diferenças estatisticamente significativas (ANOVA <0,05) entre bacterionesto e bacterioplâncton.

Os organismos que habitam a SML são genericamente denominados de neuston, sendo a fracção bacteriana designada de bacterioneuston. Esta comunidade funciona como fonte e depósito de matéria orgânica e inorgânica e a sua actividade pode influenciar significativamente as trocas de matéria e energia através da interface ar-água (OBERNOSTERER *et al*., 2005).

O bacterioneuston está exposto a uma combinação de condições vantajosas e desvantajosas. Entre as condições vantajosas incluem-se a elevada disponibilidade de matéria orgânica e inorgânica que potencialmente favorece a actividade heterotrófica das comunidades. Por outro lado, elevadas concentrações de metais pesados e contaminantes hidrofóbicos, amplas flutuações de temperatura e a elevada exposição à radiação ultravioleta (AGOGUÉ *et al*., 2005) poderão ter uma acção inibitória sobre a actividade dos microrganismos.

A análise comparativa da actividade enzimática extracelular potencial expressa pelo bacterioplâncton e pelo bacterioneuston da Ria de Aveiro, revelou uma tendência para uma maior capacidade degradativa desta última comunidade (COELHO, 2008). Um estudo efectuado ao longo do Canal de Ílhavo, revelou que as diferenças mais significativas correspondiam às taxas de actividade potencial das enzimas alfaglucosidase, betagalactosidase e fosfatase especialmente na zona mais exterior do estuário (Figura 4). Estas diferenças foram interpretadas como uma adaptação do bacterioneuston ao espectro de substratos disponíveis e à competição por fósforo com o fitoplâncton. O mesmo estudo concluiu que o bacterioplâncton exibe maior capacidade para a incorporação e mineralização de substratos simples. Estas evidências são compatíveis com um modelo de complementaridade funcional das comunidades bacterianas da SML e da água subjacente, em que as primeiras utilizam mais intensamente matéria orgânica polimérica exportando os produtos de degradação para as camadas subsuperficiais da coluna de água, onde são mais intensamente incorporadas pelo bacterioplâncton.

Em virtude da sua localização na interface água-ar, a SML encontra-se mais exposta à radiação solar que a água subjacente sendo, portanto, expectável que a relação que se estabelece entre a radiação e actividade do bacterioneuston seja distinta da que se estabelece com o bacterioplâncton na água subjacente.

Para avaliar o efeito regulador da radiação solar, e em particular da gama ultra-violeta (UV), na actividade do bacterioneuston e bacterioplâncton, realizaram-se experiências de exposição de ambas as comunidades à radiação UV-B artificial (0.4 W m^{-2}) em condições de microcosmos laboratoriais. A resposta das duas comunidades foi caracterizada em termos da variação da actividade de três enzimas extracelulares (lipase, betaglucosidase e leucina-aminopeptidase).

Após irradiação, a taxa de inibição da actividade enzimática variou entre 16 e 90%, tendo a enzima leucina-aminopeptidase sido a mais afectada (Figura 5). Em média, a actividade enzimática do bacterioneuston foi mais inibida que a do bacterioplâncton (até 67%). No entanto, a monitorização da estrutura das comunidades durante o período de irradiação revelou uma redução da diversidade de ambas as comunidades mas que afectou mais o bacterioplâncton (SANTOS et al., 2011), sugerindo a ocorrência de um redireccionamento do metabolismo do bacterioneuston durante a irradiação para estratégias de defesa/protecção, em detrimento da expressão de enzimas envolvidas na hidrólise de substratos para o metabolismo heterotrófico.

Os resultados das experiências de microcosmos e as observações da variação diária da actividade das comunidades de bacterioneuston e bacterioplâncton revelam que a radiação solar e em particular a gama UV-B, são importantes factores de regulação da hidrólise extracelular de matéria orgânica dissolvida na Ria de Aveiro.

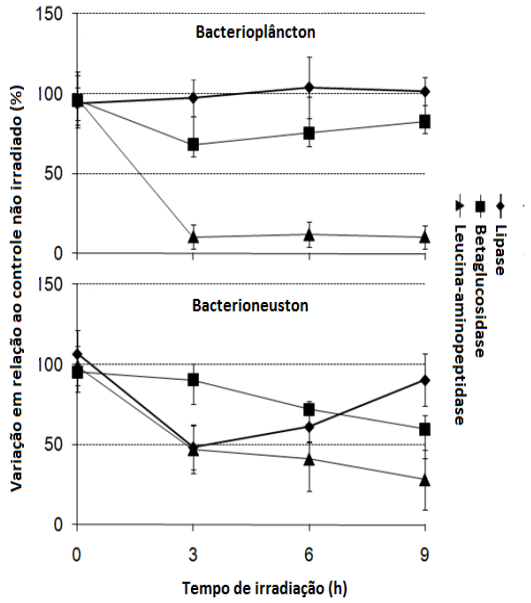


Figura 5: Variação das taxas máximas de actividade extracelular das enzimas lipase, betaglucosidase e aminopeptidase no bacterioplâncton e bacterioneuston da Ria de Aveiro, após irradiação experimental com UV-B (0.4 W m-2). Os valores correspondem à variação percentual em relação aos valores registados nos controles não irradiados.

SEDIMENTOS ESTUARINOS

Os sedimentos estuarinos têm um papel preponderante no processamento do carbono orgânico através da produção de ectoenzimas, sobretudo nas camadas mais superficiais (MEYER-REIL, 1991).O elevado hidrodinamismo a que os sistemas estuarinos estão sujeitos permite o transporte de enzimas dissolvidas e polímeros dos sedimentos para a coluna de água (CUNHA *et al*., 2003a, ARNOSTI *et al*., 2009). De uma forma geral, nos sedimentos, a actividade enzimática extracelular responde rapidamente ao "input" de matéria orgânica devido a eventos de sedimentação (MEYER-REIL, 1987) e decresce em profundidade ao longo do perfil de sedimento (FABIANO E DANOVARO, 1998).

Em ambientes de pequena profundidade, a resuspensão de partículas dos fundos sedimentares por acção das correntes de maré, dos ventos ou de fontes de perturbação mecânicas pode influenciar a actividade bacteriana na coluna de água. No caso da Ria de Aveiro, essa hipótese não foi suportada pelos resultados obtidos num estudo em que se procedeu à monitorização das taxas de actividade extracelular medidas junto ao fundo e à superfície da coluna de água. Concluiu-se que o transporte de material particulado para a coluna de água por resuspensão dos fundos ou escorrência das margens não contribui significativamente para a regulação da actividade hidrolítica na coluna de água. Estes resultados apontam para a disponibilidade de matéria orgânica dissolvida, e não particulada, como um factor preponderante na regulação da actividade heterotrófica do bacterioplâncton (CUNHA *et al*., 2003a).

Os sedimentos estuarinos funcionam como reservatório de contaminantes, designadamente, metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos (PAH). As taxas de actividade hidrolítica nos sedimentos reflectem, para além da disponibilidade de substratos, o efeito inibitório de alguns poluentes. Experiências de contaminação experimental de sedimentos da Ria de Aveiro com cobre (200 µg Cu g^{-1}) demonstraram que as taxas de actividade enzimática extracelular das comunidades microbianas foram reduzidas em cerca de 50 % relativamente ao sedimento controle não manipulado (ALMEIDA *et al*., 2007). A simulação do efeito de ressuspensão de sedimentos para uma coluna de água artificialmente contaminada com perileno (2 µg l^{-1}), um hidrocarboneto aromático comum em sistemas estuarinos, revelou uma depressão das taxas de actividade enzimática extracelular (CUNHA e ALMEIDA, 2006). No mesmo estudo, experiências de exposição prolongada (2 semanas) do bacteriobentos ao hidrocarboneto, revelaram uma alteração no perfil de actividade enzimática da comunidade bacteriana do sedimento, relativamente ao controle não contaminado, sendo a actividade proteolítica mais inibida do que a da betaglucosidase. Assim, a mobilização de contaminantes retidos nos sedimentos pode constituir um factor de alteração da capacidade de reciclagem da matéria orgânica nos próprios sedimentos e na coluna de água (CUNHA e ALMEIDA, 2006).

A rizosfera é definida como o sedimento que envolve as raízes das plantas ou que é influenciada pelos compostos exsudados pelas raízes. A rizosfera é uma zona muito particular do sedimento, uma vez que a disponibilidade de oxigénio em torno das raízes e os compostos libertados por exsudação das raízes da vegetação de sapal fornecem às bactérias uma fonte de carbono de alta qualidade e energia, estimulando a actividade heterotrófica microbiana (BAGWELL *et al*., 1998; BERG E SMALLA, 2009). Sabe-se, no entanto, que a espécie de planta influencia de forma muito particular a estrutura e função das comunidades bacterianas da rizosfera. Este efeito de modulação específica foi demonstrado em bancos monoespecíficos de plantas de sapal.

Oliveira *et al*. (2010) comparou as taxas de actividade enzimática de várias enzimas (betaglucosidase, alfaglucosidase, leucina-aminopeptidase, arylsulfatase e fosfatase) em comunidades bacterianas da rizosfera de duas plantas de sapal bem representadas na Ria de Aveiro: *Halimione portulacoides* e *Spartina maritima*.

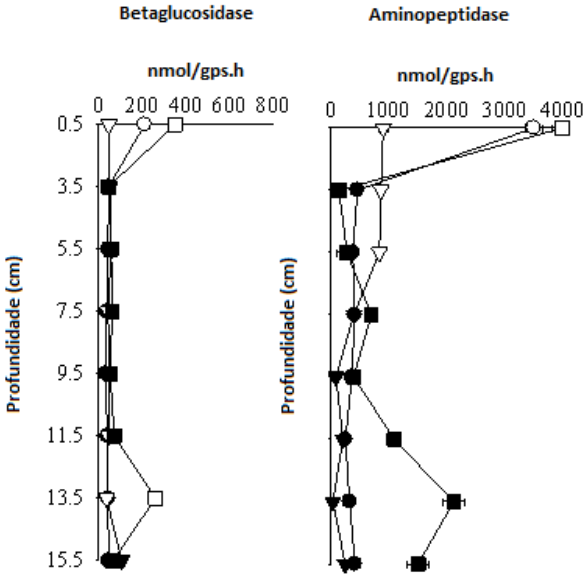


Figura 6: Perfis de actividade enzimática extracelular da aminopeptidase e da β-glucosidase (nmol gps^{-1} h^{-1}) em sedimentos não colonizados (○), em sedimentos colonizados com *Spartina marítima* (▽) e em sedimentos colonizados com *Halimione portucaloides* (□). As barras de erro representam o desvio padrão das três réplicas.

Os perfis de variação vertical ao longo da zona de influência das raízes, revelaram taxas de hidrólise mais elevadas à superfície do sedimento, decrescendo com a profundidade. As taxas de actividade enzimática extracelular em sedimentos colonizados por halófitas foram superiores às determinadas nos sedimentos-controle dos bancos sem vegetação (Figura 6). Das enzimas estudadas, a leucina-aminopeptidase revelou as mais elevadas taxas de actividade potencial (0-3995 nmol gps^{-1} h^{-1}) e a alfaglucosidase apresentou os valores mais baixos (0-80 nmol gps^{-1} h^{-1}). Neste estudo também se verificou que parâmetros relacionados com descritores da textura do sedimento, tais como, tamanho do grão, percentagem de finos e conteúdo em água, estão significativamente relacionados com as taxas de hidrólise (OLIVEIRA *et al*., 2010). A estimulação da degradação extracelular de matéria orgânica em sedimentos colonizados por plantas de sapal revela a importância das interacções planta-microrganismos para a contribuição dos sapais na redução da eutrofização em sistemas estuarinos.

CONCLUSÃO

A actividade das enzimas extracelulares bacterianas é um dos passos limitantes à contribuição das bactérias para a degradação e mineralização da matéria orgânica dissolvida nas águas da Ria. Esta pode ter origem local ou alóctone e a sua degradação assegura a capacidade de autodepuração, a reciclagem do carbono e, em última análise, a sustentabilidade do ecossitema. O espectro de enzimas expressas em cada contexto ecológico e a sua taxa de actividade potencial reflectem a qualidade e quantidade de substratos disponíveis sendo também alvo de regulação pela salinidade, produção primária e tamanho das populações bacterianas. Desta regulação emergem padrões espaciais e temporais de variação da capacidade hidrolítica que é máxima nas secções intermédias do estuário, em baixa mar e durante a época quente. A microcamada superficial e os sedimentos estuarinos albergam comunidades bacterianas adaptadas que exibem elevado potencial hidrolítico, e asseguram uma importante contribuição para as fases iniciais do processo de degradação da matéria orgânica no estuário.

AGRADECIMENTOS

A investigação sumariada neste trabalho foi apoiada por financiamentos do CZCM (Centro das Zonas Costeiras e do Mar), CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar) e vários projectos de investigação directamente financiados pela FCT. O suporte financeiro a Francisco J.R.C. Coelho, Luísa Santos, Ana L. Santos e Vanessa Oliveira foi assegurado pela FCT sob a forma de bolsas de doutoramento SFRH/BD/46322/2008, SFRH/BD/31827/2006, SFR/BD/40160/2007 e SFRH/BD/46977/ 2008.

LITERATURA CITADA

AGOGUÉ, H.; CASAMAYOR, E. O.; BOURRAIN, M.; OBERNOSTERER, I.; JOUX, F.; HERNDL, G. J. and LEBARON, P. 2005. A survey on bacteria inhabiting the sea surface microlayer of coastal ecosystems. FEMS Microbiology Ecology, 54, 269-80.

ALLEN, H. L. 1976. Dissolved Organic Matter in Lakewater: Characteristics of Molecular Weight Size-Fractions and Ecological Implications. Oikos, 27, 64-67.

ALLEN, H. L. 1978. Low molecular weight dissolved organic matter in five softwater ecosystems: a preliminary study and ecological implications. Verh. int. Ver. Limnol., 20, 514-524.

ALMEIDA, A.; CUNHA, Â.; FERNANDES, S.; SOBRAL, P. and ALCÂNTARA, F. 2007. Copper effects on bacterial activity of estuarine silty sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 73, 743-752.

ALMEIDA, M. A.; CUNHA, M. A. and ALCÂNTARA, F. 2002. Seasonal change in the proportion of bacterial and phytoplankton production along a salinity gradient in a shallow estuary. Hydrobiologia, 475-476, 251-262.

AMON, R. M. W., and BENNER, R. 1994. Rapid cycling of high-molecular-weight dissolved organic matter in the ocean. Nature, 369, 549-552.

AMON, R. M. W., and BENNER, R. 1996. Bacterial Utilization of Different Size Classes of Dissolved Organic Matter. Limnology Oceanography., 41, 41-51.

ARNOSTI, C. 2003. Microbial extracellular enzymes and their role in dissolved organic matter cycling. In: SINSABAUGH, R. L. (ed.) Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter. San Diego: Academic Press.

ARNOSTI, C.; ZIERVOGEL, K.; OCAMPO, L. and GHOBRIAL, S. 2009. Enzyme activities in the water column and in shallow permeable sediments from the northeastern Gulf of Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 84, 202-208.

AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J. G.; GRAY, J. S.; MEYER-REIL, L. A. and THINGSTAD, F. 1983. The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea. Marine Ecology Progress Serie., 10, 257-263.

AZAM, F., and MALFATTI, F. 2007. Microbial structuring of marine ecosystems. Nature Review Microbiology, 5, 966-966.

BAGWELL, C. E.; PICENO, Y. M.; ASHBURNE-LUCAS, A. and LOVELL, C. R. 1998. Physiological Diversity of the Rhizosphere Diazotroph Assemblages of Selected Salt Marsh Grasses. Applied and Enviromental. Microbiology., 64, 4276-4282.

BALTAR, F.; ARÍSTEGUI, J.; GASOL, J. M.; SINTES, E.; VAN AKEN, H. M. and HERNDL, G. J. 2010. High dissolved extracellular enzymatic activity in the deep central Atlantic Ocean. Aquatic Microbial Ecology, 58, 287-302.

BERG, G., and SMALLA, K. 2009. Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. FEMS Microbiology Ecology, 68, 1-13.

CHRÓST, R. J. 1990. Microbial ectoenzymes in aquatic environments. In: OVERBECK, J., andCHROST, R. J. (eds.) Aquatic microbial Ecology: biochemical and molecular approaches. New York: Springer-Verlag.

CHRÓST, R. J. 1991. Environmental control of the synthesis and activity of aquatic microbial ectoenzymes. In: CHRÓST, R. J. (ed.) Microbial enzymes in aquatic environments. New York: Springer-Verlag.

CHRÓST, R. J. 1992. Significance of bacterial ectoenzymes in aquatic environments. Hydrobiologia, 243-244, 61-70.

CHRÓST, R. J., and SIUDA, W. 2002. Ecology of Microbial Enzymes in Lake Ecosystems. In: BURNS, R. C., andDICK, R. P. (eds.) Microbial Enzymes in the Environment Activity, Ecology, and Applications. New York: Marcel Dekker, Inc.

COELHO, F. 2008. Bacterioneuston da Ria de Aveiro: abundância, actividade e degradação de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. Aveiro: University of Aveiro, Master thesis.

COTNER, J. B.; AMMERMAN, J. W.; PEELE, E. R. and BENTZEN, E. 1997. Phosphorus-limited bacterioplankton growth in the Sargasso Sea. Aquatic Microbial Ecology, 13, 141-149.

CUNHA, A. 2001. Bacterioplâncton da Ria de Aveiro: actividade ecotoenzimática e metabolismos de monómeros. Aveiro: University of Aveiro, Ph.D. thesis.

CUNHA, M.; ALMEIDA, M. and ALCÂNTARA, F. 2001. Short-term responses of the natural planktonic bacterial community to the changing water properties in an estuarine environment: Ectoenzymatic activity, glucose incorporation, and biomass production. Microbial Ecology, 42, 69-79.

CUNHA, M. A., and ALMEIDA, M. A. 2006. Influence of an estuarine plume and marine sewage outfall on the dynamics of coastal bacterioplankton communities Aquatic Microbial Ecology, 44, 253-262.

CUNHA, M. A.; ALMEIDA, M. A. and ALCÂNTARA, F. 2003a. Ectoenzymatic activity and glucose heterotrophic metabolism in a shallow estuary (Ria de Aveiro, Portugal): influence of bed sediments and salt marshes. Acta Oecologica, 24, S97-S107.

CUNHA, M. A.; ALMEIDA, M. A. and ALCÃNTARA, F. 2000. Patterns of ectoenzymatic and heterotrophic bacterial activities along a salinity gradient in a shallow tidal estuary. Marine Ecology Progress Series, 204, 1-12.

CUNHA, M. A.; DIAS, J. M.; ALMEIDA, M. A.; LOPES, J. F. and ALCÂNTARA, F. 2003b. Fluxes of bacterioplankton between a tidal estuary and the sea: returning to the "Outwelling Hypothesis". Aquatic Ecology, 37, 45-54.

FABIANO, M., and DANOVARO, R. 1998. Enzymatic Activity, Bacterial Distribution, and Organic Matter Composition in Sediments of the Ross Sea (Antarctica). Applied and Enviromental Microbiology, 64, 3838-3845.

HOPPE, H. G. 1991. Microbial extracellular enzyme activity: a new key parameter in aquatic ecology. In: CHROST, R. J. (ed.) Microbial enzymes in aquatic environments. . New York, Berlin, Heidelberg, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona: Springer Verlag.

HOPPE, H. G.; ARNOSTI, C. and HERNDEL, G. F. 2002. Ecological significance of bacterial enzymes in marine environment. In: RICHARD, G. B., andRICHARD, P. D. (eds.) Enzymes In The Environment; Ectivity, Ecology and apllications. New York: Marcel Dekker.

JANSSON, M.; OLSSON, H. and PETTERSSON, K. 1988. Phosphatases; origin, characteristics and function in lakes. Hydrobiologia, 170, 157-175.

JOUX, F.; AGOGUÉ, H.; OBERNOSTERER, I.; DUPUY, C.; REINTHALER, T.; HERNDL, G. J. and LEBARON, P. 2006. Microbial community structure in the sea surface microlayer at two contrasting coastal sites in the northwestern Mediterranean Sea. Aquatic Microbial Ecology, 42, 91-104.

KIRCHMAN, D. L.; DITTEL, A. I.; FINDLAY, S. E. G. and FISCHER, D. 2004. Changes in bacterial activity and community structure in response to dissolved organic matter in the Hudson River, New York. Aquatic Microbial Ecology, 35, 243-257.

LISS, P. S., and DUCE, R. A. 1997. The sea surface and global change. Cambridge University Press. Cambridge.

MARTINEZ, J.; SMITH, D. C.; STEWARD, G. F. and AZAM, F. 1996. Variability in ectohydrolytic enzyme activities of pelagic marine bacteria and its significance for substrate processing in the sea. Aquatic Microbial Ecology, 10, 223-230.

MEYER-REIL, L. A. 1987. Seasonal and spatial distribution of extracellular enzymatic activities and microbial incorporation of dissolved organic substrates in marine sediments. Applied and Enviromental Microbiology, 53, 1748-55.

MEYER-REIL, L. A. 1991. Ecological aspects of enzymatic activity in marine sediments. In: CHROST, R. J. (ed.) Microbial enzymes in aquatic environments. New York, Berlin, Heidelberg, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona: Springer Verlag.

OBERNOSTERER, I.; CATALA, F.; REINTHALER, T.; GERHARD, J. and LEBARON, P. 2005. Enhanced heterotrophic activity in the surface microlayer of the Mediterranean Sea. Aquatic Microbial Ecology, 39, 293–302.

OLIVEIRA, V.; SANTOS, A.; COELHO, F.; GOMES, N.; SILVA, H.; ALMEIDA, A. and CUNHA, Â. 2010. Effects of Monospecific Banks of Salt Marsh Vegetation on Sediment Bacterial Communities. Microbial Ecology, 60, 167-179.

POMEROY, L. R., and WIEBE, W. J. 2001. Temperature and substrates as interactive limiting factors for marine heterotrophic bacteria. Aquatic Microbial Ecology, 23, 187-204.

SANTOS, A.; HENRIQUES, I.; GOMES, N.; ALMEIDA, A.; CORREIA, A. and CUNHA, A. 2011. Effects of ultraviolet radiation on the abundance, diversity and activity of bacterioneuston and bacterioplankton: insights from microcosm studies. Aquatic Sciences - Research Across Boundaries, 73, 63-77.

SANTOS, A. L.; MENDES, C.; GOMES, N. C. M.; HENRIQUES, I. S.; CORREIA, A.; ALMEIDA, A. and CUNHA, A. 2009. Short-term variability of abundance, diversity and activity of estuarine bacterioneuston and bacterioplankton. Journal of Plankton Research., 31, 1545-1555.

SCHULTZ, G. E., and DUCKLOW, H. W. 2000. Changes in bacterioplankton metabolic capabilities along a salinity gradient in the York River estuary, Virginia, USA Aquatic Microbial Ecology, 22, 163-174.

SINSABAUGH, R. S. 1994. Enzymic analysis of microbial pattern and process. Biology and Fertility of Soils, 17, 69-74.

SMITH, N. P. 2001. Seasonal-scale Transport Patterns in a Multi-inlet Coastal Lagoon. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52, 15-28.

THOMPSON, A. M., and SINSABAUGH, R. L. 2000. Matric and particulate phosphatase and aminopeptidase activity in limnetic biofilms. Aquatic Microbial Ecology, 21, 151-159.

VIDAL, M.; DUARTE, C. M.; AGUSTI, S.; M., G. J. and VAQUE, D. 2003. Alkaline phosphatase activities in the central Atlantic Ocean indicate large areas with phosphorus deficiency. Marine Ecology Progress Series, 262, 43-53.

WEISS, M.; ABELE, U.; WECKESSER, J.; WELTE, W.; SCHILTZ, E. and SCHULZ, G. 1991. Molecular architecture and electrostatic properties of a bacterial porin. Science, 254, 1627-1630.

População Invernante de Águia-sapeira (*Circus aeruginosus*) no Baixo Vouga Lagunar - Ria de Aveiro

F. Leão
IDAD – Instituto do Ambiente e Desenvolvimento. Campus de Santiago
3810-193 Aveiro
fleao@ua.pt

SUMÁRIO

Em Dezembro de 1998 e Janeiro de 1999, a população nacional invernante de Águia-sapeira Circus aeruginosus foi recenseada, respectivamente, em 316-326 aves e 347 aves. A maior parte desta população encontrava-se em cinco zonas húmidas da costa ocidental portuguesa, entre as quais a Ria de Aveiro onde se registou um efectivo de 47 a 50 aves. Entre 2004 e 2007, no âmbito do processo de Pós-Avaliação do Projecto de Desenvolvimento Agrícola do Baixo Vouga Lagunar, com o objectivo de actualizar os dados relativos à distribuição e abundância da espécie e permitir a compatibilização do projecto com a sua conservação, monitorizou-se a população invernante numa parte da Ria de Aveiro, mais concretamente no Baixo Vouga Lagunar, onde se localiza o principal núcleo reprodutor da Ria. O trabalho de campo decorreu nos meses de Dezembro e Janeiro em três anos consecutivos. No início do mês de Dezembro, visitaram-se todos os locais de nidificação e locais favoráveis à observação de movimentos em direcção a potenciais dormitórios. Estas visitas foram efectuadas cerca de 2 horas antes do pôr-do-sol. Foram realizadas duas contagens em cada dormitório: um em meados de Dezembro e outro no início de Janeiro. Na sequência do recenseamento foram detectados entre 3 (2004/2005) e 5 (2006/2007) dormitórios, tendo o número de efectivos variado entre 47 (2004/2005) e 73 (2006/2007), no Baixo Vouga Lagunar. Comparando com os censos de 1998/1999, os resultados obtidos em 2006/2007 mostram um incremento de 66% da população invernante nesta área. À semelhança do registado em 1998/1999, os dormitórios situam-se em locais cuja vegetação dominante é Phragmites australis (caniço). Na maior parte dos casos, os dormitórios agora recenseados correspondem, de modo geral, aos dormitórios registados em 1998/1999. Nos casos em que se verificam alterações à localização dos dormitórios, estas ocorrem na sequência de eventos indutores de perturbação externa sobre o caniçal ou de degradação do habitat. A preservação de áreas extensas de caniçal em boas condições é assim fundamental para a preservação desta espécie no ecossistema lagunar.

PALAVRAS CHAVE: *Águia-sapeira, Dormitórios, Caniçal*

INTRODUÇÃO

A Águia-sapeira *Circus aeruginosus* é uma espécie que nidifica numa vasta área do Paleártico (DEL HOYO *et al*., 1994), estimando-se que a sua população reprodutora europeia seja de 93000 a 140000 casais (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

As aves do Sul da Europa e Norte de África são marcadamente sedentárias contrariamente às que nidificam no Norte e Leste da Europa, que invernam na bacia mediterrânica, Médio Oriente, Vale do rio Nilo e Sul de África subsariana (DEL HOYO *et al*. 1994).

Em Portugal, o recenseamento de âmbito nacional mais recente, organizado pelo Instituto da Conservação da Natureza (ICN), data de 1998, tendo a população nacional sido estimada em 70-75 casais nidificantes (ROSA *et al*., 2006), contra os 38-49 casais estimados para o período de 1990 a 1994 (FERNANDES *et al*., 1995). A maioria destes casais localizava-se em quatro complexos de zonas húmidas da costa ocidental portuguesa: Ria de Aveiro, Baixo Mondego, Estuário do Tejo e Estuário do Sado. Sendo que, em 1998/99 a Ria de Aveiro albergava cerca de 24% (17-18 casais) da população nidificante nacional (ROSA *et al*., 2006).

Relativamente à população invernante em Portugal, em 1990-1994, FERNANDES *et al*. (1995) estimaram um efectivo de 135 indivíduos (35 dos quais na Ria de Aveiro). Posteriormante, no âmbito do recenseamento nacional da população invernante, foram contabilizadas 316 a 326 aves em Dezembro de 1998 e 347 aves em Janeiro de 1999.

Em termos geográficos, a distribuição da população invernante foi muito semelhante à da população reprodutora, ou seja, pelas principais zonas húmidas da costa ocidental portuguesa. Sendo que, a Ria de Aveiro detinha 14,6% (47 aves) em Dezembro (1998) e 14,4% (50 aves) em Janeiro (1999) do total de aves então recenseado no país (ROSA *et al*., 2001).

A Ria de Aveiro consta do Anexo I da Directiva Aves (Directiva 79/409/CEE) como sendo um dos locais com maior relevância para a conservação da Águia-sapeira a nível nacional, tendo esta espécie estado na base da criação da Zona de Protecção Especial (ZPE) da Ria de Aveiro.

Além disso, em Portugal, a Águia-sapeira tem a categoria de 'Vulnerável' (CABRAL *et al*., 2006), pelo que é uma espécie com elevado estatuto conservacionista que importa salvaguardar.

No que respeita à distribuição da espécie na ZPE da Ria de Aveiro, o Baixo Vouga Lagunar (BVL) assume uma grande relevância quer para a população reprodutora quer para a invernante. Relativamente à população reprodutora, no BVL ocorriam 11-12 casais em 1998 (ROSA *et al*., 2006) e 15-17 casais em 2006 (LEÃO e ROCHA, 2009). Quanto à população invernante, em 1998/99 foram contabilizadas 47 aves em Dezembro e 44 aves em Janeiro. Face a estes números, o BVL assume uma extraordinária importância para a conservação da população de Águia-sapeira no contexto da ZPE da Ria de Aveiro.

A este facto não é, de todo, alheia a elevada área disponível de habitat favorável à espécie existente no BVL, em que 48% da área afecta ao projecto de desenvolvimento agrícola é constituída por

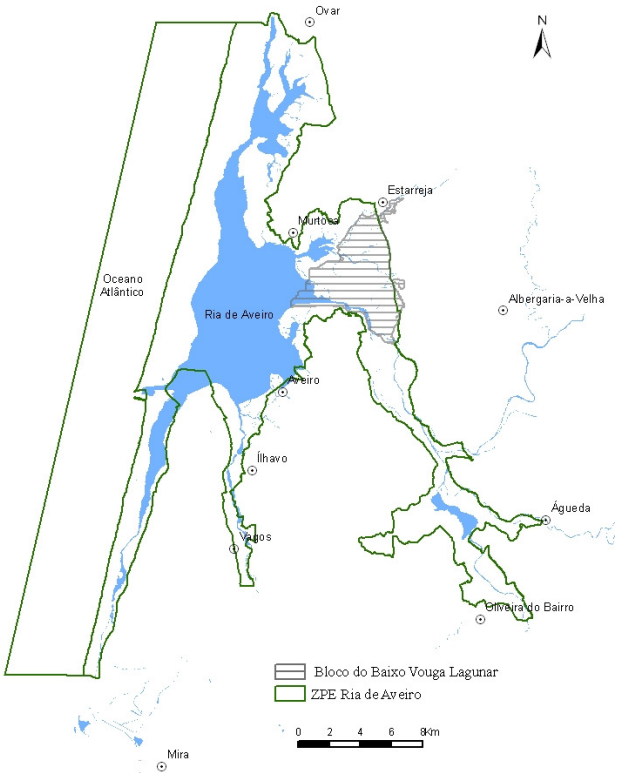


Figura 1: Área de estudo.

sistemas húmidos (caniçais, juncais, sapais) que possuem continuidade quer para a zona central da Ria de Aveiro quer para áreas ocupadas por terrenos agrícolas em regime extensivo, de onde se destacam os arrozais (LEÃO *et al*., 2009).

Com o objectivo de actualizar os dados relativos à distribuição e abundância desta espécie no BVL, no contexto do processo de Pós-Avaliação do Projecto de Desenvolvimento Agrícola do Baixo Vouga Lagunar, entre 2004 e 2007 procedeu-se à monitorização da população de Águia-sapeira nesta área, apresentando-se aqui os dados relativos à população invernante.

METODOLOGIA

O estudo foi desenvolvido na área do Projecto de Desenvolvimento Agrícola do Baixo Vouga Lagunar (BVL) - Ria de Aveiro, cuja área é aproximadamente de 3000 ha (Figura 1).

O trabalho de campo decorreu em três anos consecutivos, entre o Inverno de 2004/2005 e o Inverno de 2006/2007. As contagens foram efectuadas nos meses de Dezembro e Janeiro de cada Inverno. No início do mês de Dezembro, visitaram-se todos os locais de nidificação e as áreas favoráveis à observação de movimentos em direcção aos locais onde anteriormente se conheciam dormitórios (FERNANDES 1995, ROSA *et al*., 2001) bem como a potenciais novos dormitórios. Estas visitas foram efectuadas cerca de 2 horas antes do pôr-do-sol, já que as aves se deslocam frequentemente das áreas de caça para a proximidade dos dormitórios algum tempo antes do pôr-do-sol.

Detectada a localização dos dormitórios, as contagens foram realizadas a partir de pontos de observação com boa visibilidade sobre a área do dormitório e acessos de aproximação utilizados pelas aves.

Os censos começaram 45 minutos antes do pôr-do-sol prolongando-se até cerca de 30 minutos após o pôr-do-sol. Em cada uma das épocas de invernada foram realizadas duas contagens em cada dormitório: uma em meados de Dezembro e outra no início de Janeiro.

Tabela 1: Número de aves contabilizadas

	Data	Dormitório A	B	C	B'	C'	Total
2004/2005	22-Dez	nc	nc	34	-		60
	23-Dez	16	10	nc			
	10-Jan	nc	nc	29			63
	11-Jan	22	12	nc		-	
2005/2006	19-Dez	nc	nc	36			47
	20-Dez	11	0	nc			
	10-Jan	nc	nc	46			62-64
	11-Jan	10	6-8	nc			
2006/2007	19-Dez	nc	nc	30	nc	nc	
	20-Dez	13	20	nc	3	nc	66
	21-Dez	nc	11	nc	9	nc	
	8-Jan	nc	9	nc	7	nc	
	9-Jan	7	16	nc	nc	nc	73
	10-Jan	nc	nc	8	nc	nc	
	11-Jan	nc	nc	nc	nc	42	

De forma a detectar uma eventual relação entre o número de aves presentes no período reprodutor e o número de aves presentes no período de invernada, recorreu-se aos dados da população reprodutora existente nesta mesma área na Primavera imediatamente anterior (LEÃO *et al*., 2009). Para o cálculo do número de aves presentes durante a época reprodutora foi considerado o número de adultos nidificantes e o número de juvenis produzidos, não se tendo, no entanto, contabilizado o número de indivíduos não reprodutores presentes na época de nidificação imediatamente anterior.

RESULTADOS

Na sequência do recenseamento efectuado, o número de dormitórios variou entre 3 (2004/2005 e 2005/2006) e 5 (2006/2007), sendo que 1 se localiza fora da área do Projecto de Desenvolvimento Agrícola (Figura 2). O número de aves variou entre 47 (Dezembro de 2005) e 73 (Janeiro de 2007) (Tabela 1).

Embora nos primeiros dois Invernos se tenha registado uma relativa estabilidade do número de aves, no último Inverno observou-se uma ligeira tendência de crescimento. Em todas as épocas de invernada, o número de aves aumentou entre Dezembro e Janeiro.

O dormitório C, localizado na margem esquerda do Rio Vouga próximo da foz, é o dormitório mais importante, albergando, nos dois primeiros anos de contagem, 46%-76% da população invernante de toda a área.

No terceiro ano de contagem (2006/2007) verificou-se uma alteração comportamental dos indivíduos que utilizavam este dormitório. Observou-se alguma 'indecisão' por parte dos indivíduos nos movimentos em torno do dormitório, havendo mesmo alguns que, após o pôr-do-sol, saíram do dormitório e dirigiram-se para Nordeste, para fora da área de abrangência do local a partir do qual a contagem era efectuada.

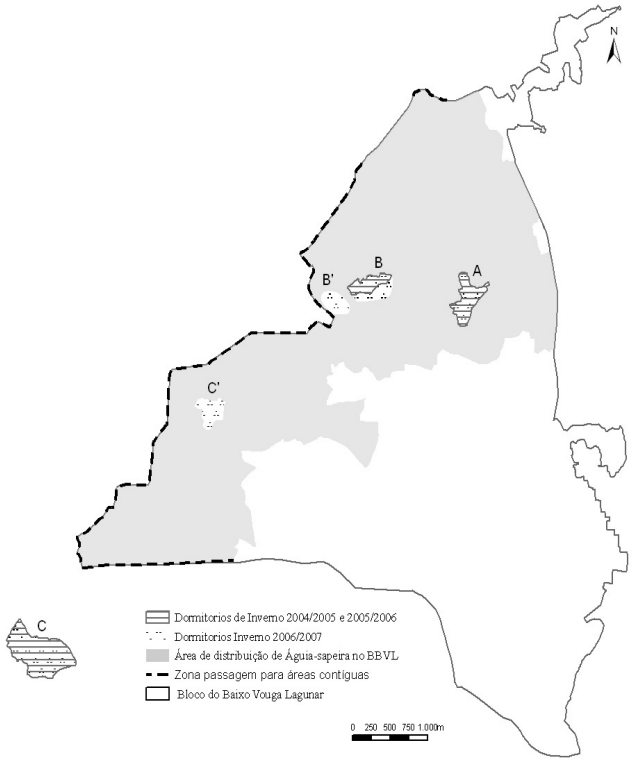


Figura 2: Localização dos dormitórios (entre 2004/2005 e 2006/2007).

Nas contagens de Janeiro, registou-se inicialmente um máximo de 25 aves na área do dormitório C. No entanto, com o pôr-do-sol, a maior parte das aves acabou por se dirigir para Nordeste tendo permanecido no dormitório C apenas 8 aves. Tornou-se, assim, óbvio que existiria um novo dormitório que albergava as aves em causa, confirmando-se a sua existência na zona da Longa. Considerando que este era formado predominantemente pelas aves oriundas de C, optou-se por denominá-lo de C'. A contagem realizada em C' confirmou a existência de um elevado número de aves (57,5% do número total registado em Janeiro), sendo a maioria proveniente de C.

Os dormitórios A e B, localizados na zona de Salreu e distam entre si cerca de 1200 m. Sendo, frequentemente, registados movimentos de aves entre eles imediatamente antes do crepúsculo.

Também em 2006/2007 se observou uma alteração ao nível dos dormitórios em Salreu, tendo surgido um 3º dormitório (B'), muito próximo do dormitório B.

Relativamente à cobertura vegetal existente nos locais onde os dormitórios se implantam, verifica-se que o caniço *Phragmithes australis* é a espécie dominante. Com excepção do dormitório C, onde para além do caniço também o junco atinge grande representatividade, todos os outros dormitórios se implantam em extensões contínuas e densas de *Phragmithes australis*. De referir ainda que, em todos os casos, existem pequenas árvores dispersas (*Salix* sp., *Alnus glutinosa*, *Tamarix africana*) que são utilizadas como local de pouso entre o momento em que a ave chega ao local e o momento da entrada definitiva no dormitório no caniçal.

Na Tabela 2 apresenta-se a comparação entre o número de aves observadas durante a época de nidificação (LEÃO *et al*., 2009) e o período de invernada imediatamente a seguir.

DISCUSSÃO

Numa retrospectiva histórica, verifica-se que o número de aves invernantes no BVL aumentou consideravelmente desde 1990/94, ou seja, uma nítida tendência de crescimento da população invernante. Assim, em relação a 1990/94 o incremento foi de 108% e, em relação ao recenseamento nacional de 1998/1999, o incremento atinge os 66%. O incremento do número de aves invernantes estará naturalmente relacionado com a tendência de recuperação verificada dos efectivos nidificantes, na medida em que o número de casais reprodutores tem aumentado consistentemente entre 1990-94 e 1998 e entre 1998 e 2006 (ROSA *et al*., 2006; LEÃO e ROCHA 2006).

Segundo FERNANDES (1995), as aves invernantes na Ria de Aveiro serão fundamentalmente sedentárias, apesar da proporção de juvenis parecer ser menor no Inverno. Isto sugere a migração de parte deste grupo populacional, possivelmente associada aos mecanismos de dispersão juvenil. Este aspecto não foi, no entanto, alvo de estudo no presente trabalho.

Os valores de invernada obtidos no presente estudo são apenas ligeiramente superiores aos valores obtidos no período reprodutor imediatamente anterior (LEÃO *et al*., 2009). No entanto, há que ter em conta que, durante o período reprodutor, não foram contabilizadas as aves não reprodutoras e que, provavelmente, alguns casais/juvenis presentes em outras áreas da ZPE na proximidade da área de estudo poderão utilizar os dormitórios do BVL. Neste âmbito, é de referir que, a Norte da área de estudo, não foram detectados em trabalhos anteriores quaisquer dormitórios (FERNANDES 1995; ROSA *et al*., 2006), pelo que, muito provavelmente, a população reprodutora da área Norte da ZPE utilizará os dormitórios do BVL. A marcação de indivíduos seria, assim, uma metodologia de abordagem fundamental para compreender os movimentos das aves e a utilização do espaço no complexo lagunar.

Em relação à localização dos dormitórios, nos dois primeiros anos de censo, a sua localização manteve-se sensivelmente idêntica ao que ocorreu em 1998/99, mostrando uma estabilidade da espécie na selecção dos locais de invernada na área do BVL. Recuando um pouco mais no tempo, verifica-se inclusivamente uma estabilidade na localização dos dormitórios comparando com o registado em 1990-94. À semelhança do registado por FERNANDES (1995), o dormitório mais importante localiza-se na foz do rio Vouga (margem esquerda), numa área marginal à área reprodutora, enquanto os dormitórios de Salreu se localizam na zona onde ocorre maior concentração de ninhos. As aves que utilizam o dormitório da foz do rio Vouga serão, assim, aves que provêem maioritariamente de outros pontos da laguna.

No que respeita à selecção do habitat, e tal como se verifica para a instalação dos ninhos (FERNANDES 1995, ROSA *et al*., 2006, LEÃO, *et al.,* 2009), também os dormitórios se localizam em manchas de caniço (*Phragmites australis)* bem desenvolvido.

A manutenção num estado de conservação favorável das extensas áreas de caniçal em boas condições é então fundamental para a preservação desta espécie no ecossistema lagunar. No

Tabela 2: Número de aves observadas durante a época de nidificação e o período de invernada seguinte.

Período Nidificação 2005		Período Invernada 2005/2006	Período Nidificação 2006		Período Invernada 2006/2007
Adultos + juvenis	casais	aves	Adultos + juvenis	casais	aves
46	13-15	62-64	51	15-17	73

entanto, no decurso dos trabalhos de campo observaram-se alguns factores de ameaça que estão a conduzir à degradação deste habitat, provocando alterações nas áreas tradicionalmente usadas pela espécie. Um desses factores terá inclusivamente conduzido à redução drástica do número de indivíduos que inicialmente utilizava o dormitório C (dormitório que habitualmente era o mais importante da área) e que, na fase final do estudo, se 'deslocou' para uma nova área actualmente protegida da influência directa das marés (zona da Longa) passando a denominar-se por dormitório C'. A mudança de localização deste dormitório estará relacionada com a degradação do habitat registada na zona da foz do rio Vouga, onde o caniçal se encontra em regressão devido ao avanço/aumento de amplitude das marés. O caniçal é um habitat que, embora resista a condições de alguma salinidade, tende a degradar-se caso o tempo de submersão por água salgada seja muito prolongado e frequente, sendo a sucessão natural os lodaçais e o sapal. Esta situação verifica-se em diversos caniçais da Ria de Aveiro, nomeadamente no caniçal do dormitório C. Deste ponto de vista, a subida do nível médio das águas do mar constitui uma ameaça séria aos caniçais da Ria de Aveiro.

Para além da destruição/degradação do habitat, também os factores de perturbação por acção humana condicionam a estabilidade do dormitório. Neste caso, destaca-se a actividade cinegética na medida em que, nos dormitórios de Salreu, se verificou o abandono de indivíduos de um dos dormitórios e a sua deslocação para outro nas proximidades, devido à presença de caçadores nas proximidades do caniçal no período de pôr-do-sol. Desta forma, a conservação da Águia-sapeira na área do BVL e na Ria de Aveiro, em geral, passa necessariamente pela manutenção das manchas de caniçal em bom estado de conservação.

O projecto de Desenvolvimento Agrícola do Baixo Vouga contempla um conjunto de intervenções cuja intensidade se relaciona com o tipo de uso do solo proposto: conservação da natureza, uso agrícola associado à conservação da natureza e uso agrícola. Cruzando as áreas afectas a cada tipo de uso com a localização dos dormitórios, exceptuando o dormitório C que se localiza fora da área do projecto, verifica-se que os dormitórios A e B' estão totalmente inseridos em áreas que o projecto destina à conservação da natureza enquanto os dormitórios B e C' estão apenas parcialmente inseridos nessas áreas. Deste ponto de vista, e tendo em conta que no âmbito do desenvolvimento do projecto será aplicado um plano de gestão da água e do próprio caniçal nestas áreas, pode-se assumir com optimismo a manutenção desta importante população de Águia-sapeira no Baixo Vouga Lagunar.

LITERATURA CITADA

BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004. Birds in Europe: populations estimates, trends and conservation status. Cambridge, the United Kingdom: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No 12).

CABRAL, MJ., ALMEIDA, J. ALMEIDA PR. DELLINGER T. FERRAND DE ALMEIDA N., OLIVEIRA ME., PALMEIRIM JM., QUEIROZ AL., ROGADO L. & SANTOS REIS (eds) 2006. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. 2ª ed. ICN/Assírio & Alvim. Lisboa, 660pp.

DEL HOYO J, ELLIOTT A & SARGATALY, J. 1994. *Handbook of the Birds of the world vol 2. New World Vultures to Guineafowl*. Linx editions. Barcelona.

FERNANDES C, LEITÃO D & COSTA H., 1995. Situação actual das populações de Águia-sapeira *Circus aeruginosus* em Portugal. *Alytes* 7: 93-100.

FERNANDES, C. 1995. A Águia-sapeira (*Circus aeruginosus*) na Ria de Aveiro: População, Reprodução, Caça, Selecção de Habitat e Invernada. Universidade de Aveiro, Tese de Mestrado, 136p.

LEÃO, F; S. BENTO & M. COUTINHO, 2009. População Reprodutora de Águia-sapeira (*Circus aeruginosus*) no Bloco Agrícola do Baixo Vouga Lagunar – Ria de Aveiro. *Livro de resumos do VI Congresso de Ornitologia & III Congresso Ibérico de Ornitologia* (Elvas, Portugal), pp 63.

LEÃO, F. & ROCHA, L., 2009. Situação da população reprodutora de Águia-sapeira (*Circus aeruginosus*) na ZPE da Ria de Aveiro (2006). *Livro de resumos do VI Congresso de Ornitologia & III Congresso Ibérico de Ornitologia* (Elvas, Portugal), pp 129.

ROSA, G., LEITÃO, D., MENDES, C., COURINHA, F., COSTA, H., PACHECO, C. & PEREIRA, J., 2001. Situação da Águia-sapeira *Circus aeruginosus* em Portugal: recenseamento nacional da população invernante (1998/99). *Airo* 11: 23-27.

ROSA G, LEITÃO D, MENDES C, LEÃO F, FERNANDES C, COSTA H, PACHECO C. & PEREIRA J., 2006. Situação da Águia-sapeira *Circus aeruginosus* em Portugal: recenseamento dos efectivos nidificantes (1998). *Airo* 16:3-11.

População Nidificante de Cegonha-branca C*iconia ciconia* na Ria de Aveiro (1988/2009)

L. Rocha [a] e F. Leão [a]
[a] Núcleo Regional de Aveiro da Quercus – A.N.C.N
Apartado 363,
3811-901 Aveiro Portugal
leonelsrocha@ua.pt

SUMÁRIO

A população nidificante de Cegonha-branca *Ciconia ciconia* no distrito de Aveiro é alvo de monitorização pelo Núcleo Regional de Aveiro da Quercus – A.N.C.N. desde 1988, com o objectivo de acompanhar a evolução e distribuição da população na região. O trabalho de campo relacionado com o recenseamento da população nidificante (n.º de casais) desenrola-se, habitualmente, entre Março e Maio. Duas décadas de censos demonstram, inequivocamente, o crescimento populacional desta espécie na região, sobretudo nos concelhos abrangidos pela Zona de Protecção Especial (ZPE) da Ria de Aveiro (o que reflecte a tendência registada no resto do país). Se, em 1988 não foi recenseado qualquer ninho, em 2009, a população de Cegonha-branca no distrito de Aveiro cifrava-se nos 236 casais. Com excepção de um ninho, localizado em S. João da Madeira, esta população distribui-se apenas por concelhos que têm confluência com a ZPE da Ria de Aveiro e, não estando na totalidade no interior da ZPE, encontram-se nas proximidades (geralmente a uma distância inferior a 1 km) em áreas urbanas onde encontram suportes adequados à construção do ninho (sobretudo postes de alta tensão). Mesmo nestes casos, a área de alimentação é sobretudo a área inserida na ZPE. Desde sempre, os concelhos com maior número de casais reprodutores são os concelhos de Estarreja, Aveiro, Albergaria (Baixo Vouga Lagunar), Águeda e Oliveira do Bairro (vale do Cértima). A zona do Baixo Vouga Lagunar alberga, habitualmente, cerca de 60 % da população reprodutora de todo o distrito. Desta forma, a zona do Baixo Vouga Lagunar, sendo uma zona húmida na qual a agricultura é sobretudo em regime extensivo e desenvolvida em associação com uma rede de habitats naturais e semi-naturais, assume primordial importância no que respeita à conservação da espécie na região.

PALAVRAS CHAVE: *Cegonha-branca,Ria de Aveiro, População nidificante*

INTRODUÇÃO

A Cegonha-branca *Ciconia ciconia* é uma espécie que nidifica em quase toda a Europa, Médio Oriente, Centro-Oeste Asiático, Nordeste de África e África Austral (HANCOCK *et a*l., 1992). É uma espécie que goza de grande popularidade a nível nacional e mundial, tendo sido uma das primeiras espécies da avifauna, alvo de recenseamentos coordenados internacionalmente. Em Portugal foi mesmo a primeira espécie alvo de um recenceamento da população nidificante a cobrir a maioria do território (ROSA *et al*., 2005).

O primeiro recenseamento nacional foi efectuado na década de 50 do século passado por Santos Júnior, tendo tido por base a realização de inquéritos. O número de ninhos foi estimado em 3490, dos quais 34 em Aveiro (SANTOS JÚNIOR, 1961). A partir dessa estimativa, os vários estudos realizados na década de 70 e 80 (BORGES DE CARVALHO, 1977; CANDEIAS & ARAÚJO, 1989) apontam para uma regressão da espécie. Entre 1974 e 1977 foram contabilizados 1930 ninhos em Portugal continental (BORGES DE CARVALHO 1977), 12 dos quais em Aveiro. Já em 1984 (ano do primeiro censo nacional abrangente, coordenado pelo Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza (actualmente ICNB) foram recenseados 1533 ninhos ocupados, 9 dos quais em Aveiro (CANDEIAS & ARAÚJO, 1989). Os dados obtidos apontam, assim, para uma acentuada regressão da espécie, a nível nacional e regional, tendo esta regressão culminado com a sua provável extinção regional, no final da década de 80 (FERNANDES, 1991).

Em 1994, no âmbito de mais um recenseamento nacional, registaram-se 3302 casais nidificantes em Portugal, observando-se, assim, à semelhança do registado também na grande maioria dos países europeus, um significativo incremento populacional desta espécie no inicio da década de 90 (ca. 115% entre os censos nacionais de 1984 e 1994). Em Aveiro, a população reprodutora cifrou-se nos 17 casais, ou seja, também a nível regional se registou um incremento assinalável face a 1984. Em 2004, no âmbito do VI Censo Internacional da espécie, a população nacional foi de 7684 casais o que representa um incremento de 133% face a 1994 (ROSA *et al*., 2005).

Com a criação, na segunda metade dos anos 80, do Núcleo Regional de Aveiro da Quercus-A.N.C.N., a Associação iniciou um longo processo de monitorização desta espécie. A partir dos finais dos anos 80 do século passado, uma das actividades centrais deste Núcleo foi a monitorização da população desta espécie na região. Esta monitorização tem sido desenvolvida sob duas vertentes: recenseamento do número de casais reprodutores e determinação dos parâmetros reprodutores. No presente estudo apresentam-se os dados relativos à evolução da população reprodutora (n.º de casais), cuja monitorização teve início em 1988.

METODOLOGIA

O trabalho de campo relacionado com o recenseamento da população nidificante (determinação do número de ninhos ocupados) desenrolou-se entre Março e Maio de cada um dos anos em que o recenseamento se realizou. De salientar no entanto que, no primeiro ano do estudo (1988), o método de recenseamento foi feito sobretudo por métodos indirectos, recorrendo-se para o efeito à realização de inquéritos às Juntas de Freguesia do distrito e, ainda, através da comunicação social local/regional.

De uma forma geral a prospecção tem sido realizada com especial acuidade na área húmida afecta à Zona de Protecção Especial da Ria de Aveiro e sua envolvente, onde se incluem áreas como por exemplo o vale dos rios Vouga, Águeda e Cértima, locais estes detentores de habitat particularmente favorável à ocorrência da espécie.

O trabalho de prospecção tem-se realizado habitualmente com recurso a dois métodos complementares em função da área geográfica em causa: na globalidade da área incluída na ZPE da Ria de Aveiro e sua envolvente (concelhos de Ovar, Murtosa, Estarreja, Aveiro, Albergaria-a-Velha, Águeda, Ílhavo, Vagos e Oliveira do Bairro) o recenseamento dos ninhos é realizado através de uma prospecção sistemática do terreno; na restante área do distrito, nomeadamente no conjunto dos concelhos do interior, onde o habitat de uma forma global não é favorável à presença da espécie, recorreu-se sobretudo à realização de inquéritos divulgados na comunicação social e junto dos sócios da Associação. Nestes distritos a prospecção sistemática foi realizada apenas durante o recenseamento nacional de 2004 e anualmente em torno dos locais onde é dada a informação da ocorrência de ninhos.

Dadas as características inerentes ao voluntariado, em alguns dos anos (1998-2000, 2002, 2003, 2008) não foi possível obter quaisquer dados, e noutros (1995 a 1997), os dados consideram-se incompletos. Nos anos em que decorreram os censos nacionais da espécie (1994 e 2004) ocorreu uma articulação entre o trabalho desenvolvido a nível nacional e o trabalho desenvolvido pela Quercus a nível regional.

RESULTADOS

Dimensão da População

Em 1988, ano em que o Núcleo Regional de Aveiro da Quercus – A.N.C.N. efectuou o primeiro recenseamento, não foram encontrados quaisquer ninhos ocupados, indicando uma provável extinção da espécie na região. Em 1989 foi encontrado o primeiro ninho como resultado de um processo de recolonização que teve início no vale do Cértima (FERNANDES, 1991).

Em 1994 foram recenseados 17 ninhos ocupados, tendo este valor passado para 147 em 2004, o que representou, em 10 anos, um crescimento populacional de 765%.

Distribuição da População

Desde o início da recolonização a população tem crescido a um ritmo acelerado, com instalação de novos ninhos nos vales dos rios Vouga e Águeda, e sobretudo na zona do Baixo Vouga Lagunar (FERNANDES, 1991; MARTINS, 1993; ROSA *et al*., 1994; FERNANDES, 1994; FERNANDES, 1998; LEÃO *et al*. 2002, LEÃO, 2009). Com excepção de dois ninhos que surgiram nos últimos anos em zonas mais afastadas da Ria de Aveiro, verifica-se que a população do distrito se concentra dentro e na proximidade da ZPE da Ria de Aveiro (a qual inclui a Pateira de Fermentelos e Vale do rio Cértima (Figura 1).

Na Tabela 2 apresenta-se a evolução do número de ninhos, por concelho, só se referindo os concelhos do distrito nos quais a espécie está ou esteve presente. A Figura 1 apresenta a distribuição dos ninhos recenseados em 2009 e em 1991 (ano a partir do qual se começa a observar uma consistência de crescimento da população).

O concelho de Estarreja é aquele que, globalmente, detém o maior número de casais reprodutores. De notar que o conjunto dos concelhos de Estarreja, Aveiro e Albergaria, com área geográfica na zona natural conhecida como pertencente ao Baixo Vouga Lagunar, concentram habitualmente mais de 60% de toda a população reprodutora presente no distrito de Aveiro. Em 2006 foram contabilizados 168 ninhos ocupados e, mais recentemente, a ultima contagem efectuada registou a existência de 236 casais (Tabela 1).

Tabela 1: Evolução do número de ninhos de Cegonha-branca na região de Aveiro.

Ano	Ninhos existentes	Ninhos ocupados	% Ninhos ocupados
1988	0	0	0%
1989	1	1	100%
1990	2	1	50%
1991	7	4	57,1%
1992	6	6	100%
1993	12	12	100%
1994	17	17	100%
1995	33	-	-
1996	35	-	-
1997	53	-	-
2001	92	83	90,2%
2004	152	147	96,7%
2006	169	168	99,4%
2008	203	200	98,5%
2009	237	236	99,6%

Tabela 2: Evolução do número de ninhos por concelho.

CONCELHO	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	2001	2004	2006	2008	2009
Águeda	1	1	2	2	2	3	3	8	19	21	29	40
Albergaria-a-Velha	0	0	0	0	2	1	4	16	21	28	36	44
Anadia	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
Aveiro	0	1	2	1	1	1	4	9	28	30	33	34
Estarreja	0	0	3	3	4	6	10	36	50	49	55	61
Ílhavo	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
Murtosa	0	0	0	0	0	0	0	1	11	17	21	29
Ovar	0	0	0	0	1	1	1	1	4	5	5	5
Oliveira do Bairro	0	0	0	0	0	3	9	21	19	18	23	23
S. João da Madeira	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Total	1	2	7	6	12	17	33	92	152	169	203	237

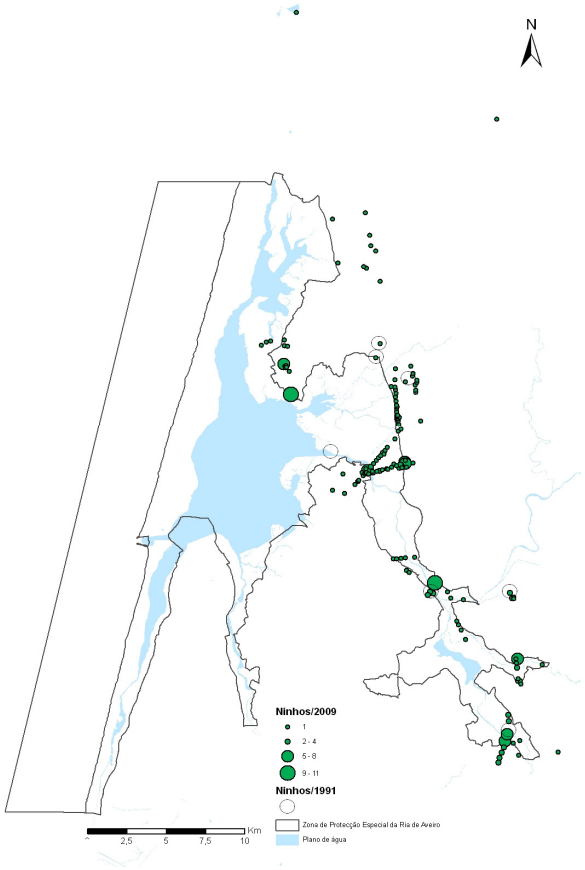


Figura 1: Localização dos ninhos de Cegonha-branca face à ZPE da Ria de Aveiro em 2009 e em 1991.

Suporte utilizado para o ninho

No que respeita ao tipo de suporte mais utilizado para construção do ninho, os postes de transporte de energia são o suporte preferencial (Tabela 2). Existem várias linhas de alta tensão (AT) e de muito alta tensão (MAT) que atravessam a ZPE, estando os postes praticamente todos ocupados com ninhos. Em alguns casos, sobretudo nos postes de MAT, o número de ninhos por poste é bastante elevado existindo registos de 10 e 11 ninhos/poste.

DISCUSSÃO

Os valores obtidos demonstram uma tendência inequívoca de aumento da população de Cegonha-branca, na região envolvente à ZPE da Ria de Aveiro, assistindo-se a um elevado incremento de ninhos sobretudo nos concelhos de Águeda, Aveiro, Estarreja e Murtosa. Regra geral, a população tem crescido em torno dos ninhos existentes em 1991, podendo-se considerar esses como sendo os focos de recolonização desta região. Quatro dos ninhos existentes em 1991 têm permanecido activos desde sempre. Com excepção de dois ninhos, todos os outros se localizam no dentro ou muito perto da ZPE.

A actual localização geográfica de todos os ninhos na ZPE da Ria de Aveiro demonstra a elevada importância desta zona húmida para a população de Cegonha-branca. Embora nos últimos anos se tenham atenuado as diferenças entre locais com maior concentração de ninhos, estando a distribuição a ficar mais homogénea, mesmo assim, é possível destacar uma concentração associada a dois núcleos reprodutores: um na zona do Baixo Vouga Lagunar e outro no vale do rio Cértima, a Sul da Pateira de Fermentelos.

Tabela 2: Tipo de suporte utilizado para construção do ninho (%)

SUPORTE	1991	2004	2006	2008	2009
Postes MAT	28,6	23,0	22,5	27,1	29,1
Postes AT	0	44,7	32,5	26,1	21,5
Postes MT	0	11,2	10,1	3,0	2,1
Apoios Dedicados	0	10,5	14,8	15,8	16,0
Postes iluminação	0	0,7	4,2	3,5	3,9
Postes desactivados	0	3,3	4,1	4,4	5,1
Poste telecomunicações	0	1,3	3,6	4,4	5,1
Chaminés fabris	42,8	3,3	3,6	4,4	3,4
Edifícios	0	2,0	1,2	2,0	2,5
Placas de trânsito	0	0	3,0	5,4	5,5
Árvores	28,6	0	0,6	3,9	5,9

No que respeita aos casais que nidificam fora da linha administrativa da ZPE, estes utilizam-na como área preferencial de alimentação. A localização no exterior da ZPE tem sobretudo a ver com a disponibilidade de suportes de nidificação nessas áreas, nestes casos de linhas de transporte de energia.

Em todo o perímetro da ZPE destaca-se a elevada importância do Baixo Vouga Lagunar para esta espécie, já que os concelhos que fazem parte desta área (Aveiro, Albergaria e Estarreja) albergam, habitualmente, mais de 60% de toda a população existente no distrito. Esta é uma área com uma grande extensão de campos agrícolas em regime extensivo e sistemas húmidos. Entre os campos agrícolas destacam-se os arrozais de Salreu, os quais são de elevada importância como área de alimentação. Por outro lado, a presença no concelho de Aveiro, a poucas centenas de metros do Baixo Vouga Lagunar, do aterro Sanitário de Taboeira oferece mais uma oportunidade de alimentação à espécie, sendo frequente observar bandos de cegonhas a alimentarem-se neste aterro.

Do levantamento efectuado, com excepção de 1 ninho em S. João da Madeira, não foram detectados outros ninhos nos concelhos do interior do distrito. Nesses concelhos o habitat é predominante florestal, com coberto vegetal dominado sobretudo por eucalipto, pelo que as oportunidades de alimentação são escassas e se restringem apenas aos vales aluvionares dos pequenos rios e ribeiros que atravessam estes concelhos.

Quanto aos locais escolhidos para suporte do ninho, ao comparar os dados obtidos na generalidade dos anos com os dados disponíveis dos anos anteriores (FERNANDES 1991, MARTINS 1993, ROSA *et al*. 1994, FERNANDES 1994, FERNANDES 1998, LEÃO *et al*. 2002, LEÃO, 2009), verifica-se que a tendência se mantém, ou seja, a preferência pelos postes de transporte de energia em detrimento das construções humanas ou das árvores. No entanto, face ao grande incremento populacional dos últimos 4-5 anos verifica-se que a maioria dos postes de transporte de energia presentes na área já se encontram ocupados com ninhos, pelo que se tem registado uma tendência de ocupação de outros suportes alternativos, verificando-se o incremento de ninhos em árvores.

CONCLUSÕES

Os dados recolhidos confirmam a elevada importância da Ria de Aveiro para a população de Cegonha-branca que está a crescer a um ritmo elevado nesta região, verificando-se que a esmagadora

maioria dos ninhos detectados se localizam dentro e nas proximidades da ZPE.

Verifica-se que o tipo de suporte preferido para a construção do ninho é o poste de transporte de energia. No entanto, os postes de transporte de energia, sobretudo de AT, presentes na área da ZPE da Ria de Aveiro estão quase todos ocupados, sendo já frequente a ocorrência de 2 e 3 ninhos por poste de AT e 10-11 em postes de MAT, pelo que se tem assistido a um incremento de ninhos noutro tipo suportes.

Prevê-se que nos próximos anos a população continue a aumentar, podendo também aumentar os conflitos com o homem devido aos cortes de abastecimento de energia associados às electrocussões que ocorrem. A este nível, é essencial a sensibilização da EDP e da REN, sugerindo-se a instalação de bases artificiais de nidificação nos postes activos. Por outro lado, é importante a instalação de postes desactivados com base artificial de nidificação que sirvam de chamariz aos novos casais reprodutores que vão surgindo na região.

LITERATURA CITADA

BORGES DE CARVALHO, M., 1977. A Cegonha-branca: sua distribuição em Portugal. C.E.M.P.A., S.E.A. Lisboa, Portugal.

CANDEIAS M. & ARAÚJO A., 1989. The White Stork in Portugal. *In* Rheinwald, G., J. Ogden & H. Schulz: Weistorch – White Stork. *Proceedings of the I International Stork Conservation Symposium. Schriftenreihe des DDA* 10:263-267.

FERNANDES C., 1991. Recenseamento da Cegonha-branca no Distrito de Aveiro (1988-1991). Núcleo Regional de Aveiro da Quercus (Relatório não publicado)

FERNANDES C., 1994. Recenseamento da Cegonha-branca no Distrito de Aveiro (1988-1993). Painel apresentado na Feira do Ambiente de Aveiro. Núcleo Regional de Aveiro da Quercus

FERNANDES C., 1998. Censos de Cegonha-branca no Distrito de Aveiro. *Salgueiro* 0: 2.

HANCOCK J.A., KUSHLAN J.A. & KAHL M.P., 1992. *Storks, Ibisis and Spoonbills of the world*. Academic Press Limited, London.

LEÃO F., ROCHA L. & ROCHA O., 2002. A População Nidificante de Cegonha-branca *Ciconia ciconia* na Região de Aveiro. *Airo* 12:84-87.

LEÃO F., 2009. A população nidificante de Cegonha-branca *Ciconia ciconia* no distrito de Aveiro - 2008. *Patrimónios* 7: 71-76.

MARTINS J., 1993. A Cegonha-branca em Portugal. Quercus – A.N.C.N.

ROSA G., ARAÚJO A. & MARTINS J., 1994. The present Situation of White Stork *Ciconia ciconia* in Portugal.

ROSA G., ENCARNAÇÃO V. & CANDELÁRIA M., 2005. V Censo Nacional de Cegonha-branca *Ciconia ciconia* (2004). Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves e Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa (relatório não publicado).

SANTOS JÚNIOR J.R., 1961. Demografia da Cegonha-branca em Portugal. *Anais da Faculdade de Ciências do Porto* 44:29-79.

Previsão em Tempo Real da Circulação na Ria de Aveiro

A. Oliveira[a], M. Rodrigues[b], A. B. Fortunato[b], G. Jesus[a], N.A. Ribeiro[a], G. Dodet[b] e J.M. Dias[c]

[a] Núcleo de Tecnologias da Informação, Departamento de Hidráulica e Ambiente
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa
1700-066 Lisboa, Portugal
{aoliveira,nribeiro,gjesus}@lnec.pt

[b] Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras, Departamento de Hidráulica e Ambiente
Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa
1700-066 Lisboa, Portugal
{mfrodrigues, afortunato, gdodet}@lnec.pt

[c] CESAM, Departamento de Física
Universidade de Aveiro, Aveiro,
3810-193 Aveiro, Portugal
joao.dias@ua.pt

SUMÁRIO

A previsão operacional da hidrodinâmica da Ria de Aveiro pode contribuir para melhorar a gestão sustentada desta laguna, quer a nível dos usos frequentes (e.g., operações portuária, actividades de recreio, planeamento de trabalhos de campo), quer a nível de gestão da emergência (e.g., derrames de produtos tóxicos, inundações, naufrágios). Em caso de acidentes, esta previsão pode contribuir para a antecipação dos problemas ou para a optimização de meios na resolução dos mesmos. Neste contexto, implementou-se um sistema de previsão em tempo de real da circulação na Ria de Aveiro (RDFS-PT, http://ariel.lnec.pt). O modelo utilizado é tridimensional e calcula os níveis, velocidades, salinidades e temperaturas em 7 níveis na vertical. A utilização de malhas não-estruturadas permite uma resolução muito fina dos vários canais da Ria de Aveiro, alargando a aplicabilidade do sistema a problemas de pequena escala espacial. O modelo é forçado pela maré (a partir de resultados de um modelo regional), caudais fluviais (baseados em dados do SNIRH) e temperatura da água (baseada em dados do SNIRH e do IH). A plataforma computacional foi inicialmente desenvolvida no *Centre for Coastal Margin Observation & Prediction* (E.U.A), tendo sido adaptada no Laboratório Nacional de Engenharia Civil à costa Portuguesa, em colaboração com várias instituições de investigação nacionais. As previsões são produzidas e publicadas na internet automaticamente através de um conjunto de *scripts*. Esta comunicação apresenta o sistema de previsão, a sua validação e as suas potencialidades. Apresentam-se ainda desenvolvimentos em curso visando o alargamento do sistema à circulação acoplada ondas-correntes e a sua integração num sistema de gestão do risco.

PALAVRAS CHAVE: *Modelos operacionais, Circulação baroclínica, Malhas não estruturadas, Gestão do risco*

INTRODUÇÃO

A protecção do património e de vidas humanas em regiões costeiras requer o alerta precoce de situações de emergência, tais como inundações e eventos de poluição. A previsão atempada destas situações é essencial para a gestão sustentada do risco em comunidades vulneráveis, contribuindo para o apoio a decisões de evacuação da população, de gestão de recursos para protecção humana e ambiental, e de gestão eficiente dos meios de resposta à emergência.

Os sistemas de previsão em tempo real são ferramentas fundamentais para o apoio à gestão das zonas costeiras, fazendo previsões a escalas de tempo curtas (dias), através da integração de modelos e dados de campo (BAPTISTA, 2006, OLIVEIRA *et al.*, 2010, RIBEIRO *et al.*, 2011). O LNEC e o *Center for Coastal Margin Observation & Prediction* (CMOP, E.U.A.) desenvolveram e operacionalizaram um sistema de previsão em tempo real da circulação e agitação marítima, aplicável em toda a costa Portuguesa (RDFS-PT). O RDFS-PT é baseado no sistema genérico de BAPTISTA (2006) e tirando partido do desenvolvimento conjunto de modelos matemáticos de elevada performance e resolução espacial optimizada através de malhas não estruturadas e aninhadas.

A Ria de Aveiro foi o primeiro sistema escolhido para a implementação do sistema RDFS-PT devido à sua elevada importância ambiental e económica, e ao potencial conflito entre os seus usos. Apesar do elevado esforço de redução das fontes de poluição, este sistema está ainda sujeito a cargas poluentes agrícolas e industriais importantes, cuja acumulação na laguna é agravada pelos elevados tempos de residência (DIAS *et al.*, 2007). A zona costeira da Ria de Aveiro está também exposta à forte agitação marítima da costa Oeste Portuguesa, cujas consequências incluem frequentemente importantes eventos de inundação costeira. Estes eventos podem ter consequências gravosas: os eventos de poluição podem levar, entre outros, à ocorrência de *blooms* de algas tóxicas, a problemas de eutrofização e à degradação de habitats costeiros, enquanto as fortes tempestades e consequentes inundações põem em risco património e vidas humanas. O desenvolvimento de um sistema de previsão poderá contribuir para fornecer informação precisa e actualizada a gestores e cientistas, melhorando assim a compreensão e a gestão da Ria de Aveiro, em particular em caso de acidentes.

Esta comunicação começa por apresentar a plataforma RDFS-PT e as várias aplicações correntemente em produção, cujos resultados estão disponíveis em http://ariel.lnec.pt. A aplicação à circulação baroclínica da Ria de Aveiro, incluindo o estabelecimento das simulações, a definição de condições de fronteira e a validação do sistema é apresentada de seguida. Neste capítulo analisa-se ainda a importância da precisão da informação

de base na qualidade das previsões em sistema estuarinos e lagunares. O último capítulo é dedicado às considerações finais, identificando alguns usos potenciais deste tipo de ferramentas na gestão de recursos hídricos, e às direcções de investigação futura.

O SISTEMA DE PREVISÃO EM TEMPO REAL DA COSTA PORTUGUESA - RDFS-PT

Aspectos tecnológicos

O RDFS-PT está implementado através de um sistema central, que inclui um conjunto de servidores integrados, e que arquiva, de forma automática, as previsões dos modelos, fornece o acesso aos dados e às ferramentas de gestão do acesso às previsões, as quais podem ser acedidas por Web browers (OLIVEIRA *et al.*, 2010, RIBEIRO *et al.*, 2011).

Esta plataforma é operacionalizada através de um conjunto de *scripts*, que preparam e lançam as simulações, interagindo com um servidor de base de dados para obter as condições específicas da previsão, e aceder a fontes de dados para forçamento de condições de fronteira.

O processo de previsão inicia-se na criação do ambiente, usando informação da base de dados, alterando os parâmetros iniciais da simulação, e guardando estes parâmetros para corridas futuras. O lançamento das simulações envolve depois a execução dos modelos, o que pode ocorrer localmente ou remotamente no cluster MEDUSA do LNEC (COSTA *et al.*, 2009). De seguida, os resultados são processados por outro conjunto de *scripts*, nomeadamente comparando-os com dados e gerando produtos através de software de visualização. O utilizador pode visualizar estes produtos utilizando a interface do RDFS-PT, que consiste numa aplicação do Drupal (baseada na Web), um sistema de gestão de conteúdos em PHP para aceder a meta-dados e produtos (Figura 1).

Previsão em tempo real da circulação e agitação marítima na costa Portuguesa

O sistema RDFS-PT está actualmente em operação para a previsão da agitação marítima do Atlântico Norte e da costa Portuguesa, e para a previsão da circulação no estuário do Tejo e na Ria de Aveiro, podendo ser aplicado para qualquer outra região na costa Portuguesa. Estas previsões são baseadas na aplicação de vários modelos numéricos de elevada precisão.

A previsão da agitação marítima, para períodos de 48 horas baseia-se numa aplicação do modelo WW3 (TOLMAN, 2009) com recurso a dois domínios aninhados. O primeiro domínio cobre o Atlântico Norte e tem uma resolução de 0.5º×0.5º (Figura 2). A aplicação deste domínio foi validada através das simulações de 57 anos de *hindcast* para o período de 1953 – 2009 (DODET *et al.*, 2010). O segundo domínio cobre a plataforma continental Portuguesa, com uma resolução de 0.05°×0.05° (Figura 3a), e é forçado com os resultados da previsão da agitação no Atlântico Norte. As duas aplicações são forçadas pelos ventos do *Global Forecast System* (GFS) da NOAA (http://www.emc.ncep.noaa.gov/GFS/). As previsões de agitação do modelo encaixado são comparadas automaticamente com os dados em tempo quasi-real das bóias de Leixões (Figura 3b), Lisboa, Sines e Faro.

O RDFS-PT integra actualmente dois modelos hidrodinâmicos tridimensionais baroclínicos – SELFE e ELCIRC – com capacidade de simulação da circulação desde o rio até o oceano profundo, desenvolvidos no CMOP. Estes modelos utilizam

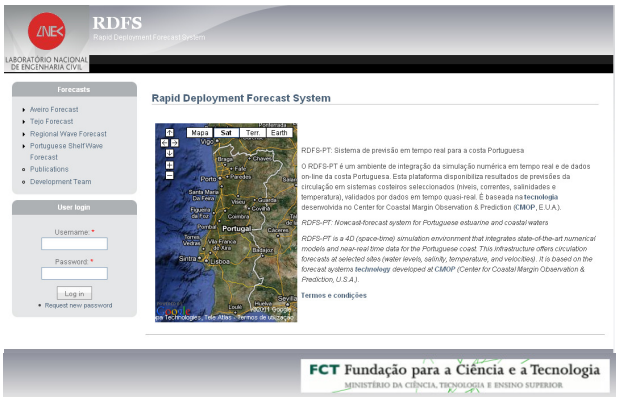


Figura 1: Interface da plataforma RDFS-PT.

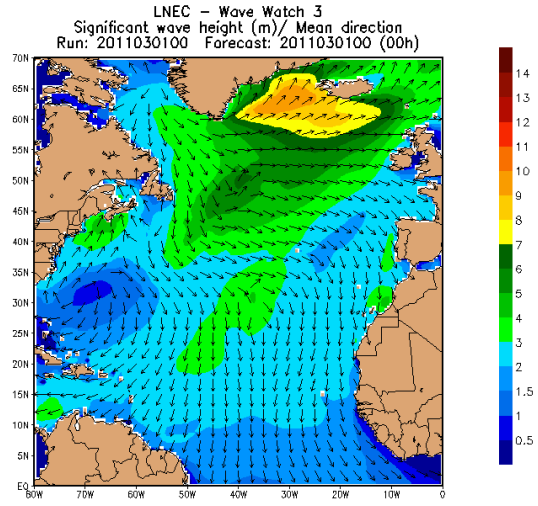


Figura 2: Previsão da agitação marítima no Atlântico Norte.

malhas não estruturadas, permitindo a representação adequada de linhas de costa complexas e refinamentos localizados.

Nas aplicações actuais na Ria de Aveiro e no estuário do Tejo é utilizado o modelo SELFE (ZHANG e BAPTISTA, 2008), um modelo hidrodinâmico tridimensional que resolve as equações tridimensionais de águas pouco profundas, de conservação de massa/volume, momento, sal e calor. Este modelo calcula a elevação da superfície livre e os campos tridimensionais de velocidade, salinidade e temperatura, com base num esquema de elementos finitos / volumes finitos. O domínio é discretizado horizontalmente utilizando malhas não-estruturadas e verticalmente através de coordenadas híbridas SZ. A advecção da salinidade e da temperatura pode ser resolvida utilizando métodos Eulerianos-Lagrangianos (ELM), de *upwind* ou de TVD.

O SELFE inclui ainda um módulo de transporte que permite ao utilizador simular um conjunto de traçadores genéricos, para além da salinidade e da temperatura. Desta forma, este modelo constitui o *core* hidrodinâmico de um sistema de modelos ecológico e de contaminação fecal (RODRIGUES *et al.*, 2009; RODRIGUES *et al.*, 2011), de derrames de hidrocarbonetos (AZEVEDO, 2010) e de dinâmica sedimentar e morfodinâmica (PINTO, 2010), desenvolvidos no LNEC. As previsões de circulação do RDFS-PT são efectuadas para o próprio dia e para o dia seguinte.

APLICAÇÃO DO RDFS-PT À CIRCULAÇÃO NA RIA DE AVEIRO

Estabelecimento do sistema de previsão na Ria de Aveiro

O sistema de previsão da circulação na Ria de Aveiro, integrado no RDFS-PT, está em curso desde 2009 (OLIVEIRA *et al.*, 2010) e produz diariamente previsões de níveis, correntes, salinidade e temperatura para o próprio dia e para o dia seguinte (Figura 4). Este sistema de previsão é baseado num conjunto de aplicações de modelos baseados em malhas não estruturadas (OLIVEIRA *et al.*, 2006, RODRIGUES *et al.,* 2009). A previsão actual da circulação baroclínica neste sistema foi desenvolvida com base na aplicação baroclínica tridimensional do modelo hidrodinâmico SELFE, descrita em RODRIGUES *et al.* (2009).

O domínio de cálculo cobre a totalidade da Ria de Aveiro, até ao limite de propagação da maré, e até cerca de 10 km da embocadura na zona costeira. A resolução espacial horizontal do modelo varia entre 1.5 km na zona costeira e 3 m nos canais mais estreitos da laguna (Figura 5a). A discretização vertical é feita através de 7 níveis *S*. A aplicação foi validada por um conjunto de dados de níveis e correntes da década de 80 e do início do ano 2000 (RODRIGUES *et al.,* 2009), e um conjunto de campanhas de campo recentes no canal de Mira (RODRIGUES *et al*., 2011).

No âmbito do RDFS-PT, o modelo SELFE é forçado por 5 fronteiras fluviais (Vouga, Antuã, Boco, Caster e Mira) e uma oceânica. A fronteira oceânica é forçada por marés obtidas por um modelo de circulação regional do LNEC (FORTUNATO *et al*., 2011), que cobre toda a ZEE portuguesa, e dados de temperatura da água medidos na bóia de Leixões. As fronteiras fluviais são forçadas por caudais estimados a partir dos dados da estação da Ponte Redonda do SNIRH. Dado que não existem curvas de vazão para as várias afluências fluviais, as regras de extrapolação do caudal a partir dos níveis na Ponte Redonda foram validadas por medições efectuadas durante os anos de 2009 e 2010, no decurso de 3 campanhas de campo. As temperaturas nas fronteiras fluviais são estimadas por climatologia.

A operacionalidade 7dias/24horas de um sistema de previsão em tempo real exige ainda a especificação de alternativas para as fontes de informação essenciais à simulação. Assim, quando não são publicadas as temperaturas da água na bóia de Leixões ou quando os dados do SNIRH não estão disponíveis, são utilizados valores estimados de climatologia de caudais e temperaturas.

Validação e análise de sensibilidade ao impacto dos dados de base na qualidade das previsões

Dada a ausência de dados em tempo real para a Ria de Aveiro, o LNEC e a Universidade de Aveiro realizaram uma campanha de campo para validação do sistema de previsão (Figura 5b). Nos dias 28 e 29 de Janeiro de 2010, foram medidos níveis em três locais ao longo do braço de Mira (Navio-Museu e pontes da Vagueira e do Areão) durante 24 horas. Na véspera da campanha, as previsões para estes locais foram processadas a partir do RDFS-PT, para suportar a gestão da própria campanha. A comparação entre as previsões e as medições mostrou-se aceitável, mas com um atraso da maré crescente para montante (Figura 6). A disponibilidade posterior de uma batimetria actualizada mostrou que este erro se devia em parte à desactualização da batimetria de 1987/88 usada na versão então em operação do RDFS-PT (Figura 7), e a uma baixa discretização do canal.

A qualidade dos dados de base e a adequada discretização espacial do domínio de cálculo são fundamentais para a correcta simulação de sistemas estuarinos e lagunares. Estes requisitos

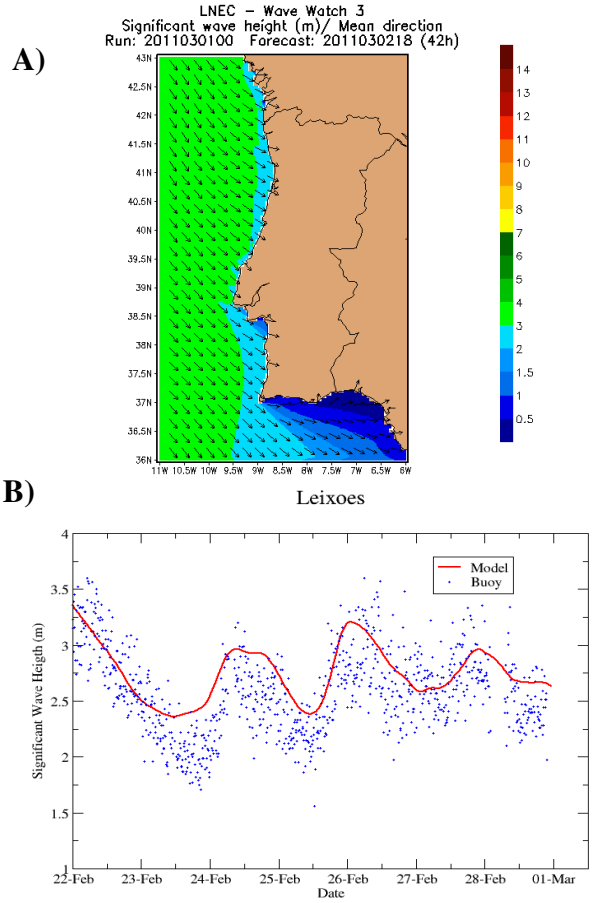


Figura 3: a) Previsão da agitação marítima na costa Portuguesa; b) Comparação automática com dados da bóia de Leixões.

tomam uma dimensão ainda superior para o estabelecimento de sistemas de previsão em tempo real, para os quais os dados devem ser, não só de boa qualidade, mas também actuais. Relativamente ao grau de refinamento da malha de cálculo, a necessidade de produzir previsões numa fracção do tempo real, que permita a sua utilização em situações de emergência, introduz limitações no grau de discretização espacial. Em alternativa, uma maior discretização espacial requer o acesso a recursos de elevada performance, nem sempre disponíveis. Assim, foi estabelecida uma malha horizontal para a Ria de Aveiro que permite uma adequada representação dos níveis nos vários braços do sistema (Figura 5a).

Para analisar a importância da actualidade da batimetria na precisão das simulações no RDFS-PT, foram comparadas previsões para os dias 28-29/01/2010, utilizando a batimetria de 1987/88 e, em alternativa, a batimetria medida pela ARH do Centro, I.P. em 2008 no canal de Mira e batimetria da zona da embocadura, também de 2008. Estas previsões foram depois comparadas com os dados medidos na campanha de campo respectiva (Figura 7), para a estação localizada no Navio-Museu (EM3) e na ponte da Vagueira (EM2). A comparação mostra que a batimetria actualizada afecta apenas ligeiramente as previsões para a zona da embocadura mas que as mesmas são significativamente alteradas em termos de fase já na zona inicial do canal de Mira (OLIVEIRA *et al*., 2010). À medida que a maré se vai deformando ao longo do braço de Mira a influência da batimetria é também significativa em termos de amplitude, podendo os erros na

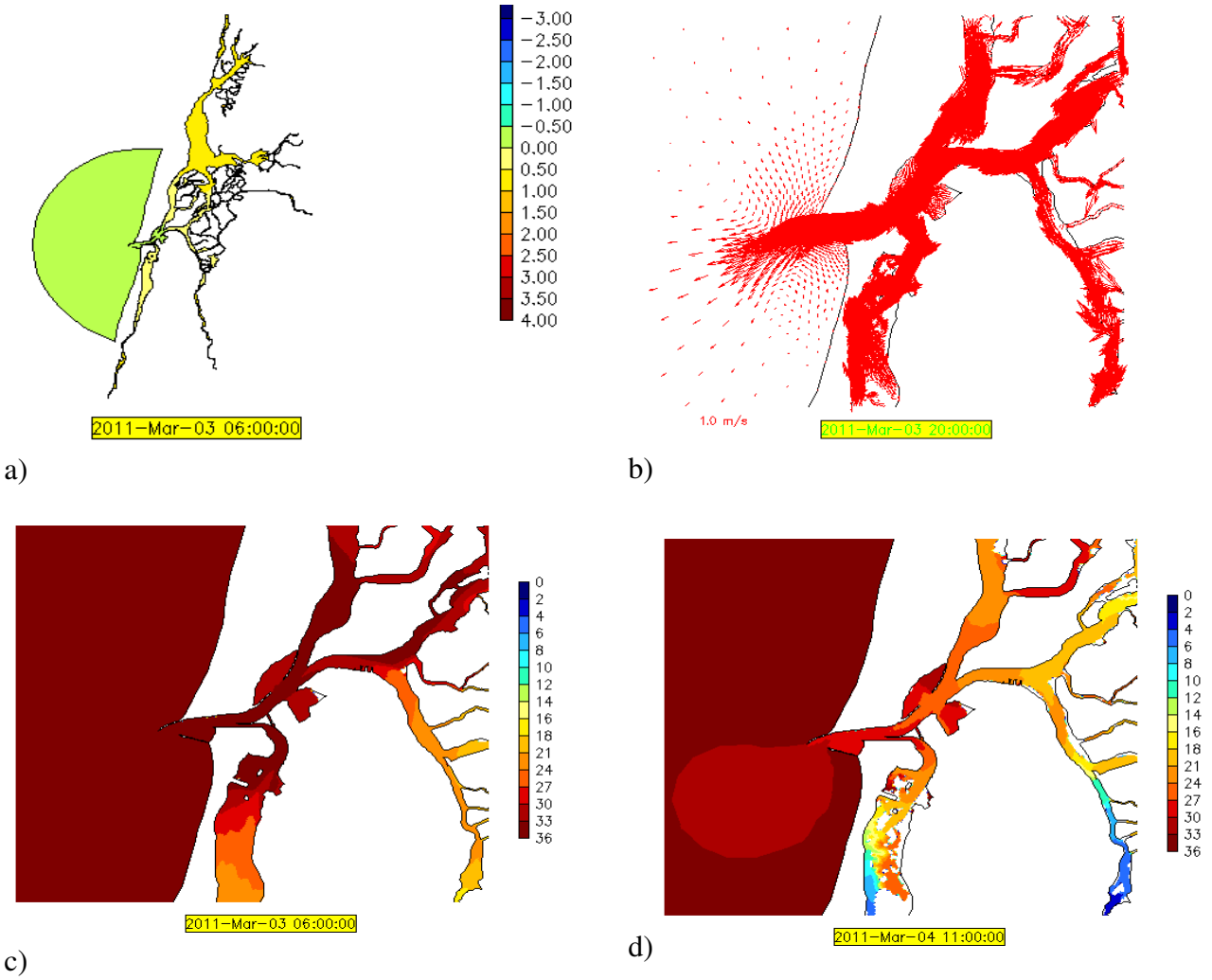


Figure 4: Previsão em tempo real na Ria de Aveiro: a) níveis; b) detalhe das correntes na embocadura; c) salinidade em enchente; d) salinidade em vazante.

batimetria conduzir a erros nas previsões de níveis em baixa-mar superiores a meio metro.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E DIRECÇÕES DE INVESTIGAÇÃO FUTURA

Apresentou-se nesta comunicação o sistema de previsão em tempo real RDFS-PT e a sua aplicação à previsão dos níveis, correntes, salinidades e temperaturas da água na Ria de Aveiro. Este sistema consiste na integração de modelos numéricos (WWATCH3, SELFE, ELCIRC) e de dados de campo (incluindo ventos provenientes de modelos atmosféricos globais e bases de dados alimentadas por redes de monitorização e por climatologia), através de um conjunto de *scripts* e programas e de uma interface de visualização.

A previsão operacional da dinâmica da Ria de Aveiro poderá ser uma importante mais-valia para a gestão diária desta zona lagunar, em suporte a actividades económicas e de recreio, dado que permite a quantificação antecipada dos níveis e das correntes em todo o sistema. Apesar de não se dispor de dados em tempo real para estas grandezas, os bons resultados na calibração do modelo SELFE e da validação do RDFS-PT, assim como a baixa

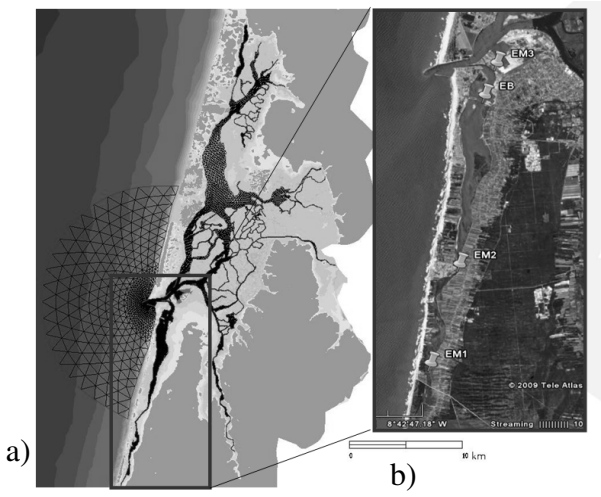


Figura 5: a) Malha de cálculo para a Ria de Aveiro; b) Localização das estações de validação e análise de sensibilidade.

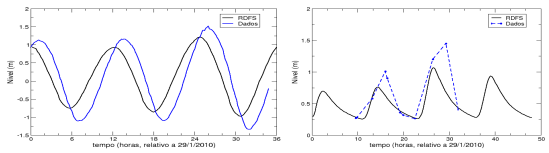
influência do caudal na sua determinação na zona inferior da Ria

permitem um grau de confiança adequado nas previsões para a maioria dos usos. A utilização alargada do sistema às cheias associadas a depressões atmosféricas e a tempestades marítimas, assim como a cheias fluviais, poderá tirar partido dos estudos de inundação em curso no LNEC (Figura 8), elaborados para a ARH do Centro, I.P.. Esta é uma das direcções de investigação futuras, contribuindo para a protecção de pessoas e bens e a adequada gestão do risco, e para o cumprimento da Directiva das Inundações.

Relativamente às previsões de salinidade, a ausência de curvas de vazão e de dados de níveis em tempo real na maioria das principais afluências limitam a validade das estimativas de caudal nas fronteiras e consequentemente a previsão da mistura e da salinidade. Apesar destas limitações, os resultados de calibração e validação da distribuição salina apresentados em RODRIGUES *et al* (2009) são muito bons.

A disponibilidade de previsões de agitação marítima para a costa Portuguesa permitem agora alargar o âmbito das simulações na Ria de Aveiro à circulação forçada por ondas e correntes. Devido à presença dos molhes Norte e Sul, o efeito da agitação marítima apenas é relevante na embocadura e zona costeira, não se propagando para o interior da Ria (PLECHA *et al*., 2011). A previsão da circulação acoplada é da maior importância na zona costeira e inferior da Ria para a gestão de actividades portuárias regulares, como a navegação, operações de carga e descarga e a operação de marinas. Nas situações de acidentes de derrames de hidrocarbonetos, associadas a actividades portuárias e de navegação, a disponibilidade atempada destas previsões é fundamental para a gestão de recursos de protecção de zonas ambientalmente sensíveis como o interior da Ria ou a reserva de S. Jacinto, assim como para o estabelecimento de operações de contenção do derrame. Outras situações de emergência, como a queda de pessoas ao mar, poderá também beneficiar da disponibilidade destas previsões em complemento com meios de observação local.

De modo a que se possa tirar o máximo benefício de sistemas de previsão em tempo real, estes deverão estar integrados em sistemas de gestão de risco, que integrem, para além da componente de sistema de informação e de modelos numéricos, a



a) b)

Figura 6: Validação do RDFS. a) comparação dados-previsão na estação EM3; b) comparação dados-previsão na estação EM1.

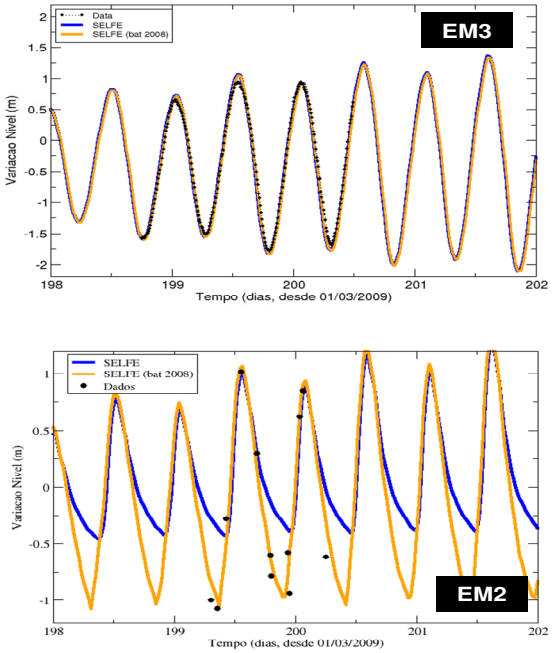
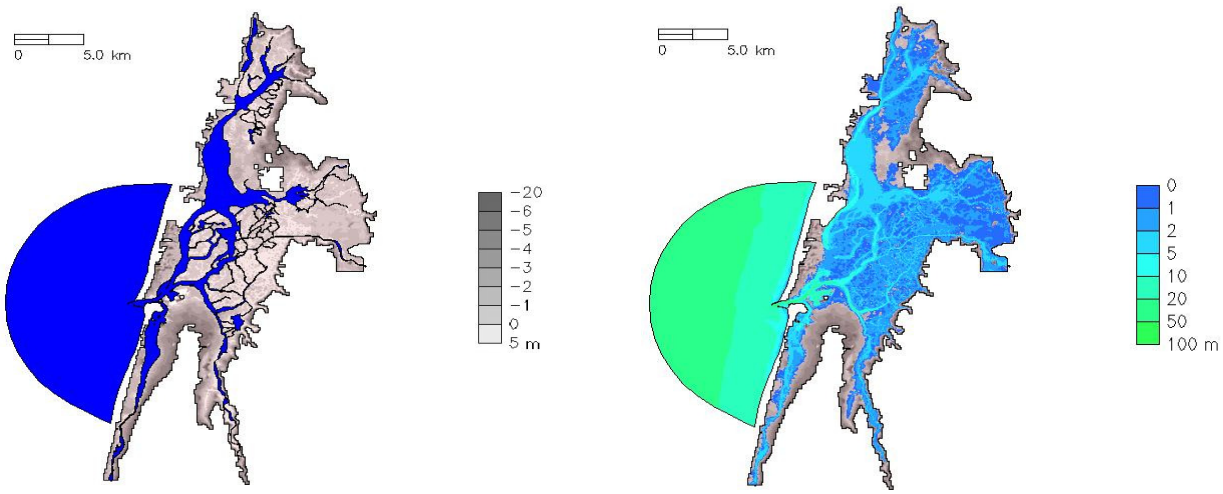


Figura 7: Sensibilidade das previsões de níveis à batimetria: comparação entre os resultados do modelo SELFE e as medições efectuadas em Janeiro de 2010.



a) b)

Figure 8: Simulação da inundação na Ria de Aveiro: a) topo-batimetria e zona sob o efeito da maré e caudal médio (sem zonas inundáveis mas incluindo as zonas intertidais); b) exemplo de alturas da coluna de água simuladas com uma malha alargada às zonas inundáveis, durante uma inundação (resultados preliminares).

quantificação das zonas vulneráveis, sistemas de aviso e alerta e redes de monitorização em tempo real. O LNEC, a Universidade de Aveiro e o CIIMAR têm actualmente em curso projectos colaborativos de investigação para desenvolvimento de um sistema de gestão de risco na Ria de Aveiro para protecção em caso de acidentes de derrames de hidrocarbonetos.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia, projecto G-Cast (GRID/GRI/81733/2006), pela Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento, projecto *Towards a nowcast-forecast system for estuarine and coastal water quality*, e pela Comissão Europeia, projecto PREPARED – *Enabling change*. A 2ª autora foi co-financiada pela FCT SFRH/BD/41033/2007.

Os autores agradecem ao Prof. Doutor António Melo Baptista, Prof. Doutor Joseph Zhang e ao Dr. Paul Turner pelo modelo SELFE e pela plataforma genérica RDFS, à NOAA pelo modelo WW3 e ventos do modelo GFS, ao INAG pelo sistema SNIRH, ao Instituto Hidrográfico e Porto de Lisboa pela disponibilização dos dados on-line das bóias de Leixões, Sines, Faro e Lisboa. Agradecem ao Prof. Henrique Queiroga (Univ. de Aveiro) o apoio disponibilizado nas campanhas. Agradecem também à ARH do Centro, I.P. pela disponibilização da topografia marginal e da batimetria da Ria de Aveiro medida em 2008, e ao Polis Litoral Ria de Aveiro – Sociedade de Requalificação e Valorização da Ria de Aveiro S.A., pela disponibilização da batimetria da embocadura medida em 2008.

LITERATURA CITADA

AZEVEDO, A., 2010. Sistema integrado de modelação para apoio à prevenção e mitigação de acidentes de hidrocarbonetos em estuários e orla costeira, Tese de Doutoramento em Ciências Geofísicas e da Geoinformação (Oceanografia), Universidade de Lisboa, 258 pp.

BAPTISTA, A.M. 2006. CORIE: the first decade of a coastal-margin collaborative observatory, *Oceans'06*, MA.

COSTA, M.; OLIVEIRA, A.; RODRIGUES, M.; E AZEVEDO, A.; 2009. Application of Parallel, High-Performance Computing in Coastal Environmental Modeling: Circulation and Ecological Dynamics in the Portuguese Coast, *3rd Ibergrid*, 375-386.

DIAS J.M.; ABRANTES I. e ROCHA F., 2007. Suspended Particulate Matter Sources and Residence Time in a Mesotidal Lagoon. Journal of Coastal Research. SI50, 1034-1039.

DODET, G.; BERTIN, X. e TABORDA, R., 2010. Wave climate variability in the North-East Atlantic ocean over the last six decades. *Ocean Modelling*, 31, 120-131.

FORTUNATO, A.B.; BRUNEAU, N.; AZEVEDO, A.; ARAÚJO, M.A.V.C. e OLIVEIRA, A., 2011. Automatic improvement of unstructured grids for coastal simulations, *Journal of Coastal Research*, SI 64, em impressão.

OLIVEIRA, A.; FORTUNATO, A.B. e DIAS, J.M., 2006. Numerical modeling of the Aveiro inlet dynamics. *In:* Smith, J.M. (ed.), *30th International Conference on Coastal Engineering Book* , World Scientific Publishing, USA, 3282-3294.

OLIVEIRA, A.; FORTUNATO, A.B.; BAPTISTA, A.M.; TURNER, P.; JESUS, G.; RODRIGUES, M.; RIBEIRO, N.A.; MENDES, A.; FERNANDES, J.P.; AZEVEDO, A.; BRUNEAU, N.; e DODET, G., 2010. Sistema de previsão em tempo real para a circulação estuarina e costeira, *1as Jornadas de Engenharia Hidrográfica*, Instituto Hidrográfico, 4 pp.

PINTO, L. 2010. Modelação numérica da morfodinâmica de estuários, Tese de doutoramento em Engenharia Civil, Universidade de Coimbra.

PLECHA, S.; SILVA, P.A.; OLIVEIRA, A. e DIAS, J.M., 2011. Establishing the Wave Climate Influence on the Morphodynamics of a Coastal Lagoon Inlet, *Ocean Dynamics*, (submitted).

RIBEIRO, N. A.; JESUS, G.; OLIVEIRA, A.; TURNER, P. e BAPTISTA, A.M., 2011. Custom deployment of a Nowcast-forecast information system in coastal regions, *Proceedings da 8th ISCRAM*, 5 pp., em impressão.

RODRIGUES, M.; OLIVEIRA, A.; QUEIROGA, H.; FORTUNATO, A.B. e ZHANG, Y.J., 2009a. Three-dimensional modeling of the lower trophic levels in the Ria de Aveiro, *Ecological Modelling*, 220(9-10), 1274-1290.

RODRIGUES M.; OLIVEIRA, A.; GUERREIRO, M.; FORTUNATO, A.B.; MENAIA, J.; DAVID, L.M. e CRAVO, A. 2011. Modeling fecal contamination in the Aljezur coastal stream (Portugal), *Ocean Dynamics*, em impressão.

RODRIGUES, M.; OLIVEIRA, A.; QUEIROGA, H.; BROTAS, V.; FORTUNATO, A.B. e ZHANG, Y.J., 2011. Modelação Ecológica do Ecossistema Planctónico da Ria de Aveiro, *Jornadas da Ria de Aveiro*, 10 pp (este volume).

TOLMAN, H. L., 2009. User manual and system documentation of WAVEWATCHIII version 3.14. NOAA/NWS/NCEP/MMAB Technical Note 276, 194 p.

ZHANG, Y. e BAPTISTA, A.M., 2008. SELFE: A semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation, *Ocean Modeling*, 21(3-4), 71-96.

Variação da Abundância e Produtividade Bacteriana na Ria de Aveiro Durante um Período de Dez Anos (1996-2007)

L. Santos [a], N.C.M. Gomes [a], A. Cunha [a] e A. Almeida [a]
[a] CESAM, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
{luisasantos, gomesncm, acunha, aalmeida}@ua.pt

SUMÁRIO

Nos ecossistemas aquáticos, as bactérias desempenham um papel fundamental na reciclagem e na transformação de energia e nutrientes. A sua distribuição, abundância e produtividade nos estuários dependem não só da localização e da quantidade de matéria orgânica e nutrientes disponíveis, mas também da variabilidade física e química inerente a este tipo de ecossistema. A componente microbiológica do estuário Ria de Aveiro tem sido intensivamente estudada, nomeadamente os perfis de variação longitudinal e vertical, e as alterações associadas aos ciclos de maré. Os dados de abundância e produtividade bacteriana obtidos entre 1996 e 2007 foram analisados no sentido de detectar possíveis alterações temporais. Para este estudo foram seleccionados dois locais com características distintas e representativos das condições marinhas e salobras do estuário. A abundância média de bactérias na Ria não sofreu alterações significativas ao longo dos últimos anos, variando entre 0,7 e 12,6 x 10^9 células L^{-1}. A produtividade de biomassa bacteriana (PBB), no entanto, sofreu alterações significativas. Na zona marinha, a PBB média aumentou de 2,3 para 8,0 µg C L^{-1} h^{-1} e na zona salobra de 6,2 para 14,6 µg C L^{-1} h^{-1}. As variações da PBB não foram acompanhadas por alterações nos perfis de variação espacial e temporal das propriedades físico-químicas. No entanto, a matéria orgânica particulada e a concentração de nutrientes inorgânicos duplicou em ambas as zonas do estuário. Apesar de expectável, não se observou qualquer alteração da produtividade primária. O aumento da actividade bacteriana no estuário, nos últimos dez anos, foi impulsionado por um aumento dos nutrientes e da matéria orgânica proveniente de outras fontes que não o fitoplâncton. Os materiais transportados pelos rios, as escorrências terrestres, as descargas de origem antropogénica e a ressuspensão dos sedimentos exercem um papel cada vez mais importante no suporte da actividade heterotrófica do bacterioplâncton da Ria.

PALAVRAS CHAVE: B*actérias, Abundância, Produtividade, Estuário, Ria de Aveiro*

INTRODUÇÃO

Nos ambientes aquáticos, as bactérias desempenham um papel essencial na transformação e reciclagem do carbono e nutrientes, mediando os fluxos de energia para as cadeias tróficas superiores (AZAM *et al*., 1983; CHO e AZAM, 1988). Os estuários são sistemas aquáticos altamente dinâmicos, que se caracterizam por variações rápidas e por acentuados gradientes de salinidade, temperatura, turbidez e concentração de nutrientes (MEIRE *et al*., 2005). Como tal, é expectável que a abundância e a produtividade bacterianas num estuário reflictam a dinâmica dos nutrientes disponíveis e os perfis físicos e químicos inerentes a este tipo de sistema aquático.

Os padrões da distribuição e actividade dos microrganismos no espaço, e as suas flutuações no tempo, fornecem informações úteis sobre a dinâmica e o papel ecológico das populações (DUCKLOW *et al*., 1999). Na Ria de Aveiro os perfis de variação horizontais e verticais de abundância e produtividade foram determinados. Na zona salobra, as bactérias são 3 vezes mais abundantes e 3,5 vezes mais produtivas que na zona marinha (ALMEIDA *et al*., 2001a). Ao longo da coluna de água o número de bactérias é semelhante quer na zona marinha, quer na zona salobra., Observou-se, no entanto, que a produtividade bacteriana é 3,3 vezes superior na superfície da coluna de água da zona marinha (ALMEIDA *et al*., 2001a). Na zona salobra não se observou qualquer estratificação da produtividade bacteriana na coluna de água (ALMEIDA *et al*., 2001a).

Os principais factores que controlam a abundância e produtividade bacteriana num estuário são a temperatura, a salinidade, a disponibilidade de substratos, a concentração de nitrogénio e fósforo, a predação e lise viral (SHIAH e DUCKLOW, 1994, ALMEIDA *et al*., 2001b, APPLE *et al*., 2006, CUNHA e ALMEIDA, 2009). No sistema estuarino da Ria de Aveiro, a abundância bacteriana é influenciada pela temperatura na zona marinha, e pela concentração de oxigénio e concentração de clorofila na zona salobra (ALMEIDA *et al*., 2001a). A produtividade bacteriana no estuário é dependente do número de células activas (ALMEIDA *et al*., 2001a). No entanto, na zona salobra do estuário, o conjunto das variáveis independentes estudadas explicaram uma menor percentagem da variação da produtividade bacteriana que na zona marinha, sugerindo que outras variáveis como a difusão de nutrientes dos sedimentos e a entrada de matéria orgânica de origem alóctone exercem uma importância elevada (ALMEIDA *et al.,* 2001a).

Num estuário, as fontes de carbono orgânico dissolvido potencialmente utilizável pelas bactérias podem ter origem alóctone ou autóctone. Na Ria de Aveiro, a produção primária na estação quente é suficiente para suportar o crescimento bacteriano, no entanto, na estação fria, esse crescimento é suportado pela matéria orgânica de origem alóctone (ALMEIDA *et al*., 2002). No interior do estuário, as fontes alóctones exercem uma maior influência que no exterior e suportam uma fracção considerável da produtividade de biomassa bacteriana, mesmo durante a estação quente (ALMEIDA *et al*., 2002; ALMEIDA *et al*., 2005).

A investigação realizada na Ria de Aveiro, permitiu obter informação sobre os perfis de variação de abundância e produtividade bacteriana no estuário, assim como elucidar quais os factores que determinam essa variação. É essencial, no entanto, monitorizar possíveis alterações que vão ocorrendo no estuário ao longo do tempo. Para tal, neste estudo foram comparados dois

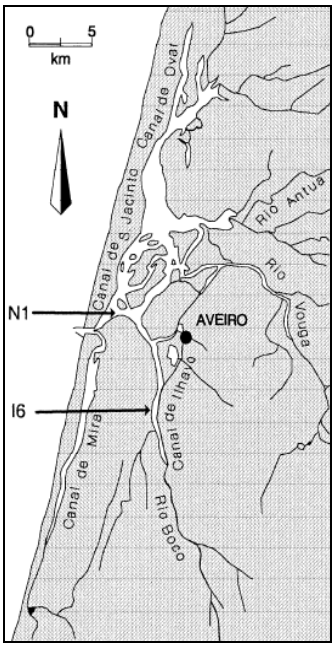


Figura 1: Ria de Aveiro. A localização das estações N1 e I6 está assinalada com as setas.

períodos de estudo intensivo realizados com um intervalo de 10 anos, nos mesmos pontos de amostragem e em condições semelhantes.

METODOLOGIA USADA

Local de Estudo

A Ria de Aveiro (40º 38'N, 8º 45'W; Figura 1) é um sistema estuarino situado na costa noroeste de Portugal, separada do mar por uma barra de areia. O estuário cobre uma área de 66 e 83 km^2 em baixa-mar e preia-mar, respectivamente. O sistema troca com o mar um volume de máximo de 137 Mm^3 em marés vivas e um volume mínimo de 35 Mm^3 em marés mortas (DIAS *et al*., 2000). Vários rios transportam água doce para o estuário, entrando uma média de 1.8 Mm^3 durante um ciclo tidal (DIAS *et al*., 2003). O estuário apresenta uma tipologia complexa, vários canais separam-se a partir da embocadura formando um sistema estuarino complexo.

Para o presente estudo foram seleccionados dois locais de amostragem representativos das condições marinhas e de água salobra no estuário. A estação N1, localizada no Canal de Navegação, representa a zona marinha e a estação I6, localizada no Canal de Ílhavo, representa a zona de água salobra.

Amostragem

As amostras de água foram colhidas com uma garrafa de Niskin a 20 cm de profundidade, durante a baixa-mar, na estação quente, entre Abril e Setembro, nos anos 1996/1997 e 2006/2007. Para cada um dos períodos foram realizadas 5 amostragens. Após colheita, as amostras foram protegidas da luz, transportadas para o laboratório e processadas em 2 a 3 horas.

Parâmetros Físicos e Químicos

A temperatura e a salinidade foram medidas com um condutívimetro (WTW, Modelo LF 196). A concentração de oxigénio dissolvido foi determinada com um medidor de oxigénio (WTW, Modeo OXI 96). A concentração de sólidos suspensos foi determinada por filtração de 3 réplicas de 0.5 L de amostra de água através de filtros Whatman GF/F. Após a secagem durante 24 h a 60ºC, determinou-se os sólidos suspensos através da diferença de peso nos filtros secos. A material orgânica particulada foi determinada através da perda de peso dos filtros após incineração durante 4 h a 525 ºC. O carbono particulado foi calculado como 50% da matéria orgânica. A clorofila foi estimada fluorimetricamente após filtração de sub-amostras de 0.5 L através de filtros Whatman GF/F e extracção com acetona fria a 90% (v/v) durante cerca de 18 h.

Número Total de Bactérias (NTB)

As células bacterianas foram contadas por microscopia de epifluorescência (microscópio Leica DMLS). As amostras foram filtradas através de membranas pretas de policarbonato (Poretics) com porosidade 0.2 µm e coradas com 0.03% (w/v) de laranja de acridina (HOBBIE *et al*., 1977). Contaram-se no mínimo 200 células ou 20 campos do microscópio para cada uma das 3 réplicas.

Produção de biomassa bacteriana (PBB)

A PBB foi determinada em triplicados de 10 mL e num controle fixado com formaldeído (2%, concentração final). As amostras foram incubadas com 3H-Leucina à concentração de saturação (121.6 nM) (Amersham, actividade específica 15.9-24.8 GBq mmol-1) durante 1 h à temperatura *in situ*, no escuro. Após incubação, as amostras foram fixadas com formaldeído a 2%. A precipitação das proteínas foi provocada através da adição de 1 mL de ácido tricarboxílico (ATC) frio a 20% (w/v), seguida de uma incubação de 15 minutos em gelo. As amostras foram então filtradas por membranas de policarbonato de 0,2 µm (Poretics), lavadas com 2 mL de ATC frio a 5% (w/v) e 5 mL de etanol frio a 90% (v/v). Adicionou-se 4.5 ml de cocktail de cintilação UniverSol (ICN Biomedicals, USA) e leu-se num contador de cintilação líquida (Beckman LS 6000 IC). A PBB foi calculada através da taxa de incorporação de leucina, usando o rácio carbono celular/proteína de 0.86 e a fracção de leucina na proteína de 0.073 (SIMON e AZAM, 1989).

Análise dos dados

A análise dos dados microbiológicos foi efectuada com o software SPSS 15.0 (SPSS Statistics). As significâncias das diferenças observadas entre os dois períodos de amostragem foram determinadas através do teste One-Way ANOVA.

RESULTADOS

Propriedades da coluna água

A salinidade foi similar (ANOVA, $p>0,05$) nos dois períodos de amostragem e variou entre 23,7 e 36,3 UPS na zona marinha (N1), e entre 11,4 e 36,5 UPS na zona salobra (I6) (Tabela I). A temperatura média da água foi semelhante (ANOVA, $p>0,05$) nos dois períodos de amostragem, e variou entre 16,0 e 20,8 ºC na estação N1 e, entre 17,3 e 25,1 ºC na estação I6 (Tabela I). Na zona marinha (N1), a concentração média de matéria orgânica particulada (MOP) aumentou significativamente (ANOVA, $p<0,05$) de 13,0 mg L^{-1} no período 1996/1997 para 17,6 mg L^{-1} no período 2006/2007 (Tabela I). Na zona de água salobra (I6), o aumento da concentração média de MOP foi menos acentuado e estatisticamente não significativo (ANOVA, $p>0,05$), observando-se 15,8 mg L^{-1} no período 1996/1997 e 17,5 mg L^{-1} no período 2006/2007 (Tabela I). A comparação entre os dois períodos de

amostragem mostrou que a percentagem de matéria orgânica (% MO) (Tabela I) manteve-se estável (ANOVA, p>0,05) (média – 23,3 em 1996/1997 e 25,6 em 2006/2007) na zona marinha (N1), e aumentou significativamente (ANOVA, p<0,05) na zona de água salobra (I6) de 18,5 % (1996/1997) para 24,8 % (2006/2007). A concentração média de clorofila a decresceu de 5,8 mg L^{-1} em 1996/1997 para 3,3 mg L^{-1} em 2006/2007 na zona marinha (N1), e de 13,3 mg L^{-1} em 1996/1997 para 5,4 mg L^{-1} em 2006/2007 na zona de água salobra (I6). A concentração de fosfato (PO_4^{3-}) na zona marinha (N1) foi similar (ANOVA, p>0,05) nos dois períodos de amostragem (média – 1,0 µM em 1996/1997 e 1,3 µM em 2006/2007). No entanto, na zona de água salobra (I6) a concentração de fosfatos duplicou (ANOVA, p>0,05) (média – 1,4 µM em 1996/1997 e 2,8 µM em 2006/2007). A comparação dos dois períodos de amostragem, mostrou que concentração de nitratos mais nitritos (NO^{2-} + NO^{3-}) aumentou significativamente (ANOVA, p<0,05) quer na zona marinha (N1) (média – 1,3 µM em 1996/1997 e 6,1 µM em 2006/2007), quer na zona de água salobra (I6) (média – 1,7 µM em 1996/1997 e 18,4 µM em 2006/2007).

Tabela II. Abundância [NTB] e produtividade de biomassa [PBB] bacteriana nas zonas marinha [N1] e de água salobra [I6] da Ria de Aveiro durante a estação quente nos anos 1996/1997 e 2006/2007. (Média ± desvio-padrão).

Data	NTB [x10^9 células L^{-1}]	PBB [µg C L^{-1} h^{-1}]
Zona marinha [N1]		
1996/1997	4,2 ± 2,22	2,3 ± 0,97
2006/2007	3,6 ± 3,20	8,0 ± 3,07
Zona de água salobra [I6]		
1996/1997	7,6 ± 2,20	6,2 ± 4,11
2006/2007	5,5 ± 4,01	14,6 ± 8,77

Número Total de Bactérias (NTB)

O número médio de bactérias diminui, embora não significativamente (ANOVA, p>0,05), na zona marinha (N1) e na zona de água salobra (I6) (Tabela II). Na zona marinha (N1) a número médio de bactérias foi 4,2 x 10^9 células L^{-1} em 1996/1997 e 3,6 x 10^9 células L^{-1} em 2006/2007. Na zona de água salobra (I6) a número médio de bactérias foi 7,6 x 10^9 células L^{-1} em 1996/1997 e 5,5 x 10^9 células L^{-1} em 2006/2007.

Produção de biomassa bacteriana (PBB)

A produção de biomassa bacteriana (PBB) aumentou significativamente (ANOVA, p<0,05) em ambas as zonas do estuário (Tabela II). Na zona marinha (N1), a PBB média foi 2,3 µg C L^{-1} h^{-1} em 1996/1997 e 8,0 µg C L^{-1} h^{-1} em 2006/2007. Na zona de água salobra (I6) a PBB foi 6,2 µg C L^{-1} h^{-1} em 1996/1997 e 14,6 µg C L^{-1} h^{-1} em 2006/2007.

DISCUSSÃO

No presente trabalho foram comparados resultados de dois períodos de estudo intensivo realizados com um intervalo de 10 anos, nos mesmos pontos de amostragem e em condições semelhantes. A análise dos dados permitiu verificar que na Ria de Aveiro, ao longo de um período de 10 anos, o bacterioplâncton aumentou significativamente a produção de biomassa, mas o seu número manteve-se mais ou menos estável. As bactérias respondem a alterações das condições ecológicas com mudanças na sua actividade (COLE e PACE, 1995). Na Ria de Aveiro, a actividade bacteriana reage a mudanças nas condições ambientais, impulsionadas por eventos meteorológicos (ALMEIDA *et al*., 2007). Como tal, é expectável que tenham ocorrido alterações dos factores reguladores das comunidades bacterianas no sistema estuarino, que tenham conduzido a um aumento da sua actividade.

A salinidade e a temperatura são dois factores preponderantes na actividade das comunidades bacterianas num sistema estuarino (APPLE *et al*., 2008) e neste sistema em particular *(*ALMEIDA *et al.,* 2001a*,* CUNHA *et al.,* 2000*)*. A comparação dos perfis de variação espacial e temporal das propriedades físico-químicas permitiu verificar que estes se mantiveram semelhantes nos dois períodos estudados, sugerindo que estes factores não são responsáveis pelo aumento da produção bacteriana observada no estuário.

Em muitos sistemas aquáticos, a produção bacteriana está correlacionada com a produtividade primária do fitoplâncton, salientando a importância do carbono proveniente das algas para o crescimento bacteriano (COLE *et al*., 1982). Neste sistema estuarino, na zona marinha, foi observado uma flutuação diária da produção bacteriana, que se caracterizou por um decréscimo durante a noite, e que evidenciou uma associação directa entre a produção do fitoplâncton e o consumo bacteriano (ALMEIDA *et al*., 2002). Na estação quente, estação do ano em que se realizou este estudo, a produtividade primária é suficiente para suportar o crescimento bacteriano na Ria de Aveiro (ALMEIDA *et al*., 2002). Como tal, uma primeira explicação para o aumento da produção bacteriana observada seria um aumento da produtividade primária no estuário. No entanto, a análise dos dados da concentração de clorofila mostrou que esta diminui no estuário, em particular na zona salobra (2.5 x). Esta diminuição sugere que o aumento do crescimento bacteriano observado foi dependente de outras fontes de matéria orgânica e nutrientes que não o fitoplâncton.

Tabela I: Características da água nas zonas marinha [N1] e água salobra [I6] do sistema estuarino da Ria de Aveiro durante a estação quente nos anos 1996/1997 e 2006/2007. (Média±desvio padrão).

Data	Temp [ºC]	Sal [UPS]	Clor a [mg L^{-1}]	MOP [mg L-1]	% MO	PO43- [µM]	NO2- + NO3- [µM]
Zona Marinha [N1]							
1996/1997	18,7 ± 1,73	32,1 ± 4,17	5,8 ± 4,25	13,0 ± 2,84	23,3 ± 2,87	1,0 ± 0,17	1,3 ± 0,71
2006/2007	17,8 ± 1,25	34,5±1,39	3,3 ± 1,80	17,6 ± 4,39	25,6 ± 4,89	1,3 ± 0,45	6,1 ± 3,63
Zona de água salobra [I6]							
1996/1997	22,4 ± 3,00	23,0 ± 6,78	13,3 ± 13,4	15,8 ± 3,97	18,5 ± 3,39	1,4 ± 0,41	1,7 ± 0,34
2006/2007	21,7 ± 2,70	29,8 ± 7,02	5,4 ± 3,2	17,5 ± 4,68	24,8 ± 5,58	2,8 ± 1,17	18,4 ± 7,28

A matéria orgânica particulada aumentou consideravelmente no estuário, em particular na zona marinha. Este aumento, não foi impulsionado pela produtividade primária, uma vez que esta diminui, e como tal representa cada vez mais uma menor fracção da matéria orgânica particulada. Esta observação sugere que a ressuspensão de sedimentos e as escorrências terrestres representam uma fonte importante de matéria orgânica particulada no estuário. O aumento do número de partículas em suspensão pode resultar num aumento da turbidez do estuário e conduzir a uma diminuição da penetração de luz na coluna de água, limitando o crescimento do fitoplâncton.

Nos estuários, a actividade bacteriana na transformação da matéria orgânica pode ser regulada pela disponibilidade de nutrientes inorgânicos. (MULHOLLAND *et al*., 2003). De uma forma geral, o nitrogénio é o principal factor limitante do crescimento bacteriano nestes sistemas, uma vez que o fósforo é mais ou menos abundante. O nitrogénio é mais abundante na água doce que na água salgada (MCCLELLAND e VALIELA, 1998). No entanto, ao longo de um gradiente estuarino pode ocorrer uma transição de regulação exercida pelo fósforo na água doce para uma regulação exercida pelo nitrogénio na água salgada (BERMAN *et al*., 1994). No presente estudo foi observado um aumento significativo da concentração de nutrientes na Ria de Aveiro ao longo dos 10 anos, sugerindo que a disponibilidade de nutrientes inorgânicos seja o impulsionador da actividade bacteriana no estuário. Estudos prévios realizados na Ria de Aveiro mostraram que a actividade bacteriana no estuário pode ser regulada pela disponibilidade de nutrientes inorgânicos (CUNHA e ALMEIDA, 2009). A concentração de nitrogénio explicou 37 a 52 % da variação da produtividade bacteriana no estuário durante um ano muito chuvoso (ALMEIDA *et al*., 2007). Considerando que este estudo foi realizado na estação quente, que se caracteriza por condições limitantes em nitrogénio, em particular na zona marinha, o aumento observado deve estar relacionado com outras fontes que não o transporte pelos rios, como as escorrências terrestres ou as descargas de origem antropológica.

CONCLUSÃO

O aumento da actividade bacteriana no estuário, nos últimos dez anos, foi impulsionado por um aumento dos nutrientes e da matéria orgânica proveniente de outras fontes que não o fitoplâncton. Os materiais transportados pelos rios, as escorrências terrestres, as descargas de origem antropogénica e a ressuspensão dos sedimentos exercem um papel cada vez mais importante no suporte da actividade heterotrófica do bacterioplâncton da Ria.

AGRADECIMENTOS

A investigação realizada para este estudo foi apoiada por financiamentos do CZCM (Centro das Zonas Costeiras e do Mar) e CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar). O suporte financeiro a Luísa Santos foi assegurado pela FCT sob a forma de uma bolsa de doutoramento (SFRH/BD/31827/2006).

LITERATURA CITADA

ALMEIDA, M., CUNHA, M. e DIAS, J. 2007. Bacterial Productivity Distribution During a Rainy Year in an Estuarine System. *Microbial Ecology,* 53**,** 208-220.

ALMEIDA, M. A., CUNHA, M. A. e ALCANTARA, F. 2001a. Factors influencing bacterial production in a shallow estuarine system. *Microbial Ecology,* 42**,** 416-426.

ALMEIDA, M. A., CUNHA, M. A. e ALCANTARA, F. 2001b. Loss of estuarine bacteria by viral infection and predation in microcosm conditions. *Microbial Ecology,* 42**,** 562-571.

ALMEIDA, M. A., CUNHA, M. A. e ALCÂNTARA, F. 2005. Relationship of bacterioplankton production with primary production and respiration in a shallow estuarine system (Ria de Aveiro, NW Portugal). *Microbiological Research,* 160**,** 315-328.

ALMEIDA, M. A., CUNHA, M. Â. e ALCÂNTARA, F. 2002. Seasonal change in the proportion of bacterial and phytoplankton production along a salinity gradient in a shallow estuary. *Hydrobiologia,* 475/476**,** 251-262.

APPLE, J. K., DEL GIORGIO, P. A. e KEMP, W. M. 2006. Temperature regulation of bacterial production, respiration, and growth efficiency in a temperate salt-marsh estuary. *Aquat Microb Ecol,* 43 243–254.

APPLE, J. K., SMITH, E. M. e BOYD, T. J. 2008. Temperature, Salinity, Nutrients, and the Covariation of Bacterial Production and Chlorophyll-a in Estuarine Ecosystems. *Journal of Coastal Research***,** 59-75.

AZAM, F., FENCHEL, T., FIELD, J. G., GRAF, J. S., MEYER-REIL, L. A. e THINGSTAD, F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar Ecol Prog Ser,* 10**,** 257-263.

BERMAN, T., HOPPE, H. e GOCKE, K. 1994. Responses of aquatic bacterial production to substrate enrichment. *Marine Ecology Progress Series,* 104**,** 173-184.

CHO, B. C. e AZAM, F. 1988. Major role of bacteria in biogeochemical fluxes in the ocean's interior. *Nature,* 332**,** 441-443.

COLE, J. J., LIKENS, G. E. e STRAYER, D. L. 1982. Photosynthetically produced dissolved organic carbon: an important carbon source for planktonic bacteria. *Limnology and Oceanography,* 27**,** 1080-1090.

COLE, J. J. e PACE, M. L. 1995. Why measure bacterial production? A reply to the comment by Jahnke e Craven. *Limnology and Oceanography,* 40**,** 441-444.

CUNHA, A. e ALMEIDA, A. 2009. Inorganic nutrient regulation of bacterioplankton heterotrophic activity in an estuarine system (Ria de Aveiro, Portugal). *Hydrobiologia,* 628**,** 81-93.

CUNHA, M. A., ALMEIDA, M. A. e ALCÂNTARA, F. 2000. Patterns of ectoenzymatic and heterotrophic bacterial activities along a salinity gradient in a shallow tidal estuary. *Mar Ecol Prog Ser,* 204**,** 1-12.

DIAS, J. M., LOPES, J. F. e DEKEYSER, I. 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro Lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of Earth Part B - Hydrology Oceans and Atmosphere,* 25**,** 369-374.

DIAS, J. M., LOPES, J. F. e DEKEYSER, I. 2003. A numerical system to study the transport propieties in the Ria de Aveiro lagoon. *Ocean Dynamics,* 53**,** 220-231.

DUCKLOW, H. W., SCHULTZ, G., RAYMOND, P., BAUER, J. e SHIAH, F.-K. Year. Bacterial Dynamics in Large and Small Estuaries. *In:* CR, B., M, B. & P, J.-G., eds. Proceedings of 8th International Symposium on Microbial Ecology, 1999 Halifax, Canada. Atlantic Canada Society for Microbial Ecology.

HOBBIE, J. E., DALEY, R. J. e JASPER, S. 1977. Use of nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl Environ Microbiol,* 33**,** 1225-1228.

MCCLELLAND, J. W. e VALIELA, I. 1998. Linking nitrogen in estuarine producers to land-derived sources. *Limnology and Oceanography,* 43**,** 577-585.

MEIRE, P., YSEBAERT, T., DAMME, S. V., BERGH, E. V. D., MARIS, T. e STRUYF, E. 2005. The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia,* 540**,** 1-11.

MULHOLLAND, M. R., LEE, C. e GLIBERT, P. M. 2003. Extracellular enzyme activity and uptake of carbon and nitrogen along an estuarine salinity and nutrient gradient. *Mar Ecol Prog Ser,* 258**,** 3-17.

SHIAH, F.-K. e DUCKLOW, H. W. 1994. Temperature regulation of heterotrophic bacterioplankton abundance, production, and specific growth rate in Chesapeake Bay. *Limnol Oceanogr,* 39**,** 1243-1258.

SIMON, M. e AZAM, F. 1989. Protein content and protein synthesis rates of palnktonic marine bacteria. *Mar Ecol Prog Ser,* 51**,** 201-213.

Produtividade Primária das Zonas Intertidais da Ria de Aveiro: Fotossíntese, Fotoprotecção e Fotoinibição do Microfitobentos

J. Serôdio [a], S. Vieira [a] e S. Cruz [a]
[a] CESAM, Departamento de Biologia
Universidade de Aveiro, Campus de Santiago
3810-193 Aveiro
jserodio@ua.pt

SUMÁRIO

Na Ria de Aveiro, as zonas intertidais ocupam cerca de 17 km^2, correspondendo a mais de 20% da área total do estuário. Os sedimentos destas zonas são colonizados por comunidades de microalgas, o microfitobentos, que formam biofilmes dominados por espécies do grupo das diatomáceas. A actividade fotossintética destes biofilmes sedimentares foi monitorizada *in situ* ao longo de períodos de baixa-mar durante ciclos semi-lunares de maré. Foram obtidas séries temporais de observações de variáveis físicas caracterizadoras do ambiente sedimentar (radiação solar, temperatura, salinidade), biomassa fotossintética, e parâmetros fotofisiológicos, medidos utilizando fluorometria de pulso modulado, com os objectivos de (1) caracterizar a variabilidade da actividade fotossintética, (2) relacioná-la com a variabilidade ambiental, e (3) com a operação de processos fotoprotectores fisiológicos (ciclo das xantofilas) e comportamentais (migração vertical), e (4) avaliar a ocorrência de fotoinibição. Foi observado que a actividade fotossintética é fortemente afectada pela dose cumulativa de radiação solar. Também a biomassa superficial respondeu rapidamente à irradiância, denotando um comportamento fotofóbico sob níveis de iluminação elevados. A resposta à iluminação excessiva incluiu também a activação do ciclo das xantofilas. Apesar da operação destes processos, a resposta da actividade fotossintética à variação dos níveis de radiação solar mostrou padrões de histerese consistentes com a ocorrência de fotoinibição. A informação detalhada obtida em estudos como este pode permitir uma mais correcta parametrização das relações funcionais entre a produtividade fotossintética e a variabilidade ambiental, contribuindo para uma melhor avaliação do papel das zonas intertidais nos balanços de carbono da Ria de Aveiro.

PALAVRAS CHAVE: *Diatomáceas, Fotossíntese, Microfitobentos, Produção primária, Sedimento*

INTRODUÇÃO

As zonas sedimentares intertidais dos estuários com marés são colonizadas por comunidades de microalgas, o microfitobentos, que forma biofilmes muito densos e produtivos (UNDERWOOD e KROMKAMP, 1999; PERKINS *et al.*, 2010). Estas comunidades são dominadas por microalgas do grupo das diatomáceas, e podem contribuir com mais de metade da produção primária de todo o ecossistema (MACINTYRE *et al.*, 1996). Na Ria de Aveiro, as zonas intertidais ocupam uma fracção significativa da área total (20%; DIAS *et al.*, 2000), tornando expectável uma contribuição importante do microfitobentos para a fixação de carbono ao nível do ecossistema.

Sendo afectado pela sobreposição dos ciclos dia/noite e de maré, o ambiente sedimentar intertidal é caracterizado por uma elevada variabilidade temporal em diversas escalas de tempo, da horária à sazonal (SERÔDIO e CATARINO, 2000). Durante a exposição em baixa-mar, os biofilmes de microalgas são expostos a condições ambientais extremas, que incluem a exposição directa à radiação solar, e variações súbitas de temperatura e salinidade (BROTAS *et al.*, 2003).

A exposição a intensidades luminosas sobressaturantes é uma das principais causas de stress para o aparelho fotossintético em todos os seres fotoautotróficos, levando à fotoinactivação dos centros de reacção, ou fotoinibição (FALKOWSKI *et al.*, 1994). As diatomáceas bênticas que constituem o microfitobentos estuarino respondem à luz excessiva de duas formas. Por um lado, através de um processo bioquímico, o ciclo das xantofilas, pelo qual é produzido de forma reversível, um pigmento fotoprotector, a diatoxantina, capaz de dissipar a energia excessiva absorvida (LAVAUD, 2007). Por outro, através de um processo comportamental fotofóbico, que consiste na migração vertical das células no interior das camadas superficiais do sedimento, e que permite minimizar a exposição a níveis de luz potencialmente prejudiciais.

Estes processos têm sido estudados principalmente em condições laboratoriais, havendo pouca informação sobre a sua operação em condições naturais. Assim, os objectivos deste estudo foram: (1) caracterizar a variabilidade horária da actividade fotossintética do microfitobentos da Ria de Aveiro através de medições feitas *in situ*, e relacioná-la (2) com a variabilidade natural das principais factores ambientais, (3) a operação de mecanismos fotoprotectores, distinguindo a importância relativa de processos fisiológicos e comportamentais, e (4) avaliar a sua eficiência na prevenção da fotoinibição.

A actividade fotossintética, a fotoprotecção e a fotoinibição do microfitobentos foram quantificadas *in situ* através de Fluorometria de Pulso Modulado (PAM; SCHREIBER *et al.*, 1986). Esta metodologia permite avaliar, em tempo real e de forma não-destrutiva, a operação de mecanismos fotoprotectores e a ocorrência de fotoinibição, bem como quantificar a migração vertical das microalgas constituintes dos biofilmes sedimentares.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo

O estudo foi realizado num banco de maré localizado no Canal de Ílhavo, junto da Vista Alegre (40º 35'N, 8º 41'W; Figura 1), em sedimentos finos dominados por diatomáceas dos géneros

Navicula, *Nitzschia*, *Gyrosigma* e *Pleurosigma*. As medições foram realizadas ao longo de períodos de baixa-mar, em cinco dias de um ciclo semi-lunar de maré.

Parâmetros físicos

Durante cada período de baixa-mar, foram medidas a intervalos regulares a radiação PAR incidente (*E*; 400-700 nm; Li-193SA e Li-250, Li-COR), a temperatura do sedimento (termómetro de infra-vermelhos CA 872, Chauvin Arnoux) e a salinidade da água intersticial (refractómetro S/Mill, Atago).

Actividade fotossintética: fluorometria PAM

A fluorescência da clorofila *a* foi medida usando um fluorómetro PAM portátil (Portable Junior-PAM, Gademann Instruments GmbH), que aplica luzes de medição, actínica e saturante de cor azul (470 nm). A fluorescência foi medida usando uma fibra óptica de 1,5 mm de diâmetro (Edmund Optics, UK), mantida a uma distância constante de 2 mm da superfície do sedimento, disposta num ângulo de 45º. Para facilitar o ajuste da posição da fibra relativamente à superfície do sedimento, as medições foram realizadas em amostras colhidas em 'corers' de plástico com 3,6 cm de diâmetro. A cada 15 min, foi aplicado um pulso saturante e o rendimento quântico efectivo do fotossistema II (PSII), $\Delta F/F_m'$ (= $(F_m' - F_s)/F_m'$; GENTY *et al.*, 1989), foi medido em casa amostra. Cada amostra foi em seguida mantida no escuro durante 2 min, após o que o rendimento quântico máximo do PSII, F_v/F_m (= $(F_m - F_o)/F_m$), foi estimado, antes de esta ser de novo exposta à luz ambiente. O parâmetro F_o foi usado como indicador da biomassa produtiva, definida como a biomassa de microalgas presente na zona iluminada do sedimento (SERÔDIO *et al.*, 2001). Usando os valores de irradiância, *E*, e de $\Delta F/F_m'$ calculou-se o índice de fotossíntese EFY, demonstrado correlacionar-se com as taxas de fotossíntese do biofilme, dado por EFY = $E \times F_o \times \Delta F/F_m'$ (SERÔDIO *et al.*, 2007).

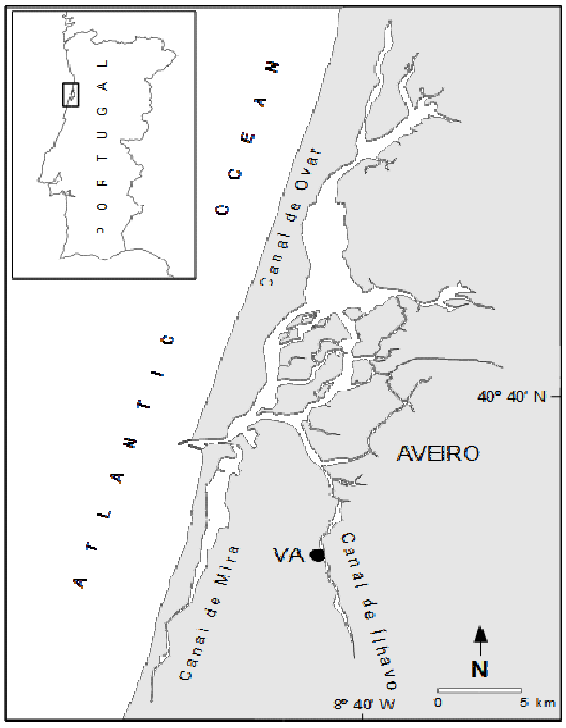


Figura 1: Mapa da Ria de Aveiro e localização do local de estudo (VA).

Composição taxonómica

A composição taxonómica dos biofilmes foi determinada pela observação em microscopia óptica de suspensões de microalgas obtidas a partir de réplicas das amostras usadas para as medições de fluorescência. As suspensões foram obtidas e fixadas como descrito em SERÔDIO *et al.* (2006).

RESULTADOS

Parâmetros físicos

Durante o período de estudo, o fotoperíodo foi de aproximadamente 14 h 30 min. A submersão durante a preia-mar reduziu o período efectivo de exposição à luz para entre 7 e 10 h, consoante a altura do dia em que ocorreu a baixa-mar. A irradiância fotossinteticamente activa (PAR) atingiu valores máximos de 1750 µmol m^{-2} s^{-1} (Figura 2a). Os períodos de baixa-mar foram caracterizados por uma elevada variabilidade na temperatura e salinidade do sedimento superficial (Figura 2a). Durante os períodos de baixa-mar ocorrendo de manhã, a temperatura aumentou significativamente (até 75%, de 16 to 28 ºC; Figura 2a), acompanhando o aumento da intensidade da radiação solar. De igual forma, também a salinidade variou substancialmente, particularmente durante os períodos de baixa-mar durante a tarde, quando esta continuou a aumentar apesar da diminuição da temperatura e irradiância (Figura 2a). Aumentos de mais de 100% foram observados durante um mesmo período de baixa-mar, sendo atingidos valores acima de 65, sendo frequentes valores de 50.

Actividade fotossintética

Foi observada uma clara relação inversa entre a variação do rendimento quântico efectivo do PSII, $\Delta F/F_m'$, e da irradiância solar, *E* (Figura 2b). Tomando o dia 14 de Julho como exemplo, $\Delta F/F_m'$ diminuiu com o aumento de E ao longo da manhã, esta diminuição sendo mais marcada quando E atingiu valores acima de 600 µmol m^{-2} s^{-1} (Figura 2b). Para valores de *E* acima de 900 µmol m^{-2} s^{-1}, os valores de $\Delta F/F_m'$ mantiveram-se a níveis muito reduzidos, abaixo de 0,15. Durante o período da tarde, $\Delta F/F_m'$ recuperou gradualmente acompanhando a redução da intensidade luminosa. Padrões semelhantes foram observados nos outros dias estudados.

O rendimento quântico máximo do PSII, F_v/F_m, variou segundo padrões idênticos aos exibidos por $\Delta F/F_m'$, geralmente caracterizados por uma relação inversa com *E* (Figura 2c). Os valores de F_v/F_m foram geralmente mais altos que os de $\Delta F/F_m'$, a diferença entre os dois parâmetros a diminuindo com a intensidade luminosa (Figura 2c). Uma excepção a este padrão ocorreu no final do dia quando $\Delta F/F_m'$ aumentou a um maior ritmo, atingindo valores mais elevados do que F_v/F_m (14,8% mais altos; teste-t, P = 0,005). Como consequência, enquanto a recuperação de $\Delta F/F_m'$ relativamente aos valores iniciais da manhã foi quase completa (-23,5%; teste-*t*, *P* = 0,134), F_v/F_m recuperou apenas parcialmente, atingindo valores consideravelmente inferiores aos observados no início do dia (-56,6%, teste-*t*, *P* < 0,001) (Figuras 3b,c).

O padrão de variação do índice de fotossíntese EFY foi também fortemente dependente da exposição prévia à luz. Em muitos casos, EFY exibiu um padrão bi-fásico com um marcado aumento inicial associado à subida dos valores de *E* e ao pequeno decréscimo de $\Delta F/F_m'$. Os valores máximos foram observados relativamente cedo (ca. 8h30), e foram seguidos por um decréscimo gradual associado à diminuição de $\Delta F/F_m'$ e F_o, até permanecer relativamente constante durante o resto do período de baixa-mar (Figura 3d). No período de baixa-mar da tarde, foi

observado um segundo máximo devido à recuperação de $\Delta F/F_m'$ e o aumento de F_o imediatamente após a vazante e ao posterior aumento de *E*.

Biomassa produtiva

Relativamente ao indicador de biomassa produtiva, F_o, observaram-se valores elevados durante o início da manhã, que gradualmente diminuíram com o aumento da intensidade luminosa (Figura 2e). Este máximo correspondeu à acumulação de uma grande quantidade de células na zona fótica do sedimento, e foi melhor definido nos dias em que a irradiância atingiu níveis mais baixos. Embora de forma menos acentuada, foi também observada uma relação inversa entre F_o e *E* nos períodos de baixa-mar da tarde.

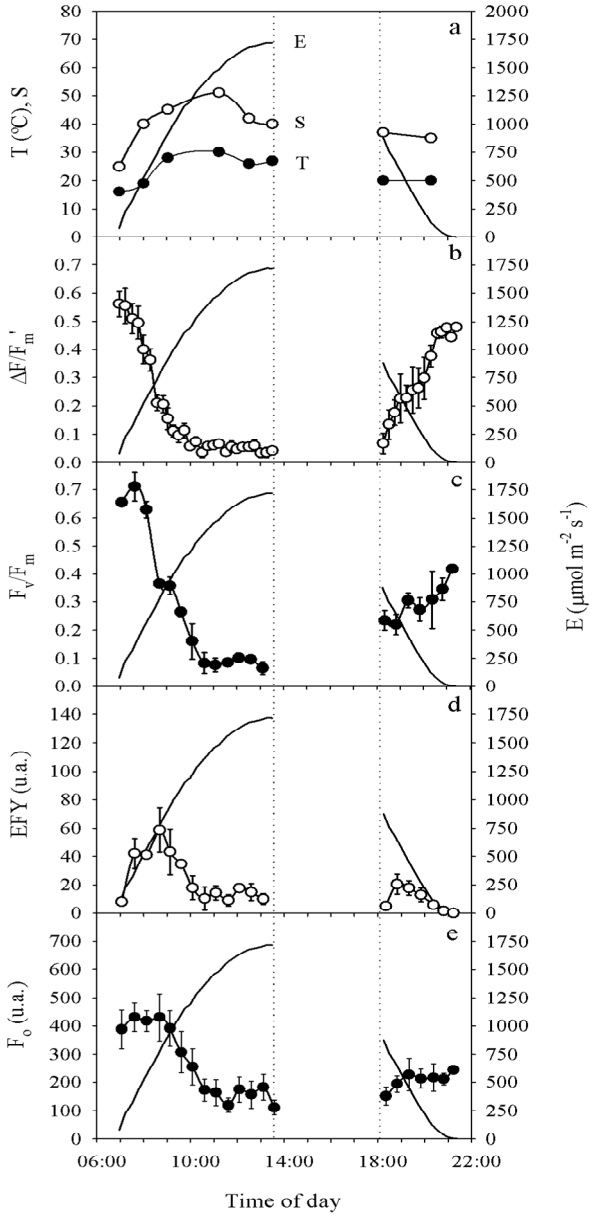


Figura 2: Séries temporais de irradiância PAR (*E*), temperatura (T) e salinidade (S) na superfície do sedimento, do rendimento quântico efectivo ($\Delta F/F_m'$) e máximo (F_v/F_m) do PSII, do índice de fotossíntese (EFY) e do indicador da biomassa produtiva (F_o) ao longo de um dia apresentado dois períodos de baixa-mar.

Resposta à luz

De forma a melhor caracterizar os efeitos da intensidade luminosa na variabilidade dos diversos parâmetros fotofisiológicos estudados, foram construídas curvas de resposta à luz a partir das séries temporais de observações feitas durante os períodos de baixa-mar diurnos (Figura 3). Na maior parte dos casos, foi observado um claro padrão de histerese, com a diminuição destes parâmetros durante o período da manhã a não ser correspondida por uma recuperação equivalente durante o período da tarde (Figuras 3a,b). Estes resultados indicam haver um efeito da dose de luz recebida durante a manhã no comportamento de todos os índices medidos.

No caso de $\Delta F/F_m'$ e F_v/F_m, uma dose de luz mais elevada durante a manhã causou um maior decréscimo dos valores medidos durante a tarde, particularmente sob níveis de luz mais baixos. Durante os períodos de baixa-mar matinais, as respostas à luz de $\Delta F/F_m'$ e F_v/F_m foram caracterizadas por uma fase inicial em que os valores se mantiveram constantes ou aumentaram apenas ligeiramente, seguida por uma diminuição quase linear até $E > 1000$ µmol m^{-2} s^{-1} (Figuras 3a,b). Durante os períodos da tarde, estes dois índices recuperaram seguindo uma tendência aproximadamente linear e paralela à observada durante a manhã, apesar de apresentar valores mais baixos e de não repetir o pico registado sob os níveis de luz mais baixos.

A resposta de EFY à luz apresentou um padrão bi-fásico, mais acentuado durante o período da manhã, e aumentando para valores de irradiância superiores a 600 µmol m^{-2} s^{-1}, e diminuindo gradualmente para a restante gama de irradiâncias (Figura 3c). Um padrão indicativo de histerese foi observado não apenas para os índices de fluorescência associados à actividade fotossintética, mas também relativamente a F_o (Figura 3d). Tal como com $\Delta F/F_m'$ e EFY, a correspondência entre a resposta observada durante os períodos da manhã e da tarde foi maior quando a intensidade da luz foi menor.

Composição taxonómica

A composição específica das suspensões de microalgas não variou substancialmente ao longo do período de estudo, sendo dominada por cinco espécies de diatomáceas móveis, correspondendo a uma fracção que variou entre 67 e 83% do total de células: *Navicula cf. gregaria* Donkin, *Nitzschia draveillensis* Coste e Ricard, *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow, *Nitzschia perspicua* Cholnoky, *Parlibellus crucicula* (W. Smith) Witkowski, Lange-Bertalot e Metzeltim. As espécies pertencentes aos grupos das Euglenófitas e das Cianobactérias corresponderam a menos de 1% do total de células em todos os dias estudados.

DISCUSSÃO

Actividade fotossintética

A actividade fotossintética do microfitobentos durante os períodos de baixa-mar foi caracterizada por uma elevada variabilidade horária associada às rápidas alterações das condições ambientais, com a eficiência fotossintética medida por $\Delta F/F_m'$ a variar entre o máximo fisiológico e valores próximos de zero durante um mesmo período de iluminação.

A relação entre a taxa de decréscimo de $\Delta F/F_m'$ e a intensidade da luz é uma indicação de que o padrão de variação da actividade fotossintética é fortemente determinado pelos efeitos cumulativos da exposição prévia à luz. Entre as possíveis causas para a forte resposta à luz de $\Delta F/F_m'$ contam-se a activação de mecanismos de fotoprotecção como o ciclo das xantofilas e a ocorrência de fotoinibição devido à exposição contínua a níveis de luz

sobressaturantes. Outra causa possível é a limitação da fotossíntese devido à depleção de carbono ou nutrientes no biofilme (LUDDEN *et al.*, 1985; GLÜD *et al.*, 1992; KROMKAMP *et al.* 1998; MILES e SUNDBÄCK, 2000; COOK e RØY, 2006). O stress osmótico e salino podem também ter contribuído para reduzir as taxas fotossintéticas durante períodos longos de exposição em baixa-mar (RIJSTENBIL, 2003).

Devido ao facto de os biofilmes microalgais intertidais serem dominados por microalgas móveis, as taxas de fotossíntese do biofilme são potencialmente afectadas por variações da distribuição vertical das células devido ao seu comportamento migratório. Assim, uma outra possível causa para a diminuição acentuada das taxas de fotossíntese do biofilme é a migração descendente das células em melhor condição fisiológica, deixando junto à superfície as mais susceptíveis à fotoinibição.

Por outro lado, a migração vertical para o interior do sedimento poderá ter acentuado o efeito de sobrestimação de $\Delta F/F_m'$ quando medido em sedimentos intactos (FORSTER e KROMKAMP, 2004; SERÔDIO, 2004), particularmente sob irradiâncias mais elevadas, e ter ocultado um efeito depressivo de facto maior.

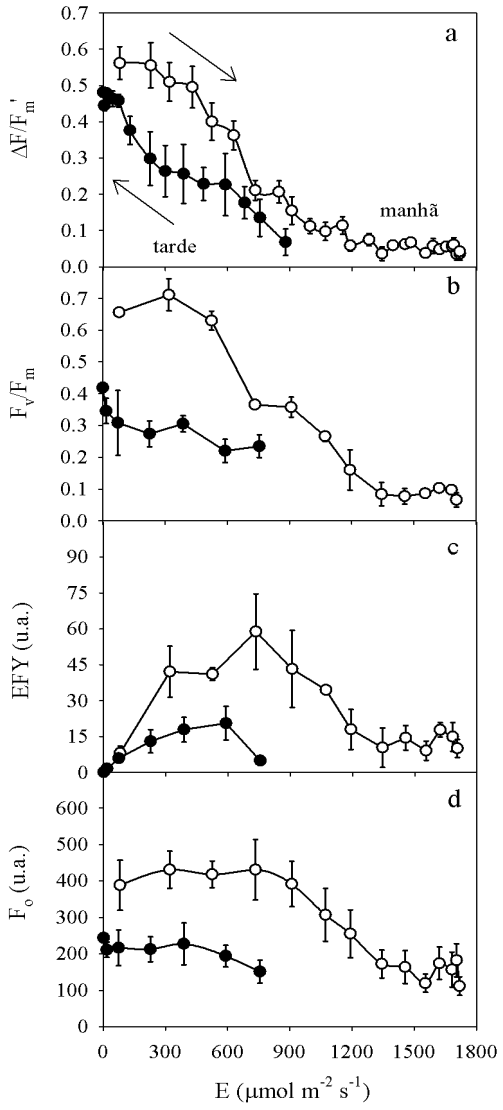


Figura 3: Curvas de resposta à luz do rendimento quântico efectivo ($\Delta F/F_m'$) e máximo (F_v/F_m) do PSII, do índice de fotossíntese (EFY) e do indicador da biomassa produtiva (F_o), construídas a partir dos dados apresentados na Figura 2.

O decréscimo simultâneo de $\Delta F/F_m'$ e F_o fez com que o índice de fotossíntese EFY não atingisse valores máximos sob as intensidades de luz mais elevadas, como previsto por modelos de produtividade primária baseados em observações laboratoriais sobre o controlo migratório da biomassa produtiva (PINCKNEY e ZINGMARK, 1991; GUARINI *et al.*, 2000; SERÔDIO e CATARINO, 2000). Esta discrepância entre previsões de modelos e observações ilustra o valor das medições feitas *in situ*, em condições naturais.

Migração vertical e fotoprotecção

Os resultados deste estudo mostraram a ocorrência de migração vertical fotofóbica das microalgas como uma resposta à luz excessiva. Nos dias em que a exposição em baixa-mar se iniciou antes do nascer do Sol, as células acumuladas à superfície começaram a migrar para o interior do sedimento quando a intensidade da luz solar atingiu valores moderados, genericamente coincidentes com o valor-limite medido em experiências laboratoriais para a activação de respostas fotofóbicas (SERÔDIO *et al.*, 2006).

A migração descendente durante a exposição a intensidades luminosas elevadas tem sido interpretada como uma forma de fotoprotecção comportamental, através da qual as microalgas usam a sua motilidade para se posicionarem no gradiente de luz da zona fótica do sedimento e assim regular a intensidade da luz a que são expostas (KROMKAMP *et al.*, 1998; PERKINS *et al.*, 2001; SERÔDIO *et al.*, 2001; UNDERWOOD, 2002).

A migração vertical e o ciclo das xantofilas parecem assim actuar de forma complementar, o primeiro minimizando a extensão com que o segundo é activado, e ambos reduzindo os potenciais danos no aparelho fotossintético. Estes resultados sugerem que a migração vertical pode desempenhar um papel preventivo, reduzindo ou atrasando a indução do ciclo das xantofilas. Numa situação de exposição prolongada à luz alta, a migração descendente pode representar uma estratégia vantajosa para prevenir fotoinibição resultante do facto de a capacidade fotoprotectora do ciclo das xantofilas ter sido excedido.

Histerese e fotoinibição

As diatomáceas são conhecidas por possuírem uma elevada capacidade de fotoprotecção ('super-quenching'; RUBAN *et al.*, 2004; LAVAUD *et al.*, 2007), suficiente para evitar fotoinibição em espécies estuarinas, tanto pertencentes ao plâncton (LAVAUD *et al.*, 2007) como ao bentos (CRUZ e SERÔDIO, 2008). No entanto, a observação frequente de histerese é uma forte indicação da ocorrência de fotoinibição. A histerese causada pela diminuição da actividade fotossintética durante a tarde ('afternoon depression'; SCHANZ e DUBINSKY, 1988) tem sido atribuída à recuperação lenta associada à síntese da proteína D1 do PSII (FALKOWSKI *et al.*, 1994; GORBUNOV *et al.*, 2001; LEVY *et al.*, 2004). Apesar do facto da histerese poder ser devida a outras causas, como ritmos circadianos, depleção de nutrientes ou fotorespiração (LEVY *et al.*, 2004), a forte dependência da dose de exposição à luz registada neste estudo suporta a ideia de que esta de deveu principalmente a danos no aparelho fotossintético.

A ocorrência de fotoinibição em microfitobentos pode ser considerada como inesperada, pois decréscimos nas taxas de fotossíntese sob luz alta não são normalmente observados (KROMKAMP *et al.*, 1998; UNDERWOOD e KROMKAMP, 1999; UNDERWOOD, 2002). Por outro lado, os padrões de histerese observados neste estudo ocorreram apesar da interrupção da exposição à luz durante a submersão em preia-mar, que se poderia esperar que anulasse as condições de stress entretanto formadas, como supersaturação de oxigénio e baixos níveis de carbono e

nutrientes disponíveis. Estes resultados podem assim ser considerados contraditórios relativamente à hipótese de que a migração vertical constitui um mecanismo fotoprotector eficiente contra a fotoinibição. Em particular, a hipótese da 'micro-migração', pela qual as células sob stress são substituídas por outras em melhor condição fisiológica (KROMKAMP *et al.*, 1998; UNDERWOOD *et al.*, 2005), faria prever uma recuperação mais extensa durante os períodos de baixa-mar da tarde e a ausência, ou redução acentuada, da histerese. Em contraste, os resultados sugerem que, em condições naturais, ou a micro-migração não ocorre ou não resulta num benefício significativo.

Assim, permanece em aberto a questão de a histerese detectada ao nível do biofilme se deve à alteração do estado fisiológico da mesma população de microalgas, ou à mudança da população presente na superfície do sedimento. O método usado para caracterizar a composição taxonómica não permitiu detectar variações rápidas nas espécies presentes nas camadas mais superficiais do sedimento. No entanto, considerando a migração descendente de um número elevado de células durante a baixa-mar da manhã, parece plausível que tenha ocorrido uma mudança da população de microalgas e que a fotoinibição observada tenha resultado da pior condição fisiológica das células que permaneceram junto da superfície.

CONCLUSÕES

As comunidades de microalgas que colonizam os bancos de maré intertidais da Ria de Aveiro estão expostas a variações extremas e simultâneas dos diversos factores ambientais que afectam o seu desempenho fotossintético. As respostas rápidas a estas variações ambientais incluem não apenas processos bioquímicos e fisiológicos comuns a outras organismos fotoautotróficos, mas também a motilidade celular, através da regulação da posição vertical das células na gama de níveis de luz da zona fótica do sedimento. A medição *in situ* de séries temporais de alta frequência de parâmetros fotofisiológicos relacionados com a biomassa e a actividade fotossintética permitiu caracterizar as respostas fisiológicas e migratórias do microfitobentos da Ria de Aveiro, e identificar um conjunto de aspectos, alguns não anteriormente descritos:

1. A actividade fotossintética é fortemente dependente da exposição prévia à luz, sendo rápida e substancialmente reduzida quando o biofilme é exposto a níveis elevados de radiação solar durante as fases iniciais do dia;
2. As microalgas do microfitobentos executam movimentos migratórios fotofóbicos sob irradiância elevada, resultando na observação de máximos de biomassa produtiva durante as primeiras horas da manhã;
3. As microalgas respondem à exposição a luz elevada pela activação do ciclo das xantofilas, complementarmente à resposta migratória;
4. A resposta dos principais parâmetros fotofisiológicos mostra frequentemente padrões de histerese, indicando que os processos fotoprotectores, fisiológicos e comportamentais, não são suficientes para evitar a ocorrência de fotoinibição.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi suportado pelo projecto financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia POCTI/MAR/15318/99. Agradecemos a Helena Coelho pela assistência em trabalho de campo e de laboratório.

LITERATURA CITADA

BROTAS, V., RISGAARD-PETERSEN, N., OTTOSSEN, L., SERÔDIO, J., RIBEIRO, L.,e DALSGAARD, T., 2003. *In situ* measurement of photosynthetic activity e respiration of intertidal benthic microalgal communities undergoing vertical migration. *Ophelia* 57, 13–26

COOK, P.L.M., e RØY, H., 2006. Advective relief of CO_2 limitation in microphytobenthos in highly productive sandy sediments. *Limnology and Oceanography* 51, 1594–1601

CRUZ, S., e SERÔDIO, J., 2008. Relationship of rapid light curves of variable fluorescence to photoacclimation and non-photochemical quenching in a benthic diatom. *Aquatic Botany* 88, 256–264

DIAS, J.M., LOPES, J.F., e DEKEYSER, I (2000) Tidal propagation in Ria de Aveiro Lagoon, Portugal. *Physics, Chemistry and Earth* (B) 25, 369-374

FALKOWSKI, P.G., GREENE, R., KOLBER, Z., 1994. Light utilization and photoinhibition of photosynthesis in marine phytoplankton. *In*: Baker, N.R., Bowes, J. (eds.), *Photoinhibition of photosynthesis: from molecular mechanisms to the field*. Oxford, U.K.: Bios Scientific, pp. 407–432.

FORSTER, R.M., e KROMKAMP, J., 2004. Modelling the effects of chlorophyll fluorescence from subsurface layers on photosynthetic efficiency measurements in microphytobenthic algae. *Marine Ecology Progress Series* 284, 9–22

GENTY, B., BRIANTAIS, J.-M., e BAKER, N.R., 1989. The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochimica et Biophysica Acta* 990, 87–92

GLÜD, R.N., RAMSING, N.B., e REVSBECH N.P., 1992. Photosynthesis and photosynthesis-coupled respiration in natural biofilms quantified with oxygen microsensors. *Journal of Phycology* 28, 51–60

GORBUNOV, M.Y., KOLBER, Z.S., LESSER, M.P., e FALKOWSKI, P.G., 2001. Photosynthesis and photoprotection in symbiotic corals. *Limnology and Oceanography* 46, 75–85

GUARINI, J.M., BLANCHARD, G.F., GROS, P., GOULEAU, D., e BACHER, C., 2000. Dynamic model of the short-term variability of microphytobenthic biomass on temperate intertidal mudflats. *Marine Ecology Progress Series* 195, 291–303

KROMKAMP, J., BARRANGUET, C., e PEENE, J., 1998. Determination of microphytobenthos PSII quantum efficiency and photosynthetic activity by means of variable chlorophyll fluorescence. *Marine Ecology Progress Series* 162, 45–55

LAVAUD, J., STRZEPEK, R.F., e KROTH, P.G., 2007. Photoprotection capacity differs among diatoms: Possible consequences on the spatial distribution of diatoms related to fluctuations in the underwater light climate. *Limnology and Oceanography* 52, 1188–1194

LAVAUD J (2007) Fast regulation of photosynthesis in diatoms: mechanisms, evolution and ecophysiology. *Functional Plant Science and Biotechnology* 1:267-287

LEVY, O., DUBINSKY, Z., SCHNEIDER, K., ACHITUV, Y., ZAKAI, D., E GORBUNOV, M.Y., 2004. Diurnal hysteresis in coral photosynthesis. *Marine Ecology Progress Series* 268, 105–117

LUDDEN, E., ADMIRAAL, W., e COLIJN, F., 1985. Cycling of carbon and oxygen in layers of marine microphytes – a simulation model and its eco-physiological implications. *Oecologia* 66, 50-59

MACINTYRE H.L., GEIDER, R.J. e MILLER, D.C. (1996), Microphytobenthos: the ecological role of the "secret garden"

of unvegetated, shallow-water marine habitats. I. Distribution, abundance and primary production. *Estuaries* 19:186-201

MILES, A., e SUNDBÄCK, K., 2000. Diel variation in microphytobenthic productivity in areas of different tidal amplitude. *Marine Ecology Progress Series* 205, 11–22

PERKINS, R.G., UNDERWOOD, G.J.C., BROTAS, V., SNOW, G.C., JESUS, B., e RIBEIRO, L., 2001. Responses of microphytobenthos to light: primary production and carbohydrate allocation over an emersion period. *Marine Ecology Progress Series* 223, 101–112

PERKINS, R.G, KROMKAMP, J., SERÔDIO, J., LAVAUD, J., JESUS, B:, MOUGET, J.-L., FORSTER, R., e LEFEBVRE, S., 2010. The application of variable chlorophyll fluorescence to microphytobenthic biofilms. *In*: Suggett, D., Prasil, O., Borowitza, M.A. (eds.) *Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications*. Dordrecht, Developments in Applied Phycology, 4. Springer, pp. 237-275.

PINCKNEY, J., e ZINGMARK, R.G., 1991. Effects of tidal stage and sun angles on intertidal benthic microalgal productivity. *Marine Ecology Progress Series* 76, 81–89

RIJSTENBIL, J.W., 2003. Effects of UVB radiation and salt stress on growth, pigments and antioxidative defence of the marine diatom *Cylindrotheca closterium*. *Marine Ecology Progress Series* 254, 37–48

Ruban, A.V., Lavaud, J., Rousseau, B., Guglielmi, G., Horton, P., e Etienne, A.L., 2004 The super-excess energy dissipation in diatom algae: comparative analysis with higher plants. *Photosynthesis Research* 82, 165-175

SCHANZ, F. e DUBINSKY, Z., 1988. The afternoon depression in primary productivity in a high rate oxidation pond (Hrop). *Journal of Plankton Research* 10, 373–383

SCHREIBER, U., SCHLIWA, U., e BILGER, W., 1986. Continuous recording of photochemical and nonphotochemical chlorophyll fluorescence quenching with a new type of modulation fluorometer. *Photosynthesis Research* 10, 51–62

SERÔDIO, J., 2004. Analysis of variable chlorophyll fluorescence in microphytobenthos assemblages: implications of the use of depth-integrated measurements. *Aquatic Microbial Ecology* 36, 137–152

SERÔDIO, J., e CATARINO, F., 2000. Modelling the primary productivity of intertidal microphytobenthos: time scales of variability and effects of migratory rhythms. *Marine Ecology Progress Series* 192, 13–30

SERÔDIO, J., COELHO, H., VIEIRA, S., CRUZ, S., 2006 Microphytobenthos vertical migratory photoresponse as characterised by light-response curves of surface biomass. Estuarine, Coastal and Shelf Science 68, 547–556.

SERÔDIO, J., MARQUES da SILVA, J., e CATARINO, F., 2001. Use of in vivo chlorophyll a fluorescence to quantify short-term variations in the productive biomass of intertidal microphytobenthos. *Marine Ecology Progress Series* 218, 45–61

SERÔDIO, J., VIEIRA, S., BARROSO, F., 2007. Relationship of variable chlorophyll fluorescence indices to photosynthetic rates in microphytobenthos. *Aquatic Microbial Ecology* 49, 71–85

UNDERWOOD, G.J.C., 2002. Adaptations of tropical marine microphytobenthic assemblages along a gradient of light and nutrient availability in Suva Lagoon, Fiji. *European Journal of Phycology* 37, 449–462

UNDERWOOD, G.J.C., e KROMKAMP, J., 1999. Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Advances in Ecology Research* 29, 93–153

UNDERWOOD, G.J.C., PERKINS, R.G., CONSALVEY, M.C., HANLON, A.R.M., OXBOROUGH, K., BAKER, N.R., PATERSON, D.M., 2005. Patterns in microphytobenthic primary productivity: species-specific variation in migratory rhythms and photosynthetic efficiency in mixed-species biofilms. *Limnology and Oceanography* 50, 755–767

Prolongamento do Molhe Norte: Modelação de Alterações Hidrodinâmicas Induzidas na Ria de Aveiro

S. Mariano[a] e J. M. Dias[b]
[a] Departamento de Física, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
sandra.mariano@ua.pt
[b] CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
joao.dias@ua.pt

SUMÁRIO

As alterações geomorfológicas são factores importantes na determinação da hidrodinâmica estuarina, entre elas a execução de obras de engenharia pesada, muitas vezes impostas pelas necessidades de navegação associadas ao crescimento de portos. O principal objectivo deste estudo consiste em avaliar a resposta hidrodinâmica da Ria de Aveiro a uma alteração na geometria actual da sua embocadura. Afim de melhorar as condições de navegação para acesso ao Porto de Aveiro, a respectiva administração (APA) projecta prolongar em 200 m o actual molhe Norte. Para avaliar as alterações hidrodinâmicas na Ria de Aveiro em consequência da implementação desta obra foi usado o modelo hidrodinâmico bidimensional SIMSYS2D, anteriormente calibrado para a Ria de Aveiro. Foram efectuadas simulações considerando a actual configuração da Ria de Aveiro (2009), e uma configuração projectada, que contempla o prolongamento do molhe Norte em 200 m. Foram estudados cenários de forçamento extremo pela maré, considerando casos de máxima maré viva e maré morta. Foram analisados resultados do prisma de maré nos principais canais da Ria de Aveiro, assim como da altura de água e das componentes horizontais da velocidade em locais seleccionados. Foi ainda efectuada análise harmónica das previsões de altura de água para ambas as configurações estudadas. Os resultados mostram que os prismas de maré diminuem ligeiramente no cenário que considera o prolongamento do molhe norte. Em máxima maré viva a amplitude da maré aumenta cerca de 0.05 m e em máxima maré morta as variações não são significativas. As mudanças mais expressivas da velocidade ocorrem nas zonas mais próximas da embocadura. As alterações na amplitude e na fase da maioria dos constituintes harmónicos são diminutas. Em resumo, este estudo revela que apesar das alterações induzidas na hidrodinâmica da Ria de Aveiro pelo prolongamento do molhe norte não serem significativas, mais estudos deveriam de ser realizados para esclarecer o impacto desta obra a longo prazo.

PALAVRAS CHAVE: *Modelação numérica, Alterações geométricas, Prisma de maré, Laguna.*

INTRODUÇÃO

Diferenças geomorfológicas são factores importantes no estabelecimento da estrutura do fluxo estuarino. As correntes de maré induzidas nesses ambientes geralmente são moduladas pelo regime de marés e respondem de forma diferente às mudanças impostas na sua propagação natural devido a estas alterações. Algumas dessas alterações devem-se à implementação de obras de engenharia pesada em zonas estuarinas, na maioria das vezes impostas pelas necessidades de navegação associadas ao desenvolvimento dos portos comerciais. A realização destas obras geralmente afecta significativamente a propagação natural da onda de maré nos ambientes costeiros onde as mesmas são realizadas.

Torna-se portanto essencial simular, analisar e avaliar devidamente a implementação de obras costeiras portuárias, para que se possam identificar as vantagens e as desvantagens de tal execução, e apresentar possíveis condições de melhoramento e mitigação, que assegurem a preservação natural do sistema estuarino onde as mesmas serão realizadas.

A laguna da Ria de Aveiro, na qual está incluída a área de jurisdição da Administração do Porto de Aveiro, é detentora de uma história merecedora de realce, e na qual a intervenção humana desempenhou um papel preponderante, especialmente no que respeita à configuração da sua embocadura. A sua manutenção e evolução deve-se a ilustres profissionais que desde sempre estiveram ligados às obras hidráulico-marítimas e que nela trabalharam. Existem elementos suficientes para conhecer os períodos de evolução lagunar nos seus traços gerais e apreciar os cenários nos quais a laguna se desenvolveu e transformou. À progressão do fenómeno geofísico correspondeu a progressão do fenómeno histórico e económico, que se reflectiu nas sucessivas mutações da Ria de Aveiro.

Os marcos históricos mais importantes da transformação evolutiva da Ria de Aveiro datam de 1318 a 2008. Dos primeiros registos históricos da costa Portuguesa, em 1318, segundo o Portulano de Petrus Visconde, a Ria de Aveiro ainda não existia. Em 1560, a laguna já se encontrava em formação, porém ainda muito distante da configuração que conhecemos actualmente, pois o canal de Mira ainda não se havia formado.

Desde o início da sua formação que a entrada da laguna apresenta problemas relativamente ao movimento de areias do fundo, que ao acumularem-se na entrada do canal, podem afectar a navegação levando ao cancelamento do tráfego marítimo. Ao longo do tempo, vários projectos foram levados a cabo para melhorar as condições de acesso à Ria de Aveiro. Entre eles deve ser referido o projecto por parte de dois engenheiros Holandeses, em 1687, para fixar a posição de embocadura. No entanto, estes trabalhos não foram realizados por falta de financiamento. Finalmente, em 1808, foram concluídas as obras de fixação da embocadura, na posição conhecida actualmente, tendo este projecto estado a cargo dos engenheiros militares Reinaldo Oudinot e Luís Gomes de Carvalho.

Desde então, foram realizadas várias obras com diferentes configurações e efectuadas várias dragagens do canal de navegação e da zona acesso à embocadura, a fim de melhorar as

condições de navegação no Porto de Aveiro. Foi por fim em 1986, que o Molhe Norte chegou à geometria conhecida neste momento.

No entanto, as condições actuais da embocadura da Ria de Aveiro limitam o acesso de embarcações de elevada dimensão ao Porto comercial, o que se traduz em significativas perdas económicas. A Administração do Porto de Aveiro pretende que embarcações com dimensões de 140 metros de comprimento e 8 metros de área submersa tenham também acesso ao porto comercial. Além disso, as condições do mar e das correntes que se formam localmente podem dificultar as manobras de entrada dos navios. A falta de segurança que advém desta situação condiciona os períodos de funcionamento do porto de Aveiro, em particular no tráfego nocturno. A fim de melhorar estas condições, quer sejam de acesso, quer sejam de segurança, a Administração do Porto de Aveiro (APA) irá avançar com uma obra de engenharia pesada que se traduz na extensão de 200 m do molhe Norte (Figura 1) que delimita a embocadura.

O objectivo principal deste estudo é avaliar a resposta hidrodinâmica da Ria de Aveiro a alterações na sua geometria actual impostas pelos trabalhos previstos no âmbito da extensão do molhe Norte. Neste âmbito foi aplicado um modelo hidrodinâmico previamente calibrado para a Ria de Aveiro, para efectuar um estudo comparativo entre algumas das características hidrodinâmicas da laguna no cenário futuro face à situação actual.

ÁREA DE ESTUDO

A Ria de Aveiro (Figura 2) é uma laguna com uma geometria muito complexa e irregular, caracterizada por uma rede de canais estreitos. Está localizada na costa litoral Portuguesa (40º38 ' N, 8º45'W) e comunica com o oceano Atlântico através de uma única embocadura situada a Oeste, aproximadamente a meio da sua extensão longitudinal. A laguna apresenta como dimensões: 10 km de largura e 45 km de comprimento e cobre uma área de 83 km^2 na preia-mar de maré viva de máxima amplitude, que se reduz a uma área de 66 km^2 em baixa-mar de maré viva de máxima amplitude (DIAS *et al.*, 2006a).

A Ria de Aveiro é uma laguna mesotidal com marés semi-diurnas, sendo estas as principais agentes forçadoras da sua dinâmica. A amplitude das marés na embocadura varia entre um valor mínimo de 0.6 m em maré morta e um valor máximo de 3.2 m em maré viva, com um valor médio de 2 m (DIAS *et al.*, 2000).

A renovação da água dentro da laguna é feita através dos fluxos de água doce e de água salgada entre o oceano (a jusante) e o caudal fluvial (a montante). As principais fontes de água doce que desaguam na Ria de Aveiro são o Rio Antuã e o Rio Vouga, sendo este último o mais importante dos dois. A água de origem marinha que entra na laguna deverá ser calculado determinando o volume total de água que passa através de uma secção do canal principal

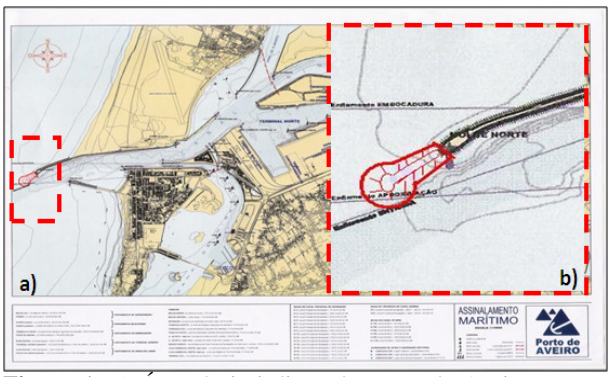


Figura 1: a) Área de jurisdição do Porto de Aveiro, com a respectiva extensão do molhe Norte; b) Zoom da obra projectada.

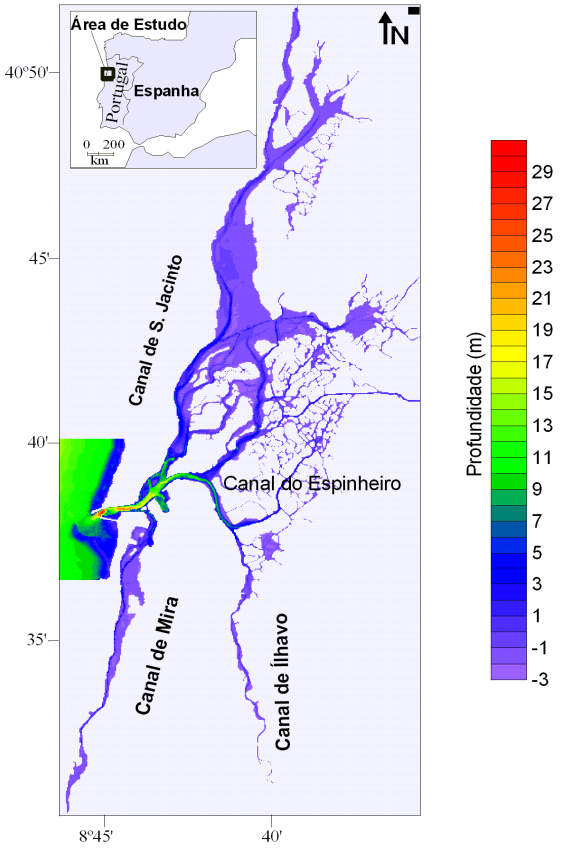


Figura 2: Batimetria da Ria de Aveiro e a sua respectiva localização na costa portuguesa.

durante uma enchente (DIAS, 2001). Este volume, designado por prisma de maré, é de 136.7×10^6 m^3 para a maré viva de maior amplitude e 34.9×10^6 m^3 para maré morta de menor amplitude (DIAS *et al.*, 1999). O caudal total de água doce estimado para afluir à laguna durante um ciclo de maré é de 1.8×10^6 m^3 (MOREIRA *et al.*, 1993). Este valor é muito pequeno comparado com o valor médio do prisma de maré na embocadura de 70.0×10^6 m^3 (DIAS *et al.*, 2006a,b). Assim, nesta laguna o caudal dos rios é pequeno comparativamente ao prisma de maré, pelo que a sua dinâmica é governada essencialmente pelo forçamento de maré. Deste modo, é de esperar que a laguna apresente homogeneidade vertical das suas propriedades hidrológicas, conforme referido por DIAS *et al.* (1999).

MODELO HIDRODINÂMICO

O modelo utilizado neste trabalho foi escolhido considerando o tipo de fenómeno que se pretendeu estudar e as características do meio, uma vez que se trata de um modelo desenvolvido para o estudo da propagação de ondas longas (águas pouco profundas) em meios verticalmente homogéneos.

Para este estudo utilizou-se então um modelo hidrodinâmico bidimensional integrado ao longo da vertical, desenvolvido a partir do modelo *SIMSYS2D* (LEENDERTSE e GRITTON, 1971; LEENDERTSE, 1987), considerando que este simula adequadamente a hidrodinâmica da Ria de Aveiro. Este modelo, baseado na técnica das diferenças finitas, resolve as equações de águas pouco profundas, obtidas considerando o fluido newtoniano e integrando verticalmente as equações de Navier-Stokes e da continuidade aplicadas a um fluido costeiro. Estas equações são obtidas a partir

das equações gerais da Mecânica dos Fluidos, considerando as aproximações de Boussinesq e hidrostática.

Este modelo resolve então as seguintes equações:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial (HU)}{\partial x} + \frac{\partial (HV)}{\partial y} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U\frac{\partial U}{\partial x} + V\frac{\partial U}{\partial y} = fV - g\frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{\tau_x^b}{H\rho} + A_h \nabla^2 U \quad (2)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U\frac{\partial V}{\partial x} + V\frac{\partial V}{\partial y} = -fU - g\frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{\tau_y^b}{H\rho} + A_h \nabla^2 V \quad (3)$$

onde U e V são os componentes de velocidade na direcção x (Este) e na direcção y (Norte) integradas verticalmente, ζ é a elevação da superfície livre, H a profundidade total da coluna de água, f o parâmetro de Coriolis, t o tempo, g a aceleração da gravidade, ρ a densidade da água, A_h o coeficiente de viscosidade, e τ^b tensão de atrito no fundo.

Assume-se a tensão de atrito no fundo como sendo proporcional ao quadrado da velocidade horizontal (DRONKERS, 1964; LEENDERTSE e GRITTON, 1971):

$$\tau_x^b = g\rho \frac{U(U^2+V^2)^{1/2}}{C^2} \quad (4)$$

$$\tau_y^b = g\rho \frac{U(U^2+V^2)^{1/2}}{C^2} \quad (5)$$

onde C é o coeficiente de Chézy. Este coeficiente depende da rugosidade e da composição do fundo e da altura da coluna de água. No presente trabalho o coeficiente de Chézy é determinado a partir do coeficiente de rugosidade de Manning, n (CHOW, 1959):

$$C = \frac{H^{1/6}}{n} \quad (6)$$

A implementação e a calibração deste modelo para a Ria de Aveiro foi efectuada anteriormente a este trabalho, sendo detalhadamente descrita em (SOUSA e DIAS ,2007), e resumidamente de seguida.

O modelo hidrodinâmico usa uma malha computacional rectangular representativa da Ria de Aveiro com dimensões Δx = Δy = 40 m. Esta malha representa exactamente as características da batimetria da laguna e garante a estabilidade do modelo. A malha corresponde a uma matriz com 409 células segundo a direcção Este e 966 células segundo a direcção Norte. A malha tem uma fronteira aberta com o oceano Atlântico na parte Oeste da laguna, sendo esta a única abertura com contacto directo com o oceano.

A calibração do modelo consistiu em ajustar o coeficiente de atrito para toda a laguna, de forma a minimizar os desvios entre as previsões do modelo e observações disponíveis. Para esse efeito foram comparados os resultados da elevação da superfície prevista pelo modelo para dezassete estações diferentes localizadas ao longo do eixo dos canais principais da laguna com observações para o mesmo local. Para quantificar a precisão do modelo após ter sido optimizado o ajuste referido foram determinados o RMAE (relative mean absolute error), RMS (root-mean square) e o Skill. Os melhores resultados do modelo foram obtidos para uma estação localizada junto à embocadura, tendo-se obtido um valor de RMAE=0.00 (de acordo com a tabela de valores de RMAE significa excelente), RMS=0.02 e Skill=1 (perfeita concordância entre os resultados do modelo e as observações). Para todas as estações localizadas no eixo central da laguna os valores de Skill foram muito próximos da unidade, de RMAE insignificantes e de RMS inferiores a 10 cm. Os piores resultados foram obtidos para as estações localizadas na cabeceira dos canais, com valores de Skill inferiores a 1, de RMS superiores a 20 cm, mas ainda assim com uma classificação baseada nos valores de RMAE considerada excelente.

Também foi realizada análise harmónica dos valores previstos e observados da elevação da superfície livre, sendo as amplitudes e as fases dos principais constituintes harmónicos comparadas. Para a componente M2, que apresenta o maior valor de amplitude na Ria de Aveiro, a média das diferenças de amplitude para as previsões e observações é de aproximadamente 5 cm e a média das diferenças de fase é de 5 º.

Assim, verificou-se que calibração do modelo revelou boa concordância entre os valores previstos e as observações, reproduzindo correctamente o fluxo barotrópico na laguna. (SOUSA e DIAS, 2007) concluíram deste modo que o modelo estava apto a ser utilizado na realização de estudos sobre a hidrodinâmica da laguna.

MÉTODOS

O primeiro passo deste estudo consistiu na realização de uma actualização batimétrica da zona da embocadura na malha numérica da Ria de Aveiro desenvolvida por (SOUSA e DIAS, 2007). Este passo teve como objectivo adequar a principal zona em análise neste estudo às condições actuais. Os dados topo-hidrográficos utilizados para este propósito foram obtidos através da realização de uma campanha hidrográfica de 1 a 15 de Dezembro de 2009 na área de jurisdição da APA. Os dados deste levantamento foram interpolados para uma malha regular com dimensão de 40×40 m, e foram posteriormente incluídos na malha antiga.

Posteriormente foi elaborada uma segunda malha numérica, integrando as alterações projectadas para o prolongamento do molhe Norte. De acordo com o projecto já aprovado e em concurso, a extensão do molhe Norte dará seguimento às características actuais, consistindo num quebra-mar na forma de um trapézio, com uma plataforma de 10 m de largura e taludes com inclinações semelhantes aos actuais, e mantendo a altura actual (10 metros acima do o nível médio da água do mar). A principal alteração consiste numa extensão de 200 m e na construção de uma cabeça do molhe circular, com uma largura de 15 m (Figura 1). Na cabeça do molhe, ao largo da entrada da barra, será dragado um novo canal de navegação com uma profundidade de 12.5 m e uma largura total de 300 m de altura.

Após a elaboração das duas malhas foram efectuadas diversas simulações numéricas, considerando duas situações distintas. Uma correspondente à configuração actual da embocadura da Ria de Aveiro (2009), que serve de referência, e outra contemplando o projecto de extensão do molhe e dragagem da zona a jusante do mesmo.

Estas simulações foram efectuadas impondo condições extremas de maré na fronteira do modelo com o oceano: maré viva de maior amplitude observada em 2009 (Fevereiro) e maré morta de menor amplitude (Março de 2009).

Seleccionaram-se dez estações e três secções (A, B e C) localizadas na área de interesse deste estudo (Figura 3), para efectuar o registo das previsões do modelo. Foram registadas as alturas de água e as componentes horizontais da velocidade da corrente em máxima maré viva e em mínima maré morta nas dez estações definidas. Nas secções escolhidas (embocadura, canal de São Jacinto e Canal do Espinheiro) foi determinado o prisma de maré a partir das previsões numéricas da altura de água e das componentes horizontais da velocidade da corrente para todos os pontos da malha que definem as secções, para máxima maré viva e mínima maré morta.

Foi também efectuada análise harmónica das séries temporais de altura de água previstas para ambos os cenários, através da aplicação das subrotinas Matlab t_tide (PAWLOWICZ *et al.*, 2002).

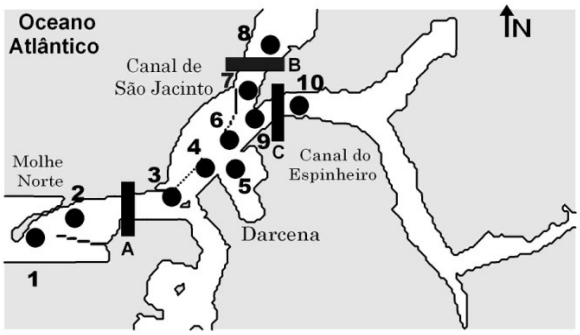


Figura 3: Localização das estações para a determinação das alturas de água e das velocidades da corrente (numeradas de 1 a 10) e localização das secções para cálculo do prisma de maré (A, B e C).

RESULTADOS

Os resultados obtidos foram analisados de forma comparativa, com o objectivo de determinar as diferenças entre os cenários simulados, e desta forma avaliar o potencial impacto do prolongamento do molhe Norte na hidrodinâmica da Ria de Aveiro. Neste âmbito foram determinadas as diferenças entre os valores previstos para o cenário de extensão do molhe norte relativamente à situação actual.

Numa primeira análise, comparando os valores da elevação da superfície livre da água para o cenário que contempla o projecto em questão com os valores obtidos para a configuração actual, verifica-se um aumento ligeiro nas estações escolhidas (Figura 4). Este aumento segue a periodicidade da maré, sendo mais efectivo nas situações de preia-mar e de baixa-mar. É também mais significativo em máxima maré viva, onde se verifica um aumento

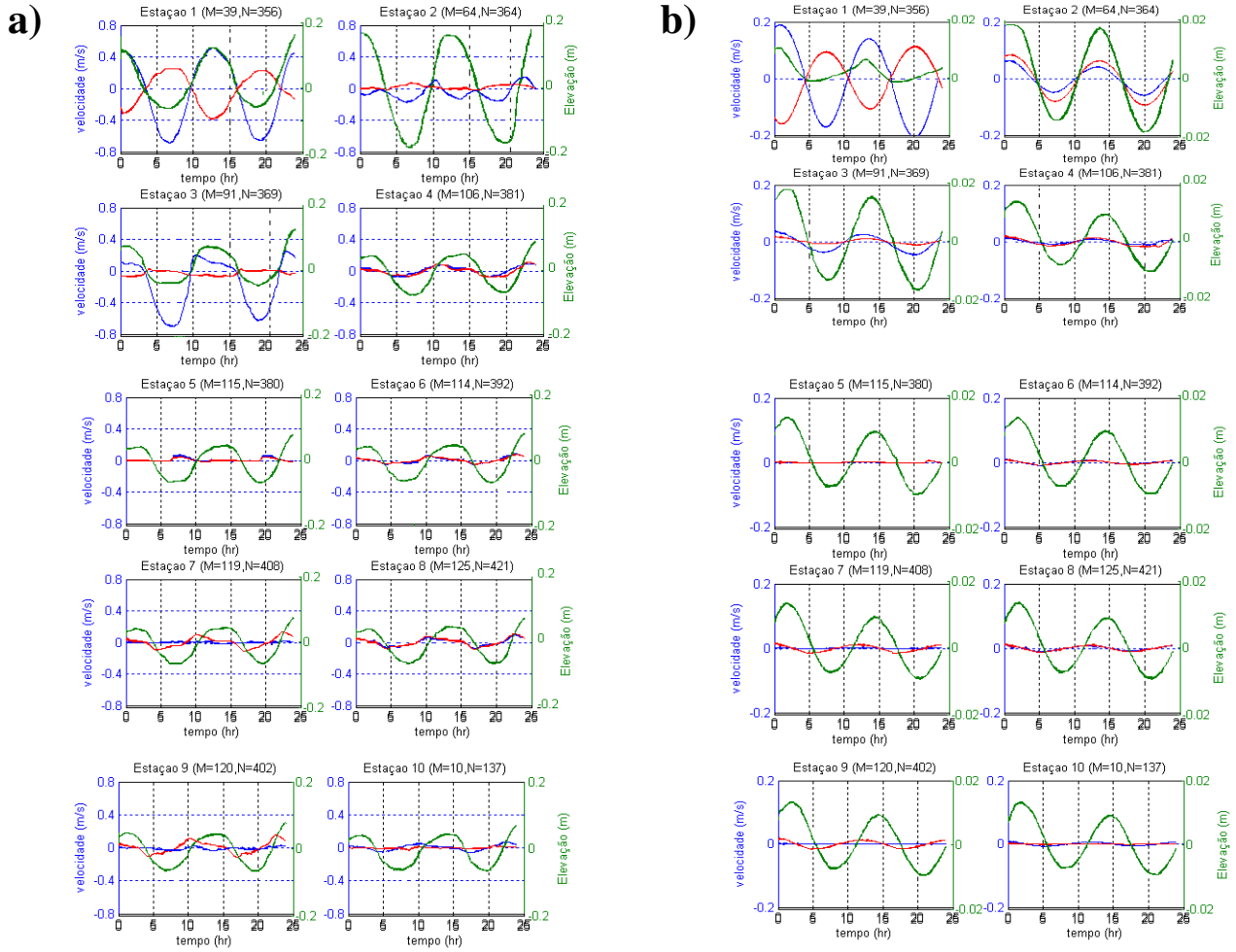


Figura 4: a) e b) Diferenças entre a elevação da superfície livre (linha a verde) componente zonal da velocidade (linha a azul) e a componente meridional da velocidade (linha a vermelho) para a configuração de referência e para o cenário projectado, em maré viva de máxima amplitude (a) e maré morta de mínima amplitude (b).

em média de 0.05 m, sendo que o maior valor obtido ocorre para a estação 2, atingindo 0.2 m. Esta situação é facilmente justificada pela localização da estação, uma vez que esta se encontra junto ao local da extensão do molhe Norte. Na situação de maré morta de mínima amplitude, em média o aumento do valor da elevação da superfície não é significativo.

Relativamente às velocidades da corrente, os resultados mostram que as estações mais próximas da embocadura (1, 2 e 3) são aquelas com alterações mais significativas (Figura 4). Em maré viva de máxima amplitude o maior aumento na velocidade ocorre na embocadura. A componente zonal aumenta 0.4 m/s, enquanto que o aumento da componente meridional é de 0.2 m/s. Em maré morta de mínima amplitude ocorre um aumento da componente zonal de 0.2 m/s, e da componente meridional de 0.1 m/s. Portanto, o aumento da velocidade da corrente na situação de maré viva é o dobro do determinado em maré morta. Para as restantes estações as alterações no valor da velocidade da corrente não são significativas.

Os padrões das correntes de maré também mudam em resposta às modificações impostas na embocadura (Figura 5), revelando uma intensificação das correntes de maré, de acordo com a análise anterior. Os padrões de enchente e a vazante revelam alterações nas direcções principais do escoamento, em resposta às modificações na geometria devidas à implementação da configuração projectada.

O prisma de maré quer em maré viva de máxima amplitude, quer em maré morta de mínima amplitude diminuiu com a extensão do molhe Norte em todas as secções analisadas (Tabela 1). As diferenças mais significativas ocorrem em maré viva, sendo praticamente insignificantes em maré morta. As maiores diferenças foram determinadas para a secção A, que define o volume total de água que entra na Ria de Aveiro.

Na Tabela 2 são apresentados os resultados das diferenças entre

Tabela 1: Prisma de maré para as secções A, B e C para a configuração de referência e para a configuração incluindo a extensão de 200 m do molhe Norte, e respectivas diferenças.

Secção	Maré	Configuração de Referência ($\times 10^6$ m^3)	Extensão do molhe Norte ($\times 10^6$ m^3)	Diferenças ($\times 10^6$ m^3)
A	Viva	137.30	131.50	5.80
	Morta	23.20	23.00	0.20
B	Viva	54.10	51.10	3.00
	Morta	9.14	8.90	0.24
C	Viva	42.20	41.20	1.00
	Morta	7.30	7.20	0.10

para cada estação de amostragem e para cada cenário em análise. As diferenças de amplitude apresentam valores máximos de 3 cm, pelo que os valores determinados revelam que não há alterações significativas na amplitude de maré nas estações analisadas. No que respeita à fase, para os constituintes semi-diurnos e diurnos as diferenças são também negligenciáveis. No caso dos constituintes quadri-diurnos as diferenças de fase são já significativas, mas como estão associadas a diferenças nulas de amplitude, não são relevantes.

DISCUSSÃO

O padrão de propagação da onda de maré na Ria de Aveiro encontrado para a simulação contemplando a extensão de 200 m do molhe Norte é muito semelhante ao encontrado para a configuração de referência. Em ambos os casos a amplitude da onda de maré diminui e a fase aumenta à medida que a distância à

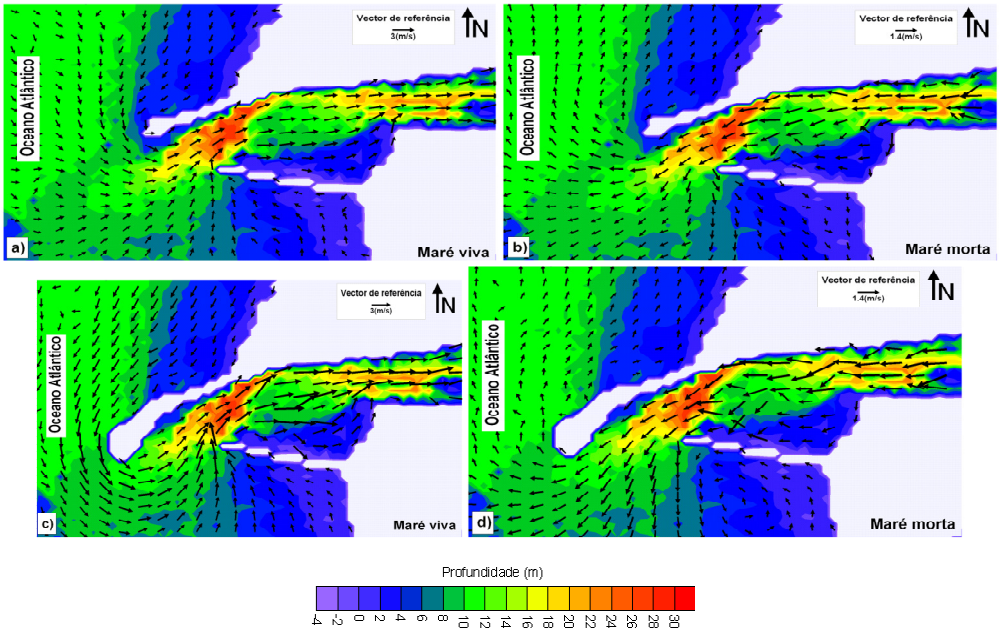


Figura 5: Padrão da intensidade da corrente junto à embocadura para a configuração de referência (a) e b)), e para a extensão de 200 m do molhe Norte (c) e d)), em maré viva de máxima amplitude e em maré morta de mínima amplitude, respectivamente.

as constantes harmónicas da maré (amplitude e fase) dos principais constituintes semi-diurnos, diurnos e quadri-diurnos, determinadas a partir de séries mensais de altura de água previstas

embocadura aumenta. Considerando a extensão de 200 m do molhe Norte a elevação da superfície permanece idêntica à prevista para a configuração de referência. As estações analisadas

Tabela 2: Diferenças entre a amplitude e fase dos principais constituintes de maré entre a configuração de referência e o cenário incluindo a obra projectada, para as várias estações em análise.

Estação		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
M_2	Amplitude (m)	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
	Fase (º)	-1.72	-7.34	-2.47	-2.21	-2.22	-2.20	-2.15	-2.13	-2.17	-2.21
S_2	Amplitude (m)	0.01	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	Fase (º)	-2.03	-3.08	-2.88	-2.62	-2.62	-2.57	-2.52	-2.49	-2.54	-2.60
N_2	Amplitude (m)	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	Fase (º)	-1.93	-3.93	-3.52	-3.84	-3.82	-3.79	-3.76	-3.75	-3.76	-3.84
K_1	Amplitude (m)	0.00	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Fase (º)	-1.67	-4.93	-1.19	-0.68	-0.59	-0.65	-0.58	-0.27	-0.55	-0.61
O_1	Amplitude (m)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00
	Fase (º)	1.01	0.77	0.22	0.56	0.36	0.43	0.42	0.50	0.48	0.34
M_4	Amplitude (m)	0.00	0.05	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
	Fase (º)	-0.47	20.10	-11.43	-54.30	-64.25	-58.86	-58.06	-35.89	-48.41	-47.04
M_{S4}	Amplitude (m)	0.00	0.04	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Fase (º)	-20.79	-24.09	-13.30	-57.95	-94.33	-77.07	-77.20	-38.38	-53.15	-90.45

foram distribuídas pelo eixo do canal principal de navegação, e pelos canais de S. Jacinto e do Espinheiro, correspondendo às zonas mais profundas da laguna. Como resultado, verifica-se que as mudanças impostas não alteram significativamente o efeito de atrito na propagação da onda de maré (fortemente dependente da profundidade do meio) e, portanto, não alteram os padrões locais da onda de maré. Neste caso, as ligeiras amplificações identificadas são induzidas apenas pelas modificações no padrão da maré provocados pela alteração da configuração da embocadura.

Os padrões de velocidade da corrente apenas se alteram significativamente junto à embocadura, com aumento da intensidade e mudanças na direcção principal de propagação do fluxo. Estas modificações são facilmente justificáveis, considerando a proximidade destas estações com a região em que as alterações geomorfológicas foram consideradas. O fluxo principal tende a seguir o alinhamento do molhe Norte, orientando-se com a direcção do eixo do canal principal, e apresentando as máximas intensidades nos locais mais profundos.

A hidrodinâmica de cada canal é regida por diferentes prismas de maré, que vão diminuindo de acordo com a distância à embocadura, de acordo com estudos prévios para a Ria de Aveiro (DIAS, 2001). Em cada secção analisada, o prisma de maré diminui para o cenário previsto e, portanto, alterações na hidrodinâmica lagunar total podem ser esperadas. Estudos anteriores mostram que à medida que a profundidade do canal da embocadura aumenta o prisma de maré na Ria de Aveiro também aumenta (ARAÚJO *et al*, 2008; PICADO *et al.*, 2010). No caso das simulações efectuadas considerou-se apenas o aprofundamento do canal de aproximação à embocadura, cujo efeito parece ser negligenciável em termos do prisma de maré na laguna. Assim, a diminuição ligeira dos prismas de maré parece ser consequência da alteração da configuração da geometria da embocadura.

CONCLUSÕES

A configuração actual da Ria de Aveiro é resultado das várias alterações que foi sofrendo ao longo dos anos devido à construção de obras de engenharia pesada e à sua evolução natural.

No caso da análise às alterações hidrodinâmicas que poderão ser provocadas pela obra de extensão de 200 m do molhe Norte, verifica-se as mesmas não serão significativas a curto prazo. De facto, as previsões para o cenário projectado apresentam ao longo da análise valores muito idênticos aos da configuração da geometria de referência da Ria de Aveiro. No entanto, os padrões locais hidrodinâmicos podem ser ligeiramente alterados, podendo induzir alterações na circulação global da laguna que estarão relacionadas com a diminuição do prisma de maré nos canais principais.

Por fim, deve salientar-se que mais estudos deverão ser realizados a fim de clarificar os impactos a longo prazo desta obra na hidrodinâmica lagunar. De facto, é importante avaliar como é que a alteração do transporte sedimentar Norte-Sul ao longo da costa, assim como as modificações nos padrões de circulação instantânea e residual irão modificar a morfodinâmica da embocadura. Este aspecto é crucial, considerando-se que as modificações na profundidade do canal da embocadura conduzem a alterações no prisma de maré lagunar, e consequentemente na hidrodinâmica de toda a Ria de Aveiro.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia no âmbito dos projectos de investigação PTDC/AAC-CLI/100953/2008 – ADAPTARia: Modelação das Alterações Climáticas no Litoral da Ria de Aveiro – Estratégias de Adaptação para Cheias Costeiras e Fluviais; e PTDC/MAR/107939/2008 – DyEPlume: Dinâmica Estuarina e Propagação de Plumas na Costa Portuguesa – Impactos de Alterações Climáticas, co-financiados pelo COMPETE/QREN/UE.

Agradece-se à Administração do Porto de Aveiro (APA, SA) a cedência dos dados batimétricos utilizados na realização deste estudo.

LITERATURA CITADA

ARAÚJO, I.G.B.; DIAS, J.M. e PUGH, D.T., 2008. Model simulations of tidal changes in a coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Continental Shelf Research* 28, 1010 – 1025.

CHOW, V. T., 1959. *Open Channel Hydraulics*, New York, USA: McGraw-Hill, 640 p.

DIAS, J.M., 2001. Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics. PhD's thesis, University of Aveiro, Aveiro, Portugal, 288 p.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 1999. Hydrological characterization of Ria de Aveiro, Portugal, in early summer. *Oceanologica Acta* 22 (5), 473 – 485.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of the Earth (B)* 25, 369–374.

DIAS, J.M. e LOPES, J.F., 2006a. Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: the case of

Ria de Aveiro lagoon (Portugal). *Environmental Modelling and Software* 21, 1–15.

DIAS, J.M. e LOPES, J.F., 2006b. Calibration and validation of hydrodynamic, salt and heat transport models for Ria de Aveiro lagoon (Portugal). *Journal of Coastal Research* Special Issue No. 39, 1680–1684.

DRONKERS, J. J., 1964.*Tidal Computations in Rivers and Coastal Waters*. Amsterdam. North-Holland Publishing Company.

LEENDERTSE, J. J., 1987. *Aspects of SIMSYS2D, a System for Two-Dimensional Flow Computation*. Report R-3572-USGS. The Rand Corporation, New York, USA.

LEENDERTSE, J. J. e GRITTON, E.C., 1971. *A Water-Quality Simulation Model for Well–Mixed Estuaries and Coastal Seas: Volume II, Computation Procedures*. Memorandum R-708-NYC. The Rand Corporation, New York, USA.

MOREIRA, M.H.; QUEIROGA, H.; MACHADO, M.M. e CUNHA, M.R., 1993. Environmental gradients in a southern estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal, implication for a soft bottom macrofauna colonization. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology 27* (2 – 4) , 465 – 482.

PAWLOWICZ, R.; BEARDSLEY, B. e LENTZ, S., 2002. Classical tidal harmonic analysis including error estimates in MATLAB using T_TIDE. Canada. *Computers & Geosciences* 28, 929-937.

PICADO, A.; DIAS, J.M. e FORTUNATO, A.B., 2010. Tidal changes in estuarine systems induced by local geomorphologic modifications. *Continental Shelf Research*, 30, 1854-1864.

SOUSA, M. e DIAS J.M., 2007. Hydrodynamic model calibration for a mesotidal lagoon: the case of Ria de Aveiro (Portugal). *Journal of Coastal Research*. SI50, 1075-1080.

Ria de Aveiro: Uma Visão dos Processos Ambientais, Ecológicos e Socioeconómicos

A.I. Lillebø [a], H. Queiroga [a], J.M. Dias [b], F.L. Alves [c] e D.F.R. Cleary [a]
[a]CESAM, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193 Aveiro, Portugal
lillebo@ua.pt; henrique.queiroga@ua.pt; cleary@ua.pt
[b]CESAM, Departamento de Física, Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193 Aveiro, Portugal
joao.dias@ua.pt
[c]CESAM, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro
3810-193 Aveiro, Portugal
malves@ua.pt

SUMÁRIO

Pela sua importância no contexto regional e nacional a Ria de Aveiro foi seleccionada, a nível nacional, como sistema LTER, i.e., um sistema de monitorização a longo prazo. Com a aprovação do projecto LTER-RAVE – LTER/BIA-BEC/0063/2009, será possível abordar os desafios para uma gestão integrada do sistema Ria de Aveiro. Este projecto irá permitir uma visão integrada dos processos ambientais, ecológicos e socioeconómicos da Ria de Aveiro, tendo em conta o cenário de alterações climáticas. São objectivos do projecto: monitorizar a produtividade primária e os processos que controlam o fluxo de nutrientes; desenvolver uma abordagem holística para compreender a interacção entre as comunidades biológicas e estes processos; reunir os dados disponíveis sobre a Ria de Aveiro e, juntamente com os dados colhidos na investigação proposta, monitorizar as modificações das comunidades biológicas e os efeitos nos processos que suportam as funções e os serviços prestados pelo ecossistema; desenvolver um modelo integrado para simular cenários de alterações climáticas a longo prazo e os seus impactos na dinâmica do ecossistema; quantificar os serviços ecológicos e económicos providenciados pela Ria de Aveiro, bem como a forma como as actividades antropogénicas afectam estes serviços. Mais, com esta classificação a Ria de Aveiro passou a integrar a rede Europeia de sistemas LTER e deste modo poderá partilhar conhecimento útil aos desafios para uma gestão integrada do sistema.

PALAVRAS CHAVE: *Serviços dos Ecossistemas, Gestão Integrada, LTER, Alterações climáticas*

INTRODUÇÃO

O valor ecológico e socioeconómico dos ecossistemas estuarinos é reconhecido a nível global (e.g. McLusky e Elliot, 2004). Os estuários, são sistemas aquáticos costeiros caracterizados por massas de água de transição (classificação da Directiva Quadro da Água – DQA - http://dqa.inag.pt/), possuindo atributos únicos que resultam da sua ligação aos sistemas fluviais a montante e aos sistemas marinhos a jusante. Pela sua singularidade, os estuários prestam serviços cruciais, nomeadamente de atenuação de fenómenos climáticos, de regulação do ciclo hidrológico e de ciclos biogeoquímicos de nutrientes como o carbono (e.g. Keddy *et al*., 2009). Os ecossistemas estuarinos possuem, à escala global, uma elevada produtividade, constituindo o habitat de espécies vegetais e animais de valor comercial acrescido. Usando a Ria de Aveiro como exemplo podemos destacar:

i) recolha de macroalgas vermelhas do género *Gracillaria* para a produção de agar (polissacarídieo com múltiplas aplicações na indústria alimentar, mas também em biotecnologia, medicina, cosmética e microbiologia) (e.g. Villanueva *et al*., 2010);
ii) recolha de fanerogâmicas marinhas como a *Zostera noltii* (Figura 1), denominada moliço e que até meados do século XX foi utilizado como importantíssimo fertilizante agrícola (e.g. Silva *et al*., 2004).
iii) apanha e exploração de bivalves (e.g. ostra, amêijoa boa, amêijoa macha, berbigão) (e.g. DRAPCentro, 2008);
iv) captura de caranguejo verde e caranguejo pilado; a pesca de choco, e de peixes como o linguado branco, a solha e o rodovalho (e.g. Jorge e Sobral, 2004; DRAPCentro, 2008);
v) apanha de serradela e de casulo, vermes usados como isco na pesca (e.g. Cunha *et al*., 2005).

Sumariamente, podem designar-se como serviços prestados pelos ecossistemas todos os benefícios que promovem o bem-estar das populações e que muitas vezes consideramos que nos são devidos pelo ambiente (Boyd e Banzhaf, 2007). Esses serviços, essenciais ao bem-estar humano, podem ser de carácter estrutural ou de suporte (ciclo de nutrientes, formação de solos, produção primária), de regulação (e.g. climática, de cheias, purificação de água), de aprovisionamento (e.g. alimentos, água, matérias primas) e cultural (e.g. valor estético, espiritual, educacional, lúdico). Todos estes serviços têm como suporte processos do ecossistema que se podem tornar vulneráveis mediante pressões externas, como acções antropogénicas e/ou alterações climáticas, pondo em risco o bem-estar humano, como ilustra a Figura 2.

Considerando os sistemas costeiros no contexto das alterações climáticas, podemos identificar vários tópicos em que é absolutamente necessária uma abordagem multidisciplinar numa visão de sistemas sócio-ecológicos: e.g. alterações abruptas e não lineares nas conexões entre a estrutura, o funcionamento e os serviços prestados pelo ecossistema, ou o papel da biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas e no fornecimento de serviços (Carpenter *et al*., 2009).

Figura 1: Pradaria marinha de *Zostera noltii* na Ria de Aveiro e a embarcação tradicional – moliceiro – outrora usada na apanha do moliço.

Figura 2: O ciclo de interacção global que afectam os serviços essenciais ao bem-estar humano considerado pelo *Millennium Ecosystem Assessment* (MA) e aplicado a sistemas costeiros (redesenhado a partir de CARPENTER *et al*., 2009).

Assim, é particularmente relevante estabelecer uma abordagem de gestão adaptativa tendo em conta os novos desafios no contexto das alterações climáticas de forma a manter o fluxo de serviços dos ecossistemas e assegurar o bem-estar humano (STEFFEN, 2009). Outro dos desafios apontado por CARPENTER *et al*. (2009) e sistematizado por STEFFEN (2009) é a necessidade de estabelecer compensações entre os serviços prestados pelo ecossistema tendo em conta as partes interessadas nas decisões referentes ao ambiente, denominados *trade-offs*. Neste contexto e de acordo com as estratégias nacionais, em matérias de gestão integrada das zonas costeiras e marinhas (MAOT/INAG, 2011; MAOTDR, 2009; MAOTDR 2008), os desafios para uma gestão integrada dos ecossistemas estuarinos passam pelo conhecimento da sua vulnerabilidade ambiental, ecológica e socioeconómica, ou seja, pelo conhecimento dos processos ambientais, ecológicos e socioeconómicos (SOUSA, 2008).

OBJECTIVOS

A Ria de Aveiro (Figura 3), laguna costeira situada na Região Centro de Portugal (40º38'N, 8º44'W), será objecto de estudo no âmbito do projecto LTER-RAVE – Monitorização de longo prazo na Ria de Aveiro: rumo a um conhecimento mais fundo dos processos ecológicos, ambientais e económicos (LTER/BIA-BEC/0063/2009), com o objectivo de:

i) monitorizar a produtividade primária e os processos que controlam o fluxo de nutrientes;
ii) desenvolver uma abordagem holística para compreender a interacção entre as comunidades biológicas e estes processos;
iii) reunir os dados disponíveis sobre a Ria de Aveiro e, juntamente com os dados colhido na investigação proposta, monitorizar as modificações das comunidades biológicas e os serviços do ecossistema;
iv) desenvolver um modelo integrado para simular cenários de alterações climáticas a longo prazo e os seus impactos na dinâmica do ecossistema;
v) quantificar os serviços ecológicos e económicos providenciados pela Ria de Aveiro, bem como a forma como as actividades antropogénicas dentro e na vizinhança do estuário afectam estes serviços.

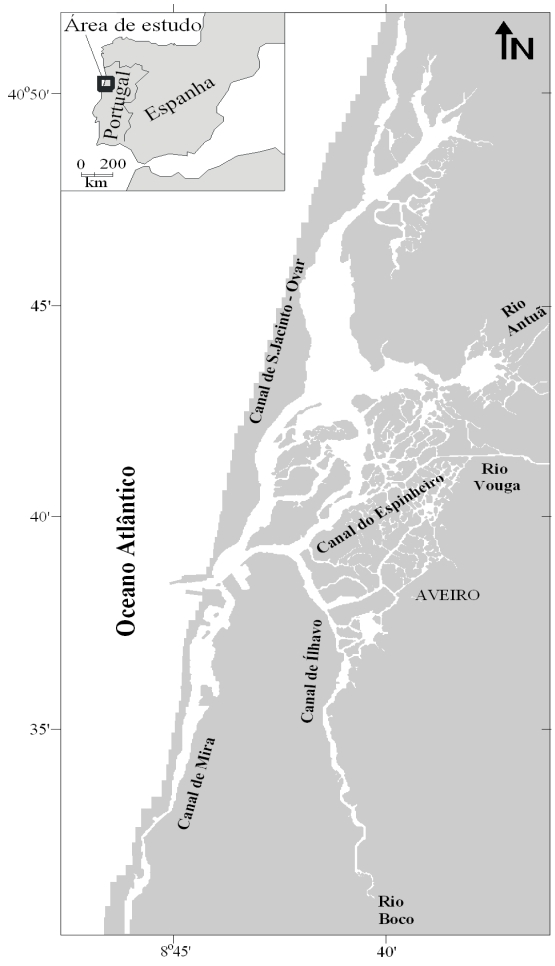


Figura 3: Localização da Ria de Aveiro e principais canais do sistema.

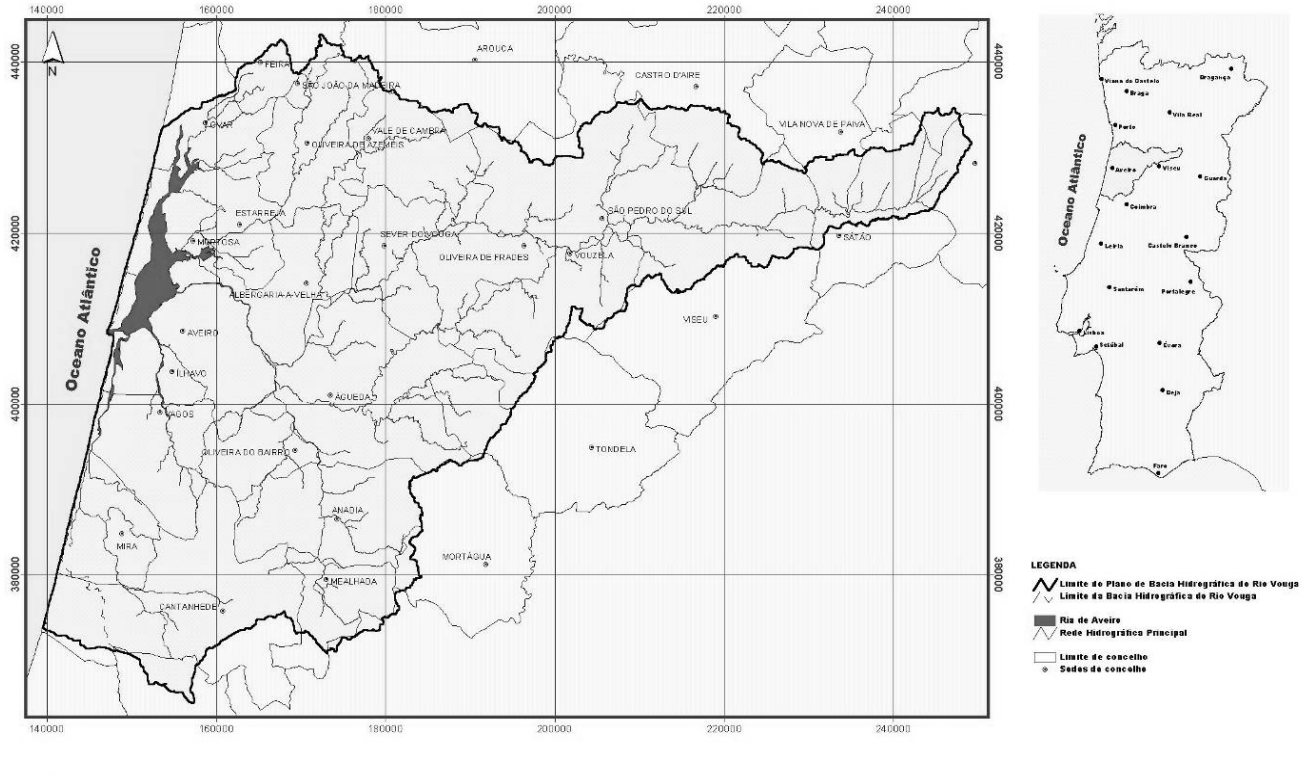
A RIA DE AVEIRO

Breve descrição do sistema: a Ria de Aveiro é uma laguna costeira pouco profunda localizada na zona centro de Portugal. A Ria está integrada na bacia hidrográfica do rio Vouga (Figura 4), apresentando uma única ligação com o Oceano Atlântico, a Barra, com 1.3 km de comprimento, 350 m de largura e 20 m de profundidade (DIAS e LOPES, 2006). O sistema tem cerca de 45 km de comprimento, com orientação NNE-SSW, e 10 km de largura. A profundidade média da laguna é de cerca de 1 m, com excepção dos canais de navegação, onde são realizadas com frequência operações de dragagem. Devido à baixa profundidade do sistema e à amplitude de maré vastas zonas ao longo das margens da laguna e mesmo na área central ficam ciclicamente imersas e emersas durante cada ciclo de maré (denominadas áreas intertidais). Em situação de marés vivas a área inundada corresponde aproximadamente a 83 km^2 em preia-mar e a 66 km^2 em baixa-mar (DIAS *et al*., 2000).

O sistema Ria de Aveiro é caracterizado por uma geometria complexa e irregular constituída por quatro canais principais que se ramificam formando pequenas bacias, esteiros e ilhas: o canal de Mira é relativamente estreito e pouco profundo; o canal S. Jacinto – Ovar é mais amplo e mais profundo na parte central, formando mais a norte o largo da Coroa e outros canais mais estreitos e pouco profundos; o canal de Ílhavo, também conhecido por Canal do Boco, é também um canal estreito e pouco profundo onde desagua o Rio Boco; no canal do Espinheiro forma-se a bacia da Murtosa que liga ao largo do Laranjo onde desagua o rio Antuã. Neste canal desagua ainda o principal efluente da Ria, o rio Vouga, correspondendo a cerca de 67% da água fluvial descarregada no sistema (MOREIRA *et al*. 1993; DIAS *et al*., 1999). A descarga total de água fluvial na laguna durante um ciclo de maré é de cerca de 1.8×10^6 m^3, enquanto o prisma de maré é de 137×10^6 m^3 para uma maré de grande amplitude (marés vivas) e de 35×10^6 m3 para uma maré de pequena amplitude (marés mortas) (DIAS *et al*., 2000; DIAS, 2001). Por conseguinte a circulação de água na Ria é essencialmente dominada pela acção das marés. A amplitude média da maré é de 2 m (sistema mesotidal), variando entre 0.6 m em maré mortas e 3.2 m em maré viva (DIAS *et al*., 2000).

Devido ao efeito combinado da descarga de água doce e da progressão das marés, a Ria de Aveiro apresenta um gradiente de salinidade que pode variar entre cerca de 0 nas áreas mais interiores até 36 na entrada da Barra (DIAS *et al*. 1999; VAZ *et al*., 2005; VAZ e DIAS, 2008).

As actividades socioeconómicas: a Ria de Aveiro, com uma população de 333 114 habitantes (2010), na área da bacia, tem uma importância económica considerável a nível local, regional e nacional. Como exemplo podem destacar-se: as infra-estruturas portuárias; a indústria incluindo a transformadora (salga e secagem, congelados e conservas); aquicultura (piscicultura, moluscicultura e conexos); a produção de sal; a frota de pesca (local, costeira e do largo); o turismo, as actividades recreativas; e a agricultura (e.g. http://www.polisriadeaveiro.pt/). Em termos de habitats, a Ria de Aveiro, contém a maior área de sapais e de marinhas de Portugal e uma das maiores da Europa. Possui ainda outros habitats importantes onde se incluem as pradarias marinhas, os bancos de vasa e de areia e os caniçais, constituindo uma área de grande importância para as comunidades piscícolas, comunidades de crustáceos, de cefalópodes e bivalves. Com a sua diversidade faunística, a Ria suporta ainda actividades de pesca apeada e lúdica. De acordo com o relatório elaborado em 2008



Sistema de projecção cartográfica Gauss-Kruger
Elipsóide de Hayford. Datum de Lisboa
Origem das coordenadas rectangulares: Ponto fictício (unidades em metros)

Figura 4: A bacia hidrográfica do rio Vouga (imagem retirada de http://www.arhcentro.pt/).

pela DRAPCentro, a exploração de bivalves na Ria envolve perto de mil profissionais e mais de metade das embarcações licenciadas, representando 1,1 mil toneladas e 1,6 Milhões de euros, sendo a principal espécie em quantidade o berbigão. A Figura 5 ilustra esta actividade.

As questões ambientais: à semelhança de outros sistemas costeiros, a Ria de Aveiro produz uma série de serviços essenciais de elevada importância ecológica e económica, tendo a pressão humana sobre este sistema aumentado nas últimas décadas. A produtividade da Ria de Aveiro é sustentada pela quantidade de nutrientes que chega maioritariamente por via difusa, i.e., por via fluvial e pluvial, (e.g. escorrência superficial e drenagem de campos agrícolas) e menos de 10% por fontes pontuais (e.g. efluentes urbanos e industriais) (FERREIRA *et al.*, 2003).
Relativamente à susceptibilidade da laguna à influência antropogénica reflectida no seu grau de eutrofização, a Ria de Aveiro apresenta um grau moderadamente baixo de eutrofização e a influência antropogénica global pode ser considerada baixa comparativamente a outros sistemas costeiros (FERREIRA *et al.*, 2003). No entanto, e apesar de algumas intervenções humanas, como a construção de um emissário submarino, que reduziu a descarga de nutrientes por fontes pontuais, a qualidade da água é variável espacialmente dentro do sistema (LOPES *et al*., 2007), o que significa que existem áreas que necessitam de programas específicos de vigilância e medidas de gestão, nomeadamente no que respeita às fontes pontuais de nutrientes.

A implementação das políticas ambientais da União Europeia, nomeadamente a Directiva Quadro da Água, contribuiu para a regulamentação e redução da descarga de efluentes com elementos e compostos potencialmente tóxicos. No entanto, existem áreas da Ria ainda sob risco devido à contaminação histórica, ou seja, anterior à legislação em vigor. Na sua maioria, esses elementos e compostos potencialmente tóxicos encontram-se associados aos sedimentos lodosos, podendo no entanto passar para a coluna de água e ser transportados para outros locais da Ria, ou entrar na cadeia trófica. Um estudo sobre a avaliação da qualidade ambiental dos sedimentos da Ria através de ensaios de toxicidade aguda e crónica, permitiu identificar as áreas mais impactadas do sistema, ou seja, a parte norte do canal de Ovar (largo da Coroa), onde historicamente se concentraram a maioria das unidades industriais e perto do complexo industrial de Estarreja (largo do Laranjo) (CASTRO *et al*., 2006), historicamente contaminado por mercúrio (PEREIRA *et al*., 2009).

Como já foi referido, a Ria tem um papel ecológico muito importante, constituindo o habitat de diversas espécies de flora e fauna, que são suportadas pela dinâmica do sistema. Ao abrigo da legislação nacional e internacional e de convenções internacionais a Ria é classificada como:

i) zona especial de conservação no âmbito da directiva comunitária relativa à conservação das aves selvagens (79/409/EEC);
ii) sob a Convenção de Berna a Ria tem várias espécies classificadas como protegidas, estritamente protegidas ou ameaçadas de extinção;
iii) na sua parte norte, entre a Torreira e S. Jacinto, há uma área com a classificação de reserva natural, "Reserva Natural das Dunas de S. Jacinto".

Além disso, do ponto de vista de conservação este sistema é considerado prioritário, pois representa um refúgio e local de alimentação fundamental na rota migratória de aves aquáticas, como o flamingo (Figura 6) e um lugar ideal para aves nidificantes e invernantes.

Os agentes envolvidos: são vários os agentes com interesse directo ou indirecto na Ria de Aveiro, de acordo com as suas competências e interesses. Assim, estão identificados os agentes da administração central, regional e local: ICNB – Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade; INAG – Instituto da Água; ITP – Turismo de Portugal; DRAP Centro – Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Centro; Instituto das Pescas da Investigação e do Mar (IPIMAR), actualmente inserido no Instituto Nacional de Recursos Biológicos (INRB); ARHC – Administração da Região Hidrográfica do Centro; CIRA – Comunidade Intermunicipal da Ria de Aveiro; Reserva Natural das Dunas de S. Jacinto; APA – Administração do Porto de Aveiro e os diversos municípios adjacentes à laguna costeira (Ovar, Murtosa, Estarreja, Aveiro, Ílhavo, Vagos e Mira). Ao nível das actividades económicas, são diversas as associações regionais e locais: Associação da Lavoura do Distrito de Aveiro; Associação de Produtores e Marnotos da Ria de Aveiro; APARA – Associação de Pesca Artesanal da Região de Aveiro, entre outros.

RUMO A UMA GESTÃO INTEGRADA DA RIA DE AVEIRO

De acordo com os recentes cenários climáticos (IPCC, 2007) o sul da Europa tenderá a tornar-se mais seco, apesar de ser espectável que aumentem os eventos de chuvas torrenciais no inverno, aumentando as descargas de água doce.

Figura 5: A apanha de berbigão, na Ria de Aveiro.

Figura 6: Bando de flamingos na Ria.

Figura 7: Ria de Aveiro: a paisagem e as actividades socioeconómicas.

Consequentemente, os processos de erosão e o transporte total de sólidos suspensos (SST) e dissolvidos (SDT) deverão aumentar, aumentando a turbidez na coluna de água e por conseguinte diminuindo a penetração da luz, o que representa um factor limitante para o fitoplâncton e outros produtores primários. Este efeito, ao afectar a produção primária do sistema, irá inevitavelmente perturbar a estrutura trófica na Ria. Estas alterações terão inevitavelmente repercussões na produção secundária, onde se incluem espécies de valor comercial acrescido, das quais foram destacados alguns exemplos na Introdução. Outro fenómeno relacionado com as alterações globais é a elevação do nível do mar. Mais uma vez o consequente efeito no hidrodinamismo da Ria irá repercutir-se na sua produtividade e nos serviços prestados. Todos estes cenários indiciam que os processos que suportam os muitos serviços prestados pela Ria poderão tornar-se vulneráveis, pondo em risco o bem-estar das populações ribeirinhas. A Figura 7 sumariza alguns desses serviços.

De acordo com o grupo de trabalho MA (*Millennium Ecosystem Assessment*, http://www.maweb.org/), as mudanças climáticas são, possivelmente, a ameaça mais profunda aos serviços prestados pelos ecossistemas. Os efeitos concretos desta mudança sem precedentes, não pode ser conhecido, mas alguns dos principais desafios a que os académicos, populações ribeirinhas e agentes envolvidos na gestão da Ria de Aveiro se irão deparar, podem ser identificados:

- responder ao impacto de eventos extremos;
- promover *trade-offs* dos serviços do ecossistema;
- gerir e planear a economia local;
- promover a resiliência do sistema.

A Ria de Aveiro tem sido alvo de importante investigação durante as últimas duas décadas, tendo esta originado mais de cem publicações científicas em revistas internacionais, em áreas que vão do ambiente e ordenamento à biologia, física, geologia e química. No entanto, o conhecimento adquirido ao longo dos anos na investigação que tem sido efectuada no ecossistema da Ria de Aveiro e áreas adjacentes encontra-se disperso por vários estudos e instituições. A sua utilidade científica e técnica exigem, hoje mais do que nunca, que os dados existentes informem a decisão política e que contribuam eficazmente para apoiar o processo de decisão governativa. Aliada à complexidade do actual modelo de governação da Ria de Aveiro existe ainda um significativo desconhecimento dos impactos que as diversas actividades existentes no ecossistema têm nos processos biofísicos, hidrodinâmicos e de uso e ocupação do território marinho. A esta circunstância acresce ainda o facto do reconhecimento científico dos serviços e bens que os ecossistemas lagunares costeiros prestam e que poderão estar em causa face aos potenciais efeitos das alterações climáticas. É pois neste contexto de 'futuro' que este estudo se propõe contribuir para, de um modo integrado, adaptativo, e multidisciplinar, apoiar a tomada de decisão, contribuindo para uma governação sustentável do ecossistema, tendo por base o conhecimento dos bens e serviços por ele prestados.

Por último, com a escolha da Ria de Aveiro como um dos sistemas LTER nacionais, i.e., sistemas que irão beneficiar de programas de monitorização a longo prazo, a Ria de Aveiro passou a integrar a rede Europeia de sistemas LTER e deste modo poderá partilhar conhecimento útil aos desafios para uma gestão integrada do sistema.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação para a Ciência e a Tecnologia a aprovação do projecto LTER-RAVE – LTER/BIA-BEC/0063/2009 e o financiamento atribuído através do Laboratório Associado CESAM. Os autores agradecem ainda ao Pedro Coelho a cedência de algumas fotografias apresentadas na Figura 7.

LITERATURA CITADA

BOYD, J. e BANZHAF, S., 2007. What are ecosystem services? *Ecological Economics*, 63(2–3), 616–626.

CARPENTER, S.R.; MOONEY, H.A.; AGARD, J.; CAPISTRANO, D.; DEFRIES, R.S.; DÍAZ, S.; DIETZ, T.; DURAIAPPAH, A.K.; OTENG-YEBOAH, A.; PEREIRA, H.M.; PERRING, C.: REID, H.W.V.; SARUKHAN,J.; SCHOLES, R.J. e WHYTE, A., 2009 Science for managing ecosystems services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. http://www.pnas.org/content/106/5/1305

CASTRO, H.; RAMALHEIRA, F.; QUINTINO, V. E RODRIGUES, A.M., 2006. Amphipod acute and chronic sediment toxicity assessment in estuarine environmental monitoring: An example from Ria de Aveiro, NW Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 53, 91–99.

CUNHA T.; HALL A. e QUEIROGA H., 2005 Estimation of the *Diopatra neapolitana* annual harvest resulting from digging activity in Canal de Mira, Ria de Aveiro. *Fisheries Research*, 76, 55-66.

DIAS, J.M., 2001. Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics. Aveiro, Portugal: Universidade de Aveiro, Tese de Doutoramento, 288 p.

DIAS, J.M. e LOPES J.F., 2006. Implementation and Assessment of Hydrodynamic, Salt and Heat Transport Models: The Case of Ria de Aveiro Lagoon (Portugal*). Environmental Modelling & Software*. 21, 1-15

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 1999. Hydrological characterization of Ria de Aveiro, Portugal, in early summer. *Oceanologica Acta* 22 (5), 473-485.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro Lagoon, Portugal. *Phys Chem Earth* (B) 25 (4), 369-374.

DRAPCENTRO, 2008. Pescas e Aquicultura na Região Centro - breve caracterização. 12p.

FERREIRA, J.G.; SIMAS, T.; NOBRE, A.; SILVA, M.C.; SHIFFEREGGER, K. e LENCART-SILVA J., 2003 Identification of sensitive areas and vulnerable zones in transitional and coastal Portuguese systems. In: INAG- Instituto da Água and IMAR- Instituto do Mar (eds.), Application of the United States National Estuarine Eutrofication Assessement to the Minho, Lima, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Tagus, Sado, Mira, Ria Formosa and Guadiana systems, pp 53-65.

ICCP-INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007 http://www.pnud.cl/recientes/IPCC-Report.pdf.

JORGE, I. e SOBRAL, M.P., 2004. Alguns aspectos da biologia e ecologia da população de choco, *Sepia officinalis* (Linnaeus , 1758) da região de Aveiro. *Relat. Cient. Téc. IPIMAR*, Série digital (http://ipimar- iniap.ipimar.pt), n.o 15, 29 p.

KEDDY, P.A.; FRASER, L.H.; SOLOMESHCH, A.I.; JUNK, W.J.; CAMPBELL, D.R.; ARROYO, M.T.K. e ALHO, C.J.R., 2009. Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities. *Bioscience,* 39-51.

LOPES, C.M.B.; PEREIRA, M.E.; VALE, C.; LILLEBØ, A.I.; PARDAL, M.A. e DUARTE, A.C., 2007 Assessment of spatial environmental quality status in Ria de Aveiro (Portugal). *Scientia Marina,* 71, 2, 293-304.

MAOT/INAG, 2011. *ICZM Implementation in Portugal 2006-2010*. Lisbon, Portugal: Ministério do Ambiente e Ordenamento/ Instituto da Água, I.P., 23pp.

MAOTDR, 2009. *GIZC – Estratégia Nacional para a Gestão Integrada da Zona Costeira*. Lisboa, Portugal: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 84p.

MAOTDR, 2008. *Articulação entre a Gestão da Água e o Ordenamento do Território*. Lisboa, Portugal: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 263p.

MCLUSCKY,, D.S. e ELLIOT, M., 2004. The Estuarine Ecosystem. Ecology, Threats, and Management. Third Edition. Oxford University Press, UK, 214 pp.

MOREIRA, M.H.; QUEIROGA, H.; MACHADO, M.M. e CUNHA, M.R., 1993. Environmental gradients in a southern estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal, implication for soft bottom macrofauna colonization. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27 (2–4), 465–482.

PEREIRA M.E.; LILLEBØ A.I.; PATO P.; VÁLEGA M.; COELHO J.P.; LOPES C.; RODRIGUES S.; CACHADA A.; OTERO M.; PARDAL M.A.; DUARTE A.C., 2009 Mercury pollution in Ria de Aveiro (Portugal): a review of the system assessment. *Environment Monitoring and Assessment,*155, 39–49.

SILVA, J.F.; DUCK, R.W. e CATARINO, J.B., 2004 Seagrass and sediment response to changing physical forcing in a coastal lagoon. 2004 *Hydrology and Earth System Sciences* 8(2): 151-159.

SOUSA, L. P., 2008. Metodologias de Ordenamento do Espaço Marinho: Aplicação à Ria de Aveiro. Aveiro, Portugal: Department of Environment and Planning, University of Aveiro, Master's thesis, 102p.

STEFFEN, W., 2009 Interdisciplinary research for managing ecosystem services, PANS, 5: 1301-1302. http://www.pnas.org/content/106/5/1301

VAZ, N. e DIAS, J.M., 2008. Hydrographic characterization of an estuarine tidal channel. *Journal of Marine Systems,* 70 (1–2), 168–181.

VAZ, N.; DIAS, J.M.; LEITÃO, P., e MARTINS, I., 2005. Horizontal patterns of water temperature and salinity in an estuarine tidal channel: Ria de Aveiro. *Ocean Dynamics* 55, 416–429.

VILLANUEVA R.D.; SOUSA, A.M.M.; GONÇALVES, M.P.; NILSSON M. e HILLIOU L. 2010 Production and properties of agar from the invasive marine alga, *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology*, 22, 211–220

Terapia Fágica como Alternativa de Baixo Impacto Ambiental para Inactivar Bactérias Patogénicas em Pisciculturas.

C. Pereira [a], Y.J. Silva [a], N.C.M. Gomes [a], Â. Cunha [a] e A. Almeida [a]
[a] Departamento de Biologia e CESAM, Universidade de Aveiro
3810-193 Aveiro
{a33369, yolanda, gomesncm, acunha, aalmeida}@ua.pt

SUMÁRIO

O objectivo deste trabalho foi avaliar a aplicabilidade da terapia fágica na inactivação de bactérias patogénicas de peixes numa piscicultura semi-intensiva da Ria de Aveiro. Para tal, caracterizou-se a densidade das principais bactérias patogénicas dos peixes; a dinâmica sazonal destas bactérias; a sobrevivência dos fagos específicos isolados a partir das bactérias patogénicas; a especificidade destes fagos e o impacto ecológico da terapia fágica sobre a estrutura das comunidades bacterianas naturais. Os resultados mostraram que a estrutura da comunidade bacteriana variou sazonalmente; que o espectro de infecção dos fagos testados variou desde especificidade apenas para o hospedeiro até especificidade para bactérias de diferentes famílias; que a sobrevivência destes fagos na água da aquacultura variou entre 15 dias e 3 meses e que a adição dos fagos à comunidade bacteriana não provocou variação significativa na sua estrutura. Em conclusão, a terapia fágica poderá ser uma opção de baixo impacto ecológico no processo de desinfecção de águas piscícolas. Convém referir que, como a estrutura da comunidade bacteriana varia sazonalmente, é necessário ter em conta este facto aquando da selecção dos fagos a usar na estratégia terapêutica.

PALAVRAS CHAVE: *Terapia fágica, bacteriófagos, bactérias patogénicas dos peixes, aquacultura, estrutura da comunidade bacteriana*

INTRODUÇÃO

A importância crescente da cultura de organismos aquáticos a nível mundial, de forma a compensar a progressiva redução das populações naturais de peixes, contribuiu para que a aquacultura se tornasse num dos sectores agrícolas com crescimento mais rápido, fornecendo praticamente um terço das fontes de marisco a nível mundial (FLEGEL, 2006). Contudo, esta indústria sofre, frequentemente, grandes perdas económicas devido a infecções causadas por microrganismos patogénicos (FLEGEL, 2006), incluindo as bactérias multi-resistentes, que são facilmente transmitidas através da água e, portanto, capazes de infectar uma grande variedade de espécies de peixes.

Embora a vacinação seja o método ideal para impedir a dessiminação de doenças infecciosas, as vacinas disponíveis no mercado são ainda muito limitadas na área da piscicultura (REED e FRANCIS-FLOY, 1996; ROMALDE, 2002; ARIJO *et al.,* 2005; LIN *et al*., 2006). Isto deve-se ao facto de muitas doenças infecciosas ocorrerem localmente, numa grande variedade de espécies de peixe (NAKAI e PARK, 2002), de atingirem muitas vezes peixes juvenis difíceis de vacinar e sem capacidade de desenvolver imunidade específica (VADSTEIN, 1997) e de ser um método dispendioso, sendo apenas uma opção comercialmente viável quando o preço por animal é bastante elevado. A quimioterapia é um método rápido e eficaz para tratar ou impedir infecções bacterianas, mas o uso frequente de antibióticos levou ao desenvolvimento de resistência a estes químicos. Este problema pode ser sério porque são poucas as drogas licenciadas para uso em piscicultura (MUROGA, 2001; NAKAI e PARK, 2002).

As doenças bacterianas constituem um importante problema na expansão da indústria de aquacultura. Dois grandes grupos de bactérias, de relevância em termos de saúde pública, têm sido tradicionalmente associadas à contaminação dos sistemas de aquacultura, nomeadamente a microflora indígena naturalmente presente no ambiente – que inclui membros do género *Vibrio*, *Photobacterium* e *Aeromonas*, e microflora não indígena, introduzida pela contaminação antropogénica (ex. *Enterobactereaceae* tais como *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli*) (FUKUDA *et al*., 1996; NAKAI *et al.,* 1999; NAKAI e PARK, 2002). Vibrioses e fotobacterioses (anteriormente pasteureloses), causadas por bactérias indígenas, são as principais causas de doença em peixes marinhos e estuarinos, em sistemas de produção natural e comercial no mundo inteiro, ocorrendo apenas com carácter ocasional em peixes de água doce. Ambas as doenças podem causar uma mortalidade significativa nos peixes, sendo actualmente responsáveis pela maioria das infecções em pisciculturas. Vibrioses e fotobacterioses são causadas por bactérias da família Vibrionaceae. A vibriose é causada por espécies dos géneros *Photobacterium* (nomeadamente *P. damselae* subsp. *damselae*, anteriormente *Vibrio damselae*) e *Vibrio* (nomeadamente *V. anguillarum*, *V. vulnificus*, *V. alginolyticus, V. parahaemolyticus* e *V. salmonicida*). A fotobacteriose é causado por *Photobacterium damselae* subsp. *piscicida* (anteriormente *Pasteurella piscicida*), bactéria altamente patogénica que parece não apresentar especificidade em relação à espécie infectada, contaminando uma ampla escala de espécies peixes (TORANZO *et al.,* 1991; NOYA *et al.,* 1995). Outras bactérias indígenas, como *Aeromonas salmonicida*, *Rickettsia*, *Cytophaga marina*, *Flavobacterium psychrophilum* e *Pseudomonas plecoglossicida*, são igualmente grupos importantes de bactérias patogénicas de peixes, infectando uma grande variedade de espécies (ALMEIDA *et al.,* 2009). *A. salmonicida*, agente causador da furunculose, é uma bactéria patogénica de peixes capaz de infectar uma vasta gama de espécies hospedeiras

(BERNOTH, 1997). Embora haja um decréscimo rápido destas bactérias em peixes de aquacultura, números significativos de bactérias não indígenas permanecem na pele e nas vísceras dos peixes, fazendo com que estes constituam igualmente um risco para a saúde dos consumidores (EDWARDS, 1992; BURAS, 1993; FAO, 1998).

Para reduzir o risco de desenvolvimento e propagação de bactérias resistentes a antibióticos, é necessário desenvolver novos métodos ecologicamente sustentáveis, emergindo a terapia fágica como uma alternativa viável (ALDERMAN, 1996; SHAO, 2001; WAHLI *et al*., 2002). Existem várias vantagens potenciais da terapia fágica sobre a quimioterapia: especificidade do alvo (FUHRMAN, 1999; THINGSTAD, 2000; MATHUR *et al*., 2003), desenvolvimento limitado de resistência (MATSUZAKI *et al*., 2003; HAGENS *et al*., 2004; WATANABE *et al*., 2007), impacto limitado no ambiente (SMITH *et al*., 1987; MATSUZAKI *et al*., 2003), resistência elevada dos fagos às condições ambientais (DURÁN *et al*., 2002; LUCENA *et al*., 2004), flexibilidade, rapidez e baixo custo da tecnologia (WILLATS, 2002; SKURNICK *et al.*, 2007).

O uso de bacteriófagos no controlo de infecções bacterianas em ambientes aquáticos parece particularmente promissor. O uso potencial da terapia fágica no controlo de doenças bacterianas em sistemas de aquacultura tem sido demonstrado em vários estudos (NAKAI *et al*., 1999; NAKAI e PARK, 2002; IMBEAULT *et al*., 2006; VINOD *et al*., 2006; KARUNASAGAR *et al*., 2007). Por exemplo, VINOD *et al*. (2006) isolou um fago de *Vibrio harveyi* com actividade lítica, com potencial para controlo biológico de vibriose com impacto na sobrevivência das larvas de *Penaeus monodon* na Índia. Noutro estudo recente, IMBEAULT *et al.* (2006) abordaram a interacção entre *A. salmonicida* e um bacteriófago para tratar a furunculose em trutas, mostrando que o bacteriófago poderia ser usado com sucesso em programas preventivos nas pisciculturas.

O sucesso da terapia fágica no controlo de bactérias patogénicas de peixes depende da densidade, sobrevivência e viabilidade viral no meio aquático. Na Ria de Aveiro, o número total de vírus é alto, variando entre 0,1-3,7 x 10^{10} células $L^{-1,}$ excedendo a abundância de bactérias em mais de uma ordem de grandeza (ALMEIDA *et al.*, 2001). Estudos realizados neste sistema estuarino sugerem que a maioria dos vírus existentes são bacteriófagos (ALMEIDA *et al.*, 2001), indicando que a terapia fágica poderá ser uma alternativa bastante promissora. Os estudos de ALMEIDA *et al.* (2001), também mostraram que, na Ria de Aveiro, a lise bacteriana por infecção viral é eficaz na redução de bactérias abaixo dos valores determinados por predação, ou seja, em água salobra (59% contra 36% na zona marinha). No entanto, apesar de existirem estudos sobre os mecanismos e taxas de mortalidade ou diminuição de infecções de fagos em ambientes marinhos, pouco é conhecido sobre o seu tempo de sobrevivência no meio aquático.

Aplicabilidade da terapia fágica em aquaculturas de regime semi-intensivo também depende do efeito dos fagos na comunidade bacteriana. Nos sistemas de aquacultura semi-intensivos as bactérias não patogénicas tem um papel fundamental no funcionamento e produtividade destes ecossistemas. As bactérias são a componente biológica mais importante na renovação da matéria orgânica em sistemas aquáticos (CHO e AZAM, 1990; POMEROY, 1991). Embora a especificidade fágica em relação ao hospedeiro seja favorável e restrinja o seu impacto nos diversos membros da comunidade bacteriana, a terapia fágica implica a adição de grandes quantidades de fagos nos sistemas de aquacultura. Consequentemente, é muito importante fazer uma avaliação cuidadosa do impacto de cada fago na estrutura da comunidade bacteriana antes da aplicação da terapia fágica.

Figura 1: Localização e esquema simplificado da piscicultura Corte das Freiras (Google maps).

O objectivo deste trabalho foi avaliar a aplicabilidade da terapia fágica na inactivação de bactérias patogénicas de peixes numa piscicultura semi-intensiva da Ria de Aveiro. Para tal, estudou-se a densidade das principais bactérias patogénicas dos peixes, a dinâmica sazonal destas bactérias, a sobrevivência dos fagos específicos isolados a partir das bactérias patogénicas, a especificidade destes fagos e o impacto ecológico da terapia fágica sobre a estrutura da comunidade bacteriana natural.

DESCRIÇÃO DA METADOLOGIA USADA

Área de estudo e amostragem

Este estudo foi efectuado na piscicultura semi-intensiva Corte das Freiras, localizado no estuário da Ria de Aveiro (latitude: 40º37'51.44''N, longitude 8º40'31.75''W), na costa noroeste de Portugal (Figura 1). A piscicultura está dividida em dez tanques de terra de aproximadamente 2500 m^2 cada, que são abastecidos com água da Ria de Aveiro.

As amostras de água foram colhidas ao início da manhã, duas horas antes da maré baixa, em condições de clima ameno, num tanque de *Sparus aurata* (dourada). As amostras de água foram colhidas com frascos de vidro esterilizados e mantidas no frio durante o transporte para o laboratório, onde foram processadas dentro de 1-2 horas.

A abundância relativa dos principais grupos de bactérias patogénicas em água da piscicultura foi analisada em Abril, Outubro e Dezembro de 2007 e Fevereiro de 2008. Os indicadores de poluição fecal (coliformes e enterococos fecais) foram avaliados em Outubro e Dezembro de 2007, Fevereiro, Junho e Novembro de 2008, e Março, Maio e Julho de 2009. A dinâmica sazonal da estrutura da comunidade bacteriana foi avaliada em Novembro de 2008 e Janeiro, Março, Maio e Julho de 2009. Para as restantes análises (determinação da especificidade fago-hospedeiro, determinação da sobrevivência dos fagos e efeito dos fagos sobre a estrutura da comunidade bacteriana) a água foi colhida entre Março e Setembro de 2009.

Propriedades da água da piscicultura

A salinidade, temperatura e oxigénio dissolvido foram medidos no local de amostragem com um medidor de condutividade WTW LF 196 e um oxímero WTW OXI 96 equipado com um agitador BR 190 WTW. O pH foi medido no laboratório, a 25ºC, com um potenciómetro de bancada (Orion, modelo 290 A).

Dinâmica sazonal da estrutura da comunidade bacteriana

A análise da dinâmica sazonal da estrutura da comunidade bacteriana envolveu a colheita de amostras de água da piscicultura, seguida da recolha e lise das células bacterianas, extracção dos ácidos nucleicos e amplificação de sequências específicas por *polymerase chain reaction* (PCR) (Figura 2).

As amostras de água da piscicultura foram filtradas através de membranas de policarbonato estéreis de 0,2 µm de porosidade (Poretics, EUA). As membranas foram lavadas com 2 mL de tampão TE (10 mM Tris-HCl e 1 mM de EDTA - Fluka, pH 8.0), e a suspensão de células resultante da lavagem foi recolhida em microtubos estéreis e centrifugada a 13000 rpm durante 15 minutos. Após ressupensão em 200µl de TE, adicionou-se uma solução de lisozima (1 mg/ml) e incubou-se a 37 ºC durante 1 hora (HENRIQUES *et al*., 2004).

Os fragmentos de rDNA 16S foram amplificados por PCR, utilizando os *primers* 27F (5'-TTG TGA AGA TCC TGG CTC AG 3 ') e 1494R (5'-GGT TAC TAC CTT GTT ACG AC-3') (WEISBURG *et al.*, 1991). As reações foram realizadas num *Multigene Gradient Thermal Cycler* de MIDSCI como descrito em PEREIRA *et al.* (2011). A partir dos produtos de amplificação efectuou-se uma segunda amplificação com os *primers* 968F -GC (5´-CGC CCG GGG CGC GCC CCG GGC GGG GCG GGG GCA CGG GGG GAA CGC GAA GAA CCT TAC-3´) e 1401R (5´-CGG TGT GTA CAA GAC CC-3´) (NUBEL *et al.*, 1996). As reacções de PCR foram realizadas em misturas reaccionais de 25 µl como descrito em PEREIRA *et al.* (2011). A amplificação foi confirmada por uma electroforese em gel de agarose (0,8% de agarose, tampão TAE 1X, 80 V por 30 min) (SAMBROOK *et al*., 1989).

A análise dos fragmentos amplificados foi feita por electroforese resultando um perfil de bandas correspondente aos ribótipos predominantes na comunidade. A electroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE) foi realizada num sistema CBS (CBS, EUA) em tampão TAE 1x, à temperatura de 60 ºC com uma voltagem de 150 V durante 16 horas. Foi usado um gradiente desnaturante contendo 6 a 9% de poliacrilamida e 32 a 60% de solução desnaturante. A polimerização foi iniciada adicionando 85 µL de APS 10% (persulfato de amónia, Bio-rad) e 30µL de TEMED (N,N,N',N' – Tetramrtiletilenodiamina, Sigma) a cada uma das soluções. Após a electroforese, o gel foi corado numa solução de nitrato de prata.

Os géis foram analisados com o software GelCompar 4.0 programa (matemática Aplicada) como descrito por SMALLA *et al.* (2001). A similaridade Bray-Curtis foi calculada com base na posição e intensidade de bandas.

Variação sazonal do teor bactérias indicadoras de poluição fecal

A partir de amostras de água da piscicultura foram analisadas as bactérias indicadoras de poluição fecal, nomeadamente, coliformes fecais (CF) e enterococos fecais (FE). Os coliformes fecais e enterococos fecais foram analisados pelo método das membranas de filtração, utilizando os meios de cultura selectivos, m-FC (Difco Laboratories) e m-KF (Difco Laboratories), respectivamente. Os coliformes fecais foram incubados a 44,5 ºC durante 24 horas e os enterococos fecais a 37 ºC durante 48 horas. Os resultados foram expressos em unidades formadoras de colónia por cem mililitros (UFC 100 mL^{-1}).

Abundância relativa dos principais grupos de bactérias patogénicas

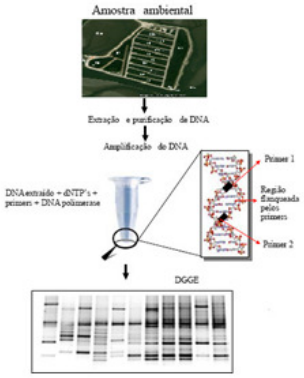


Figura 2: Fluxograma do procedimento de análise independente do cultivo da diversidade bacteriana em amostras de água da piscicultura.

A abundância relativa de procariotas do domínio *Bacteria*, da família *Enterobactereaceae*, género *Aeromonas*, *Vibrio* e *Pseudomonas* foi determinada por *Fluorescence In Situ Hybridization* (FISH) utilizando sondas oligonucleotídicas marcadas com o fluorocromo Cy3 (AMANN *et al*., 1990). Para o domínio *Bacteria* foram usadas as sondas EUB338-II-III (DAIMS *et al*., 1999). As bactérias pertencentes à família *Enterobactereaceae*, género *Vibrio*, *Aeromonas* e *Pseudomonas* foram detectados com as sondas específicas ENT183 (FRIEDRICH *et al*., 2003), VIB572a (HUGGETT *et al*., 2008), AERO1244 (BÖCKELMANN *et al*., 2006) e Pae997 (AMANN *et al*., 1996), respectivamente.

O procedimento desenvolveu-se em quatro etapas: fixação, hibridação, lavagem e visualização das amostras como descrito em PEREIRA *et al.* (2011). Para a fixação, as células foram recolhidas por filtração em membranas de policarbonato de porosidade 0,2 µm (Osmonics, Inc.) e fixadas com paraformaldeído 4% (Sigma- Aldrich) durante 30 minutos. Após este período, as membranas foram lavadas com 3 ml de PBS e 5 ml de água ultra pura. As membranas contendo as células fixadas foram armazenadas no escuro, à temperatura ambiente até à hibridação. Para a hibridação, adicionou-se solução de hibridação contendo 3 ng/l de sonda. Procedeu-se à incubação noforno de hibridação (HB-500 Minidizer) durante 1,5 horas a 46 ºC. Imediatamente após a incubação, as membranas foram lavadas com tampão de lavagem durante 15 minutos. Procedeu-se à coloração com uma solução de 4,6-diamino-2-fenil indol 2 µg m^{-1} (DAPI, Fluka). As contagens foram efectuadas num microscópio de epifluorescência (Leitz Laborlux K) equipado com filtro para Cy3 (Cy3 - Y3, Leica) e um para DAPI (Dapi - A, Leica). Para cada amostra foram observadas três réplicas, para cada réplica foram contados 15 campos ópticos aleatórios.

Determinação da especificidade fago-hospedeiro

As bactérias utilizadas neste estudo foram V. anguillarium, V. parahaemolyticus, A. salmonicida, P. damselae damselae, P. piscicida damselae e E. coli.

V. anguillarium, V. parahaemolyticus e A. salmonicida foram isoladas de amostras de água da piscicultura de acordo com o procedimento descrito por PEREIRA (2009). V. parahaemolyticus e A. salmonicida foram usados como hospedeiros para produzir suspensões de fagos, utilizando água da piscicultura (PEREIRA, 2009). P. damselae damselae, P. piscicida damselae e E. coli foram obtidos em estudos anteriores (ROMALDE, 2002; COSTA et al., 2008).

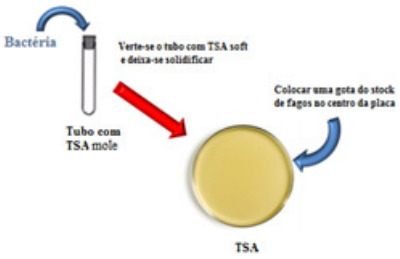


Figura 3: Técnica de dupla camada de agar.

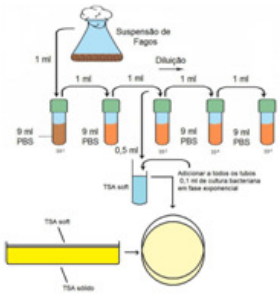


Figura 4: Esquema simplificado do protocolo de determinação do titulo fágico.

Para determinar a especificidade fago-hospedeiro utilizou-se a técnica da dupla camada de agar de acordo com ADAMS (1959) (Figura 3). Após incubação à temperatura ambiente (25 ºC) durante 12 horas, observou-se a presença/ausência de placas fágicas.

Determinação da sobrevivência dos fagos

A sobrevivência dos fagos produzidos a partir dos hospedeiros *V. parahaemolyticus* e *A. salmonicida* foram testados na água da piscicultura.

Filtraram-se 100 ml de água da piscicultura através de membranas de policarbonato estéreis com 3 µm e 0,2 µm de porosidade (Poretics). À água filtrada foi adicionado 50 µl de suspensão de fagos e incubado a 25 ºC com a agitação de 150 rpm. O título fágico foi determinado no tempo zero e intervalos de 72 h (Figura 4), utilizando a técnica de dupla camada de agar de acordo com ADAMS (1959).

Para cada fago foram feitas três experiências independentes. Os resultados apresentados são a média dos três ensaios. Os resultados estão representados em curvas de sobrevivência (log UFC mL^{-1} versus tempo incubação, expresso em dias).

Efeito dos fagos sobre a estrutura da comunidade bacteriana

Sub-amostras de 150 ml de água da piscicultura foram transferidas para cada um de 12 erlenmeyers. Cada um dos fagos foi adicionado a 3 erlenmeyers com uma concentração final de 4,1 x 10^6 UFP ml^{-1} para o fago AS-1 e de 1,1 x 10^7 UFP ml^{-1} para o fago VP-1 (P-100), e incubadas durante 10 horas a 25 ºC. Foram incluídos 3 controles negativos (3 erlenmeyers cada): W-T_0, amostras de água da piscicultura sem incubação e sem fago; W-T_{10}, amostras de água da piscicultura incubadas durante 10 horas a 25ºC e sem fago e TSB-CL, amostras de água da piscicultura incubadas durante 10 horas a 25ºC com TSB e 1% de clorofórmio (solução conservante do fago), sem fago. Após a incubação cada amostra foi filtrada através de membranas de policarbonato estéreis com 0,2 µm de porosidade (Poretics, EUA). As condições em que foi realizada a extracção de DNA, PCR e electroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE) estão descritas em PEREIRA et al. (2011).

RESULTADOS E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Propriedades da água da piscicultura

A salinidade variou entre 33,8 PSU em Setembro de 2009 e 19,7 PSU em Janeiro de 2009. A temperatura variou entre 10,8 ºC em Novembro de 2008 e 20,8 ºC em Junho de 2008. O oxigénio dissolvido variou entre 1,6 mg L^{-1} em Julho de 2009 e 6,0 mg L^{-1} em Abril de 2007.

Dinâmica sazonal da estrutura da comunidade bacteriana

A estrutura da comunidade bateriana foi examinada comparando perfis de DGGE resultantes da separação de fragmentos de 16S rDNA correspondentes a diferentes momentos de amostragem (Figura 5). Os perfis de DGGE revelaram diferenças sazonais na estrutura da comunidade bateriana, apresentando uma diversidade mais elevada de ribótipos durante as estações mais quentes, quando a temperatura alcançou valores mais elevados.

O índice de similaridade Bray-Curtis variou entre ~25% e ~97%, variando bastante entre os momentos de amostragem (Figura 5B). A similaridade da estrutura da comunidade bacteriana em amostras de água da piscicultura nas diferentes amostragens foi baixa. A comunidade bacteriana das amostragens efectuadas em Novembro e Janeiro apresentam o índice de similaridade mais elevado (> 85%). A amostragem efectudada em Março apresenta um índice de similaridade bastante baixo com os restantes momentos de amostragem (~25%).

Variação sazonal do teor de bactérias indicadoras de poluição fecal

A variação da concentração de coliformes fecais e enterococos fecais nas várias datas de amostragem é representada na Figura 6. As concentrações de coliformes fecais foram, em geral, ligeiramente superiores às de enterococos fecais. Em geral, os valores diminuíram ao longo do período de amostragem. Os valores mais elevados de enterococos fecais foram observadas em Outubro de 2007 (45,3 UFC 100 mL-1) e os mais baixos em Maio de 2009 (5,3 UFC 100 mL-1). Durante os meses mais frios observou-se uma clara diminuição da abundância de coliformes

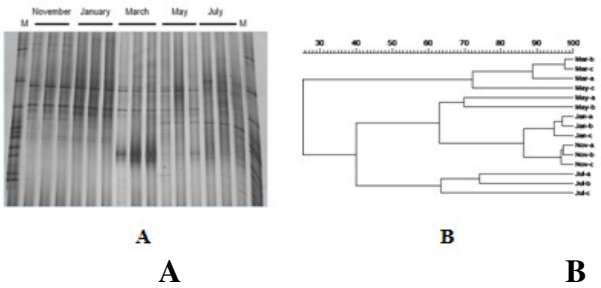


Figura 5: Perfil sazonal de DGGE de fragmentos de 16S rDNA amplificados a partir e amostras de água da piscicultura (A) e dendograma obtido a partir do padrão de bandas por DGGE. (B). M – marcador de pesos moleculares.

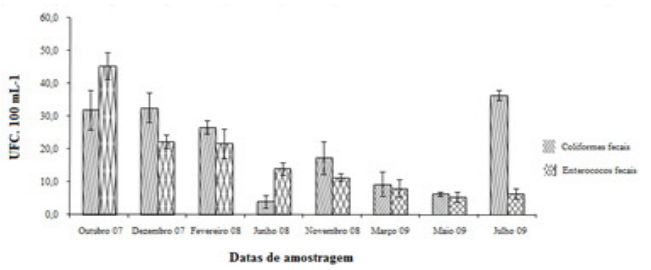


Figura 6: Variação sazonal dos teores de colifomes fecais e enterococos fecais na água da aquacultura Corte das Freiras.

fecais, atingindo os valores mais baixos em Maio e Junho. O valor teor mais elevado de colifomes fecais foi obtido em Julho de 2009 (36,3 UFC 100 mL-1) e o menor em Junho de 2008 (4,0 UFC 100 mL-1).

Abundância relativa dos principais grupos de bactérias patogénicas

A variação da abundância relativa de procariotas do domínio *Bacteria*, da família *Enterobactereaceae*, géneros *Vibrio*, *Aeromonas* e *Pseudomonas* detectada por FISH está representada na Figura 7. A abundância relativa do domínio *Bacteria* variou entre 76,63 ± 1,05 % em Dezembro de 2007 e 95,40 ± 0,97 % em Fevereiro de 2008, em relação ao número total de células de procariotas (contagens com DAPI).

O grupo menos abundante nos diferentes períodos de amostragem foi o género *Pseudomonas.* O grupo mais abundante de bactérias em Outubro 2007 e Fevereiro 2008 foi a família *Enterobactereaceae*, e em Dezembro de 2007 e Abril de 2007. o género *Aeromonas*.

A abundância da família *Enterobactereaceae* foi maior em Outubro de 2007 (5,77 ± 0,53%), diminuindo ao longo do Inverno e Primavera e atingindo os seus valores mais baixos em Abril de 2007 (2,29 ± 0,7%), quando a temperatura e oxigénio dissolvido atingiram valores mais elevados. *Aeromona*s sp. atingiu valores de abundância relativa mais elevados em Dezembro de 2007 (5,55 ± 0,2%) e mais baixos em Fevereiro de 2008 (1,05 ± 0,22%). Em Outubro de 2007 (1,94 ± 0,7%) e Fevereiro de 2008 (3,86 % ± 0,0) observou-se um aumento da abundância relativa de *Vibrio* sp. Os valores de abundância relativa mais elevados foram obtidos em Abril de 2007 (2,29 ± 0,2%) e os mais baixos em Fevereiro de 2008 (0,96 ± 0,04%).

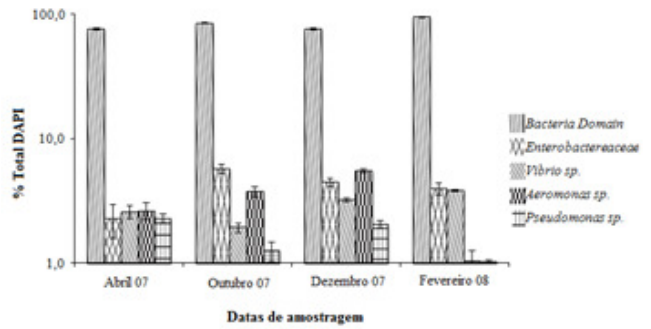


Figura 7: Abundância relativa de procariotas do domínio *Bacteria*, família *Enterobactereaceae* e géneros *Vibrio*, *Aeromonas* e *Pseudomonas* detectada por FISH na aquacultura Corte das Freiras em relação ao número total de procariótas.

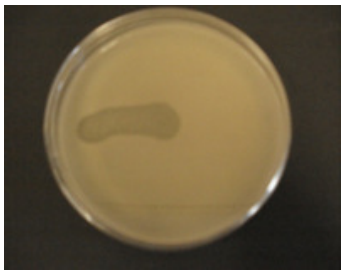


Figura 8: Placa de lise formada por infecção do fago AS-1 sobre o seu hospedeiro natural (*A. salmonicida*).

Determinação da especificidade fago-hospedeiro

Utilizando duas das bactérias isoladas na piscicultura, *V. parahaemolyticus* e *A. salmonicida.*, foram preparadas suspensões de fagos com os títulos de 6,2 x 10^9 e 1,7 x 10^{10} UFP mL^{-1}, respectivamente. Os fagos foram designados como VP-1 e AS-1, respectivamente.

Os resultados da especificidade fago-hospedeiro estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Especificidade do fago AS-1 e VP-1 a diferentes bactérias patogénicas de peixe. (+) Formação de placas fágicas e (-). Sem formação de placas fágicas.

Bactérias patogénicas de peixe	Bacteriófagos	
	AS-1	VP-1
V. anguillarium	—	+
V. parahaemolyticus	—	Controlo positivo
A. salmonicida	Controlo Positivo	+
P. damselae damselae	—	+
P. damselae piscicida	—	+
E. coli	—	—

O fago VP-1 apresentou um largo espectro de infecção, infectando todas as bactérias patogénicas testadas. O fago AS-1 infectou apenas o seu hospedeiro natural (Figura 8, Tabela 1).

Determinação da sobrevivência dos fagos

Os fagos VP-1 e AS-1 apresentaram distintos perfis de sobrevivência em água da piscicultura (Figura 9). A abundância do fago AS-1 diminui uma ordem de grandeza nos primeiros 15 dias e, após atingir um patamar, permaneceu constante durante 45 dias, apenas diminuindo ligeiramente entre os 45 dias e os 91 dias. Em contraste, a abundância do fago VP-1 diminuiu acentuadamente durante o período de incubação, apresentando um período de sobrevivência de apenas 16 dias.

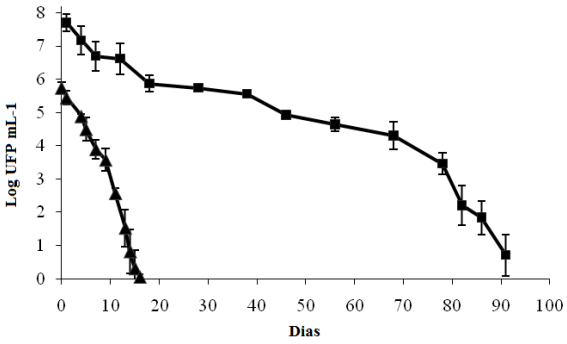


Figura 9: Sobrevivência dos fagos AS-1 e VP-1. Os valores são expressos como a média das três experiências independentes, as barras de erro indicam o desvio padrão. -■- fago AS-1, -▲- fago VP-1.

Efeito dos fagos sobre a estrutura da comunidade bacteriana

O efeito da adição do fago AS-1 e VP-1 na diversidade da comunidade bacteriana indígena na água da piscicultura pode ser observado nos perfis de DGGE apresentados na Figura 10. A adição dos fagos não alterou significativamente a diversidade da comunidade bacteriana. O perfil de bandas nas amostras às quais foi adicionado fago foi semelhante ao do controle de água sem fagos, incubado durante 10 horas.

A análise dos padrões de bandas obtidos por DGGE na experiência com o fago AS-1 permitiu definir dois grupos. Um grupo inclui as amostras de água com fago AS-1 incubadas durante 10 horas (P-100), as amostras de água incubadas 10 horas ($W\text{-}T_{10}$) e as amostras de água no tempo zero ($W\text{-}T_0$). O outro grupo inclui as amostras de água com TSB e clorofórmio incubadas durante 10 horas (TSB-CL). As amostras $W\text{-}T_0$, $W\text{-}T_{10}$ e P-100 foram agrupadas, apresentando uma similaridade superior a 80%, e estando separadas de TSB-CL (similaridade de 75%).

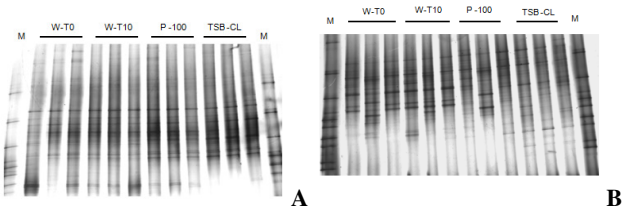


Figura 10: Perfis de DGGE de fragmentos de 16S rDNA amplificados a partir e amostras de água da piscicultura após adição dos fagos AS-1 (A) e VP-1 (B). $W\text{-}T_0$ – amostras de água da piscicultura no tempo zero; $W\text{-}T_{10}$ – amostras de água da piscicultura incubadas durante 10 horas, sem fagos; P-100 – amostras de água da piscicultura com 100 µl de fago AS-1 (A) e VP-1 (B) incubadas durante 10 horas; TSB-CL – amostras de água incubadas durante 10 horas com TSB e 1% de clorofórmio, sem fagos.

A análise dos padrões de bandas obtidos por DGGE na experiência com o fago VP-1 permitiu definir dois grupos. Um grupo inclui as amostras de água com fago VP-1 incubadas durante 10 horas (P-100), as amostras de água incubadas 10 horas ($W\text{-}T_{10}$) e as amostras de água com TSB e clorofórmio incubadas durante 10 horas (TSB-CL), com uma similaridade superior a 92%. O outro inclui as amostras de água no tempo zero ($W\text{-}T_0$), com uma similaridade superior a 86%.

DISCUSSÃO

O sucesso da terapia fágica depende da densidade de bactérias patogénicas, bem como da sua variação sazonal. Em geral, o número total de bactérias permaneceu estável ao longo do ano. No entanto, a abundância relativa dos grupos específicos de bactérias patogénicas e indicadoras variou significativamente durante o período de amostragem. *Enterobactereaceae* foi o grupo de bactérias patogénicas de peixes mais abundante, o que indica que as bactérias não indígenas são importantes contaminantes deste sistema de aquacultura. De facto, os indicadores de contaminação fecal, coliformes e enterococos fecais foram detectados durante todo o período de amostragem. A ocorrência de maior abundâncias relativa do grupo *Enterobactereaceae* e dos indicadores de poluição fecal durante a estação fria, quando há maior precipitação, sugere que estas bactérias não indígenas poderão ser transportadas por ressuspensão e arrastamento de sedimentos das margens. Por outro lado, o aumento da salinidade, na época quente, limita o crescimento das bactérias não halófilas. Os géneros *Vibrio* e *Aeromonas,* que incluem o agente da furunculose, *A. salmonicida*, e os membros da família *Vibrionaceae* responsáveis pela maioria dos surtos infecciosos em piscicultras (TORANZO *et al.,* 1991; NOYA *et al.,* 1995), também estão presentes em concentrações elevadas na aquacultura estudada (correspondente a 10% das contagens totais). Assim, os fagos de *Enterobactereaceae*, *Vibrio* e *Aeromonas* devem ser candidatos preferenciais a aplicações de terapia fágica.

A análise dos perfis de DGGE mostra que a estrutura da comunidade bacteriana varia sazonalmente, confirmando a necessidade de ter em consideração esta fonte de variabilidade aquando da selecção dos fagos a utilizar para a inactivação de bactérias patogénicas de peixe.

Trabalhos anteriores realizados nesta aquacultura (ALMEIDA *et al*., 2007), revelaram a existência de outros factores que provocam a variação da estrutura das comunidades bacterianas. A desinfecção química da água afecta o padrão sazonal da abundância e diversidade de bactérias, destacando a importância de uma constante monitorização da comunidade bacteriana, para o desenho da terapia fágica a aplicar. Como a aquacultura em estudo está localizada próxima da cidade de Aveiro, a água está sujeita a alguma contaminação antropogénica, sendo frequentemente aplicada quimioterapia. O tratamento químico utilizado é selectivo para a comunidade bacteriana, afectando de forma diferente os grupos de bactérias.

O sucesso da terapia fágica depende, fundamentalmente, dos fagos seleccionados para inactivar bactérias patogénicas de peixe (ALMEIDA *et al*., 2009). Os fagos seleccionados devem permanecer viáveis em águas marinhas, infectar bactérias patogénicas, mas não alterar significativamente as bactérias não patogénicas que têm um papel ecológico importante. Os resultados deste estudo mostraram que o fago AS-1 e VP-1 podem sobreviver em água da piscicultura e que após 10 horas de incubação, não alteram significativamente a estrutura da comunidade bacteriana. Neste estudo foram produzidas suspensões de fagos com títulos elevados, até 10^{10} UFP mL^{-1}, apropriados para o uso da terapia fágica. Estes factos sugerem que os fagos VP-1 e AS-1 estão bem adaptados ao meio aquático, sobrevivendo por longos tempos na água da piscicultura e tendo um baixo impacto ambiental na estrutura da comunidade bacteriana.

Embora os fagos sejam específicos para o seu hospedeiro, os resultados deste estudo mostram que o fago VP-1 pode inactivar bactérias de diferentes famílias. O fago VP-1, cujo hospedeiro é a

bactéria indígena *V. parahemolyticus*, responsável por uma das maiores causas de doenças em peixes (TORANZO *et al.,* 1991; NOYA *et al.,* 1995), infecta espécies da família *Vibrionaceae,* bem como outras famílias de bactérias, como a *Aeromonas*. Resultados semelhantes foram obtidos por MILLER *et al.* (2003), que, a partir de uma cultura de *Vibrio parahemolyticus*, isolou um vibriófago com uma ampla gama de hospedeiros (KVP40), infectando pelo menos oito espécies de *Vibrio* e uma espécie de *Photobacterium.* O fago AS-1 infecta apenas o seu hospedeiro, *A. salmonicida*. O fago VP-1 pode ser usado para reduzir as infecções causadas por bactérias da família *Vibrionaceae*, mas o fago AS-1 só pode ser utilizado no tratamento da furunculose.

Embora o fago VP-1 infecte todas as bactérias testadas, não altera significativamente os membros dominantes da comunidade bacteriana. Este facto contribui para o equilíbrio ecológico das comunidades microbianas que habitam em pisciculturas de regime semi-intensivo, onde parte do alimento dos peixes provem de matéria orgânica transformada e/ou produzida por bactérias. O número de ribótipos nas amostras em que foi adicionado o fago VP-1 após 10 horas de incubação (P-100) foi semelhante ao obtido nas amostras de água sem adição de fagos após o mesmo período de incubação. No entanto, o padrão de bandas obtido para as amostras de água incubada durante 10 horas foi ligeiramente distinto daqueles obtidos para amostras não incubadas. Essa diferença poderá ser explicada pelo efeito de garrafa associado à incubação em ambiente confinado que afecta as trocas de nutrientes e de metabolitos (FOGG e CALVARIO-MARTINEZ, 1989), com impactos na composição das comunidades bacterianas. Os resultados por DGGE das comunidades expostas ao fago AS-1 confirmam os resultados da infecção cruzada. Este fago infecta apenas a *A. salmonicida* não alterando a estrutura global da comunidade bacteriana. O efeito de garrafa nestas amostras não foi tão evidente como nos ensaios com o fago VP-1. Como nenhum dos fagos alterou significativamente a estrutura da comunidade bacteriana, será interessante verificar o efeito da adição destes fagos apenas sobre grupos específicos de bactérias, em particular dos géneros *Aeromonas* e *Vibrio*, usando *primers* específicos, em vez dos primers universais usados neste estudo.

CONCLUSÃO

Em conclusão, como a sobrevivência dos fagos estudados na água da aquacultura é elevada e a adição dos fagos específicos das bactérias patogénicos tem um baixo impacto ecológico na estrutura da comunidade bacteriana natural, a terapia fágica pode ser aplicada com sucesso na inactivação das bactérias patogénicas de peixes. Além disso, a infecção múltipla destes fagos aumenta a capacidade de inactivação de bactérias patogénicas. Como a densidade e estrutura da comunidade bacteriana total e o teor de bactérias patogénicas varia sazonalmente, é necessário ter este facto em consideração aquando a escolha dos fagos e da dose a utilizar na terapia fágica.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pelo CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar) e pela FCT (Fundação para a Ciência e a Tecnologia). A bolsa de PhD de Yolanda J. Silva Santos foi suportada pela FCT (SFRH/BD/31827/2006).

LITERATURA CITADA

ADAMS, N.A., 1959. *Bacteriophages*. John Wiley and Sons. Inc., New York.

ALDERMAN, D.J., 1996. Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Rev. Sci. Tech. Off Int Epizoot*., 15, 603-632.

ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A. e ALCÂNTARA, F., 2001. Loss of estuarine bacteria by viral infection and predation in microcosm conditions. *Microbial Ecology,* 42, 562-571.

ALMEIDA, A.; CUNHA, A.; GOMES, N.C.M.; ALVES, E.; COSTA, L. e FAUSTINO, M.A.F., 2009. Phage Therapy and Photodynamic Therapy: Low Environmental Impact Approaches to Inactivate Microorganisms in Fish Farming Plants. *Marine Drugs*, 7, 268-313.

ALMEIDA, A.; CUNHA, A.; GOMES, N.C.M.; SALVADOR, S. e GOMES, A., 2007. Evaluation of the impact of two aquaculture systems on bacterial communities of the estuarine system Ria de Aveiro, in Current Research Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology, ed. A. Mendez-Vilas, Formatex Research Center, University of Seville, Spain.

AMANN, R.; LUDWING, W.; SCHULZE, R.; SPRING, S.; MOOR, E. e SCHLEIFER, K.H., 1996. rRNA-targeted oligonucleotide probes for the identification of genuine and former pseudomonads. *Systematic and Applied Microbiology*, 19, 501-509.

AMANN, R.I.; KRUMHOLZ, L. e STAHL, D.A., 1990. Fluorescent-Oligonucleotide Probing of Whole Cells for Determinative, Phylogenetic, and Environmental Studies in Microbiology. *Journal of. Bacteriology*, 172, 762-770.

ARIJO, S.; RICO, R.; CHABRILLON, M.; DIAZ-ROSALES, P.; MARTÍNEZ-MANZANARES, E.; BALEBONA, M.C.; MAGARIÑOS, B.; TORANZO, A.E. e MORIÑIGO, M.A., 2005. Effectiveness of a divalent vaccine for sole, *Solea senegalensis* (Kaup), against *Vibrio harveyi* and *Photobacterium damselae* subsp. *piscicida*. *Journal Fish Disease,* 28, 33-38.

BERNOTH, E.M., 1997. *Furunculosis: multidisciplinary fish disease research.* Academic Press.

BÖCKELMANN, U.; MANZ, W.; Neu, T. and Szewzyk, U., 2006. Characterization of the microbial community of lotic organic aggregates (`river snow') in the Elbe River of Germany by cultivation and molecular methods. *FEMS Microbiology Ecology*, 33, 157-170.

BURAS, N., 1993. Microbial safety of produce from wastewater-fed aquaculture. *In:* Pullin, R.S.V.; Rosenthal H. and. Maclean J.L (eds.) *Environment and Aquaculture in Developing Countries*. ICLARM Conference Proceedings, Manila, pp. 285-295.

CHO, B.C. e AZAM, F., 1990. Biogeochemical significance of bacterial biomass in the ocean`s euphotic 17 zone. Series, 63, 253-259.

COSTA, L.; ALVES, E.; CARVALHO, C.; TOMÉ, J.; FAUSTINO, M.; NEVES, M.; TOMÉ, A.; CAVALEIRO, J.; CUNHA, Â. e ALMEIDA, A., 2008. Sewage bacteriophage photoinactivation by cationic porphyrins: a study of charge effect. *Photochemical Photobiological Sciences*, 7, 415 - 422.

DAIMS, H.; BRUHL, A.; AMANN, R.; SCHLEIFER, K.H. e WAGNER, M., 1999. The domain-specific probe EUB338 is insufficient for the detection of all Bacteria: Development and evaluation of a more comprehensive probe set. *Systematic and Applied Microbiology*, 22, 434-444.

DURÁN, A.E.; MUNIESA, M.; MÉNDEZ, X.; VALERO, F.; LUCENA, F. e JOFRE, J., 2002. Removal and inactivation of indicator bacteriophages in fresh waters. *Journal* of *Applied Microbiology*, 92, 338-347.

EDWARDS, P., 1992. Reuse of human wastes in aquaculture. UNDP-World Bank Water and Sanitation Program. Washington, World Bank, p. 350.

FAO, 1998. *The state of world fisheries and aquaculture*. FAO Fisheries and Aquaculture Department: Rome, Italy.

FLEGEL, T.W., 2006. Detection of major penaeid shrimp viruses in Asia, a historical perspective with emphasis on Thailand. *Aquaculture*, 258, 1-33.

FOGG, G.E. e CALVARIO-MARTINEZ, O., 1989. Effects of bottle size in determinations of primary productivity by phytoplankton. *Hydrobiologia*, 173*,* 89-94.

FRIEDRICH, U.; VAN LANGENHOVE, H.; ALTENDORF, K.; e LIPSKI, A., 2003. Microbial community and physicochemical analysis of an industrial waste gas biofilter and design of 16S rRNA-targeting oligonucleotide probes. *Environmental Microbiology*, 5, 183-201.

FUHRMAN, J.A., 1999. Marine viruses and their biogeochemical and ecological effects. *Nature,* 399, 541–548.

FUKUDA, Y.; NGUYEN, H.D.; FURUHASH M. e NAKAI, T., 1996. Mass mortality of cultured sevenband grouper, *Epinephelus septemfasciatus*, associated with viral nervous necrosis. *Fish Pathology*, 31, 165-170.

HAGENS, S.; HABEL, A.; VON UWE, A.; VON GABAIN, A. e BLASI, U., 2004. Therapy of experimental pseudomonas infections with a nonreplicating genetically modified phage. *Antimicrobial Agents Chemotherapy*, 48, 3817-3822.

HENRIQUES, I.S.; ALMEIDA, A.; CUNHA, A. e CORREIA, A., 2004. Molecular sequence analysis of prokariotic diversity in the middle and outer sections of the Portuguese estuary Ria de Aveiro. *FEMS Microbiology Ecology*, 49, 269-279.

HUGGETT, M. J.; CROCETTI, G.R.; KJELLEBERG, S. e STEINBERG, P.D., 2008. Recruitment of the sea urchin *Heliocidaris erythrogramma* and the distribution and abundance of inducing bacteria in the field. *Aquatic Microbial Ecology*, 53,161-171.

IMBEAULT, S.; PARENT, S.; LAGACE, M.; UHLAND, C.F. e BLAIS, J.F., 2006. Using Bacteriophages to prevent furunculosis caused by *Aeromonas salmonicida* in farmed brook trout. *Journal of Aquatic Animal Health*, 18, 203–214.

KARUNASAGAR, I.; SHIVU, M.M.; GIRISHA, S.K.; KROHNE, G e KARUNASAGAR, I., 2007. Biocontrol of pathogens in shrimp hatcheries using bacteriophages. *Aquaculture*, 268, 288–292.

LIN, X.; HUANG, J.C.; MITCHELL, T.G. e HEITMAN, J., 2006. Virulence attributes and hyphal growth of *C. neoformans* are quantitative traits and the MATα allele enhances filamentation. *PLoS Geneticis*, 2, e187.

LUCENA, F.; DURAN, A.E.; MORÓN, A.; CALDERÓN, E.; CAMPOS, C.; GANTZER, C.; SKRABER, S. e JOFRE, J., 2004. Reduction of bacterial indicators and bacteriophages infecting faecal bacteria in primary and secondary wastewater treatments. *Journal* of *Applied Microbiology*, 97, 1069-1076.

MATHUR, M.; VIDHANI, S e MEHNDIRATTA, P., 2003. Bacteriophage therapy: an alternative to conventional antibiotics. *Journal Association Physicians of India*, 51, 593–596.

MATSUZAKI, S.; YASUDA, M.; NISHIKAMA, H.; KURODA, M.; UJIHARA, T.; SHUIN, T.; SHEN, Y.; JIN, Z.; FUJIMOTO, S.; NASIMUZZAMAN, M.A.D.; WAKIGUCHI, H.; SUGIHARA, S.; SUGIURA, T.; KODA, S.; MURAOKA, A. e IMAI, S., 2003. Experimental protection of mice against lethal *Staphylococcus aureus* infection by novel bacteriophage phi MR11. *Journal of infectious diseases*, 187, 613-624.

MILLER, E.S.; HEIDELBERG, J.F.; EISEN, J.A.; NELSON, W.C.; DURKIN, A.S.; CIECKO, A.; FELDBLYUM, T.V.; WHITE, O.; PAULSEN, I.T.; NIERMAN, W.C.; LEE, J.; SZCZYPINSKI, B. e FRASER, C.M., 2003. Complete Genome Sequence of the Broad-Host-Range Vibriophage KVP40: Comparative Genomics of a T4-Related Bacteriophage**.** *Journal of. Bacteriology*,17, 5220-5233.

MUROGA, K., 2001. Viral and bacterial diseases of marine fish and shellfish in Japanese hatcheries. *Aquaculture*, 202, 23-44.

NAKAI, T. e PARK, S.C., 2002. Bacteriophage therapy of infectious diseases in aquaculture. *Research in Microbiology,* 153, 13-18.

NAKAI, T.; SUGIMOTO, R.; PARK, K.H.; MATSUOKA, S.; MORI, K.; NISHIOKA, T. e MARUYAMA, K., 1999. Protective effects of bacteriophage an experimental *Lactococcus gavieae* infection in yellowtail. *Disease of Aquatic Organisms*, 37, 33–41.

NOYA, M.; MAGARINOS, B. e LAMAS, J.,1995. Interactions between peritoneal exudate cells (PECs) of gilthead seabream (*Sparus aurata*) and *Pasteurella piscicida*. A morphological study. *Aquaculture*, 131, 11-21.

NUBEL, U.; ENGELEN, B.; FELSKE, A.; SNAIDR, J.; WIESHUBER, A.; AMANN, R.I.; LUDWIG, W. e BACKHAUS, H., 1996. Sequence heterogeneities of genes encoding 16S rRNAs in *Paenibacillus polymyxa* detected by temperature gradient gel electrophoresis. *Journal of Bacteriology,* 178, 5636-5643.

PEREIRA, C., 2009, Uso de bacteriófagos na inactivação de bactérias patogénicas num sistema de aquacultura. Msc. Thesis, University of Aveiro.

PEREIRA, C.; SALVADOR, S.; ARROJADO, C.; SILVA, Y.; SANTOS, A.L.; CUNHA, A.; GOMES, N.C.M. e ALMEIDA, A., 2011. Evaluating seasonal dynamics of bacterial communities in marine fish aquaculture: a preliminary study before applying phage therapy. *Journal of Environmental Monitoring*, 10.1039/c0em00434k

POMEROY, L.R., 1991. Status and future needs in protozoan ecology. *In:* REID, P.C.; TURLEY, C.M.; Burkhill, P.H. (eds.), *Protozoan and their role in marine processes*, NATO ASI Series G: Ecological 20 sciences, Springer-Verlag, Heidelberg ,pp. 475-49.

REED, P.A. e FRANCIS-FLOY, R., 1996. *Vibrio* infections of fish. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.

ROMALDE, J., 2002. *Photobacterium damselae* subsp. *piscicida*: an integrated view of a bacterial fish pathogen. *International Microbiology*, 1, 3-9.

SHAO, Z.J., 2001. Aquaculture pharmaceuticals and biologicals: current perspectives and future possibilities. *Advanced Drug Delivery Reviews,* 50, 229-243.

SKURNIK, M.; PAJUNEN, M. e KILIJUNEN, S., 2007. Biotechnological challenges of phage therapy. *Biotechnology Letters*, 29, 995–1003.

SMALLA, K.; WIELAND, G.; BUCHNER, A.; ZOCK, A.; PARZY, J.; Kaiser, S; ROSKOT, N.; HEUER, H.; e BERG, G., 2001. Bulk and Rhizosphere Soil Bacterial Communities Studied by Denaturing Gradient Gradient Gel Electrophoresis: Plant-Dependent Enrichment and Seasonal Shifts Revealed. *Applied and Environmental Microbiology*, 67, 4742-4751.

SAMBROOK, J.; FRITSCH, E.F. e MANIATIS, T., 1989. Molecular Cloning: A Laboratory Manual. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor, New York.

SMITH, H.W.; HUGGINS, M.B. e SHAW, K.M., 1987. The control of experimental *Escherichia coli* diarrhea in calves by

means of bacteriophages. *Journal General Microbiology*, 133, 1111–1126.

THINGSTAD, T.F., 2000. Elements of a theory for the mechanisms controlling abundance, diversity, and biogeochemical role of lytic bacterial viruses in aquatic systems. *Limnology and Oceanography*, 45, 1320–1328.

TORANZO, A.E.; BARREIRO, S.; CASAL, J.F.; FIGUERAS, A.; MAGARIÑOS, B. e BARJA, J.L., 1991. Pasteurellosis in cultured gilthead seabream, *Sparus aurata*: first report in Spain. *Aquaculture*, 99, 1-15.

VADSTEIN, O., 1997. The use of immunostimulation in marine larviculture: possibilities and challenges. *Aquaculture*, 155, 401-417.

VINOD, M.G.; SHIVU, M.M.; UMESHA, K.R., RAJEEVA, B.C.; KROHNE, G., KARUNASAGAR, I e KARUNASAGAR, I., 2006. Isolation of *Vibrio harveyi* bacteriophage with a potential for biocontrol of luminous vibriosis in hatchery environments. *Aquaculture*, 255, 117–124.

WAHLI, T.; KNUESEL, R.; BERNET, D.; SEGNER, H.; PUGOVKIN, D.; BURKHARDT-HOLM, P.; ESCHER, M. e SCHMICT-POSTHAUS, H., 2002. Proliferative kidney disease in Switzerland: current state of knowledge. *Journal of Fish Disease*, 25, 491-500.

WATANABE, R.; MATSUMOTO, T.; SANO, G.; ISHII, Y.; TATEDA, K.; SUMIYAMA, Y.; UCHIYAMA, J.; SAKURAI, S.; MATSUZAKI, S.; IMAI, S. e YAMAGUCHI, K., 2007. Efficacy of bacteriophage therapy against gut-derived sepsis caused by *Pseudomonas aeruginosa* in mice. *Antimicrobial Agents Chemotherapy*, 51, 446-452.

WEISBURG, W.G.; BARNS, S.M.; PELLETIER, D.A. LANE, D.J.,1991. 16S ribosomal DNA amplification for phylogenetic study. *Journal of Bacteriology,* 173, 697-703.

WILLATS, W.G.T., 2002. Phage display: practicalities and prospects. *Plant Molecular Biology*, 50, 837–854.

Terapia Fotodinâmica Antimicrobiana como Alternativa aos Antibióticos para Inactivar Bactérias Patogénicas em Águas de Piscicultura

E. Alves [a], C. Arrojado [a], C. Pereira [a], C.M.B. Carvalho [b], M.A.F. Faustino [b], J.P. C. Tomé [b], M.G.P. M. S. Neves [b], A.C. Tomé [b], J.A.S. Cavaleiro [b], Â. Cunha [a], N.C.M. Gomes [a], A. Almeida [a]

[a] CESAM, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, Aveiro 3810-193 Portugal
{elianaalves, a33369, acunha , gomesncm, aalmeida}@ua.pt
catiarrojado@gmail.com
[b] QOPNA, Departamento de Química, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, Aveiro 3810-193 Portugal
{ccarvalho, faustino , jtome, gneves, actome jcavaleiro}@ua.pt

SUMÁRIO

A terapia fotodinâmica antimicrobiana (aPDT) é um método utilizado na inactivação de microrganismos que combina luz, oxigénio e um fotossensibilizador (PS). Tem vindo a ser aplicada na clínica com excelentes resultados, mostrando-se promissora na área ambiental (desinfecção de águas de consumo, residuais e piscícolas). Neste estudo avaliou-se o uso da aPDT em pisciculturas semi-intensivas analisando-se a eficiência na inactivação de bactérias patogénicas de peixes e a influência do pH, temperatura, salinidade e concentração de oxigénio da água na eficiência de inactivação bem como o seu impacto ecológico no ambiente aquático. Como PS foi utilizada um macrociclo porfirínico tricatiónico, Tri-Py^{+}Me-PF, em diferentes concentrações e duas fontes de luz: lâmpadas fluorescentes (4 mW/cm^2) e luz solar (~40 mW/cm^2). Os resultados mostraram que as espécies patogénicas testadas são eficazmente inactivadas. Variações de temperatura, pH, salinidade, e oxigénio não afectam a eficiência da inactivação A existência de partículas em suspensão na água, a concentração de PS e a dose de luz aplicada, afectam a eficiência da aPDT. A eficiência da aPDT utilizando a Tri-Py^{+}Me-PF na inactivação da fracção de bactérias cultiváveis variou sazonalmente e a diversidade da comunidade bacteriana na água da piscicultura após tratamento foi moderadamente afectada. Assim, para que a aPDT possa ser aplicada a sistemas de pisciculturas semi-intensivos, como alternativa aos métodos actuais de controlo de infecções, deverá ser feita uma avaliação cuidadosa, tendo em conta quer os factores que afectam a eficiência da técnica quer o seu impacto ambiental.

PALAVRAS CHAVE: *terapia fotodinâmica antimicrobiana, aquacultura, porfirinas catiónicas, bactérias, impacto ecológico*

INTRODUÇÃO

A aquacultura é um sector importante e com rápido desenvolvimento na indústria alimentar, vindo a assumir um impacto económico-social cada vez maior. A produção de peixes em condições controladas (piscicultura) é constantemente ameaçada pela presença, no meio aquático que abastece os tanques, de bactérias e vírus patogénicos, que originam taxas de mortalidade elevada. Doenças infecciosas como vibriose, fotobacteriose e furunculose, (DEFOIRDT *et al.*, 2007; MORIARTY, 1998; MORIARTY, 1999; SHAO, 2001; TORANZO *et al.*, 2005), afectam larvas, juvenis (MUROGA, 2001) e adultos. De modo a evitar infecções e outras patologias, são administradas vacinas aos peixes e são adicionados antibióticos e outros produtos químicos às águas de cultura. Se o uso de antibióticos em ecossistemas aquáticos tem sido limitado a um nível mínimo, principalmente devido às resistências desenvolvidas pelas bactérias patogénicas, as vacinas, embora ajudem no controlo de algumas patologias, estão ainda pouco disponíveis para aplicação na área da piscicultura.

A terapia fotodinâmica antimicrobiana (aPDT) apresenta-se como uma alternativa aos actuais recursos de prevenção/controlo de patologias em peixes de aquacultura. A aPDT é um método de inactivação de microrganismos com largo espectro de acção e que não induz desenvolvimento de resistências. Consiste no uso combinado de luz, oxigénio, e uma molécula denominada fotossensibilizador (PS) que ao absorver luz inicia uma cadeia de reacções fotoquímicas e fotofísicas responsáveis pelo processo de fotoinactivação (PI) dos microrganismos (JORI *et al.*, 2006). Os principais produtos da reacção são espécies reactivas de oxigénio (oxigénio singuleto e radicais livres). A eficácia da aPDT foi demonstrada em testes *in vitro* através da destruição de bactérias (incluindo estirpes multi-resistentes a antibióticos), vírus, fungos e parasitas. Esta terapia tem vindo a ser aplicada na área clínica com excelentes resultados (MAISCH, 2009; O'CONNOR *et al.*, 2009; ORTNER, 2009; SMITS E MOOR, 2009), mostrando-se também promissora na área ambiental, nomeadamente no processo de desinfecção de águas de consumo (BONNETT *et al.*, 2006), residuais (CARVALHO *et al.*, 2007; JEMLI *et al.*, 2002) e piscícolas (MAGARAGGIA *et al.*, 2006).

O interesse do nosso grupo de investigação na aplicação da aPDT em aquacultura tem vindo a desenvolver-se no seguimento da obtenção de bons resultados na destruição de vários tipos de microrganismos (CARVALHO *et al.*, 2009) com PS produzidos no Departamento de Química da UA (ALMEIDA *et al.*, PATENT PT). O PS usado nos testes laboratoriais é um macrociclo porfirínico catiónico (composto orgânico corado da mesma família do grupo Heme, solúvel em água, com três cargas positivas, representado na Figura 1) (CARVALHO *et al.*, 2010). Estudos anteriores de avaliação das potencialidades de vários derivados porfirínicos como PS demonstraram que a Tri-Py^{+}Me-PF apresenta

características adequadas e capacidade de fotoinactivação de diversos microrganismos com resultados promissores. Este derivado possibilita a ligação a um material sólido inerte que permita a sua recuperação e reutilização. (CARVALHO *et al.*, 2010). Se o processo de recuperação for realizado antes da entrada da água nos tanques de cultura, esta metodologia apresenta como principais vantagens: a) possibilidade de recuperação do PS após desinfecção b) ausência de contaminação da água ou ingestão do PS pelos peixes; e c) possibilidade de reutilização (o PS é um mediador da reacção fotodinâmica, não se consome durante a mesma, pelo que pode ser reutilizado após a sua remoção).

Dado que as pisciculturas semi-intensivas estão inseridas em ecossistemas naturais, o tratamento das suas águas não deve afectar o funcionamento do ecossistema, devendo-se evitar a perturbação do equilíbrio entre comunidades microbianas (OLAFSEN, 2001) e a proliferação de bactérias oportunistas ou o desenvolvimento de outras comunidades bacterianas (OLAFSEN, 2001).

O objectivo deste trabalho consistiu na revisão do que tem sido feito pelo nosso grupo de investigação sobre o uso da aPDT para desinfectar águas piscícolas, usando como modelo a piscicultura semi-intensiva Corte das Freiras localizada no estuário da Ria de Aveiro.

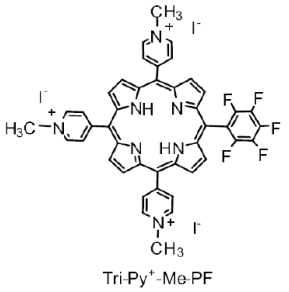


Figura 1. Estrutura da 5,10,15-tris(1-metilpiridinium-4-il)-20-(pentafluorofenil)porfirina (Tri-Py$^+$Me-PF).

EFICIÊNCIA DA aPDT EM BACTÉRIAS PATOGÉNICAS DE PEIXES

As estirpes bacterianas seleccionadas (Tabela 1) inserem-se no grupo de patogénicos mais frequentes em aquacultura (sete estirpes de Gram-negativo e duas estirpes de Gram-positivo), e foram isoladas a partir da água de um tanque de cultura de dourada (*Sparus aurata*). Para cada estirpe, foram realizados dois ensaios de PI independentes. Em copos de vidro de 600 mL, adicionou-se bactéria em suspensão num meio tamponado (numa concentração de 8 log de células/mL), e Tri-Py$^+$Me-PF numa concentração de 5 µM. Foram preparados mais dois copos de suspensão bacteriana que foram usados como controlo: um deles foi incubado à luz mas não foi adicionado PS (controlo claro), e o outro foi protegido da luz e continha PS na concentração estudada (controlo escuro). Em cada copo, o volume final foi de 20 mL.

Os copos foram irradiados, sob agitação (100 rpm), com uma fonte de luz branca artificial que consistiu numa luminária de 13 lâmpadas OSRAM 21, de 18 W cada, 380–700 nm, conferindo uma potência de 4 mW/cm^2. O tempo de exposição à luz foi de 270 min, tendo sido aplicada uma dose total de luz de 64,8 J/cm^2. Em diferentes intervalos de tempo, foi colhida uma alíquota de 1 mL de cada copo, diluída seriadamente em solução tamponada, e semeado 1 mL em placa de Petri, por incorporação em meio TSA. As placas incubaram durante 16 h (a 25ºC ou a 37ºC, dependendo da temperatura adequada à incubação das diferentes estirpes) e contaram-se as unidades formadoras de colónias (UFC) na diluição mais apropriada.

Os resultados (Tabela 1) mostraram que o PS, na concentração utilizada, foi eficiente na destruição total (redução de 8 log UFC/mL) de todas as estirpes testadas após 270 min de irradiação, à excepção de *A. salmonicida* que mostrou ser a estirpe menos sensível ao tratamento. Contudo, os perfis de fotoinactivação mostraram que, ao fim de 90 min de irradiação, se consegue uma redução de, pelo menos, 6 log UFC/mL para todas as estirpes bacterianas. Não foi observada variação significativa no teor de bactérias nos copos controlo, o que indica que o PS não é tóxico e que a inactivação bacteriana foi devida à PI.

Tabela 1: Redução da viabilidade (log UFC/mL) das 9 estirpes bacterianas sujeitas a terapia fotodinâmica antimicrobiana após diferentes tempos de irradiação.

	Tempo de irradiação (min)		
Estirpes bacterianas	30	90	270
Photobacterium damselae subsp. damselae	6,9	7,9	8,0
Staphylococcus aureus	6,7	8,0	8,0
Enterococcus faecalis	6,5	7,8	8,0
Photobacterium damselae subsp. piscicida	6,0	7,1	8,0
Vibrio parahaemolyticus	5,9	7,1	8,0
Aeromonas salmonicida	5,2	6,1	7,0
Pseudomonas aeruginosa	3,7	6,3	8,0
Escherichia coli	3,6	7,5	8,0
Vibrio anguillarum	0,6	5,9	8,0

INFLUÊNCIA DO pH, TEMPERATURA, SALINIDADE E CONCENTRAÇÃO DE OXIGÉNIO DA ÁGUA

Tendo em conta que existe uma variabilidade anual do pH, temparatura, salinidade e concentração de oxigénio nos sistemas de aquacultura, e que essa variabilidade pode afectar o processo de PI, testou-se a eficiência da aPDT em diferentes gamas de valores (Tabela 2). Como bactéria modelo utilizou-se uma estirpe de *Vibrio fischeri* (ATCC 49387), uma bactéria de Gram-negativo de origem marinha, naturalmente bioluminescente. Esta última característica permite monitorizar o processo de PI da bactéria em tempo real, lendo a emissão de luz/perda de luz num luminómetro, à medida que o ensaio decorre. O método da bioluminescência bacteriana é rápido, sensível e económico, e pode ser usado para avaliar o estado metabólico das células que sofrem a acção da aPDT. Como existe uma correlação linear entre a quantidade de luz emitida e a concentração de bactérias (TAVARES *et al.*, 2010), este método pode ser utilizado em detrimento do método convencional de sementeira em placa (que implica contagem de colónias após horas de incubação, sendo mais laborioso, moroso e dispendioso).

Para cada parâmetro físico-químico a ser testado, foram realizados dois ensaios de fotoinactivação independentes. Em copos de vidro de 100 mL, adicionou-se bactéria em suspensão num meio tamponado (numa concentração de 7 log UFC/mL que corresponde a 7 log URL - unidades relativas de luz), e Tri-Py$^+$Me-PF numa concentração de 5 µM. Em cada copo, o volume final foi de 20 mL. Para cada condição foram preparados controlos claros e escuros como referido anteriormente. Tendo em conta que as condições óptimas de emissão de luz por *V. fischeri in vitro* são 25 ºC, pH 7,4 e 30 g/L de NaCl, durante os ensaios de cada

parâmetro fez-se variar o valor desejado mantendo os outros constantes (e.g., para testar a influência do valor de pH 6,5, o meio de suspensão tinha um pH de 6,5, uma concentração de 30 g/L de NaCl e foi mantido a uma temperatura constante de 25ºC). Para avaliar o efeito da concentração de oxigénio na água, realizaram-se ensaios de PI com e sem agitação. A concentração de oxigénio foi medida em diferentes intervalos de tempo com um oxímetro e durante os ensaios foram mantidas as condições óptimas As condições de irradiação e a duração dos ensaios foram exactamente os mesmos descritos na secção anterior. Em diferentes intervalos de tempo, colheu-se uma alíquota de 300 µL de cada copo para uma cuvete de luminómetro e leu-se o valor da bioluminescência.

Os resultados mostraram que, ao fim de 180 min de irradiação, se verifica a destruição total (redução de ≈ 7 log URL) de *V. fischeri* para todos os valores de todos os parâmetros testados. Os valores apresentados na Tabela 2 mostram que para os parâmetros pH e salinidade, houve destruição total bacteriana ao fim de 90 min de irradiação, excepto no caso da temperatura. A gama de valores da concentração de oxigénio dissolvido registada durante os ensaios de PI (valor médio com agitação: 5,9 mg/L e valor médio sem agitação: 5,3 mg/L) assemelha-se aos valores medidos nos tanques da piscicultura (entre 2 e 6 mg/L). Esta diferença não afecta a eficiência da PI. A emissão de luz nos dois controlos foi semelhante ao longo do tempo em que decorreu a experiência.

Tabela 2: Redução da viabilidade bacteriana (log URL) em diferentes condições experimentais.

Parâmetros	Gamas testadas	Tempo de irradiação (min)	
		30	90
pH	6,5	2,3	> 7,0
	7,0	4,4	> 7,0
	7,4	**6,7**	> 7,0
	8,0	1,5	> 7,0
	8,5	2,8	> 7,0
Temperatura (ºC)	10	0,0	4,4
	15	0,1	3,9
	20	0,2	5,6
	25	**6,7**	> 7,0
Salinidade (g/L)	20	6,3	> 7,0
	30	**6,7**	> 7,0
	40	6,4	> 7,0

INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO DA ÁGUA DA PISCICULTURA

Pretendeu-se avaliar de que modo a composição da água da piscicultura afecta a PI bacteriana, usando como modelo a bactéria *V. fischeri*. Para isso, foram colhidas amostras de água do tanque de dourada da piscicultura Corte das Freiras, em Maio e Junho de 2010. No laboratório, as amostras foram divididas em fracções, a partir das quais o material particulado foi removido gradualmente. Uma fracção permaneceu intacta sem remoção de partículas, ou seja, água não filtrada (com os sólidos suspensos totais assim como a comunidade microbiana total da água da piscicultura). Uma fracção foi filtrada a partir de uma porção da primeira, com um filtro de 0,7 µm de porosidade, que permitiu remover a matéria orgânica particulada. Por fim, uma fracção obtida através da fracção filtrada anteriormente foi filtrada com um filtro de 0,2 µm de porosidade, permitindo remover a matéria particulada e as bactérias. Cada uma destas três fracções funcionou como meio de suspensão para os ensaios de PI de *V. fischeri*. As diferentes fracções foram distribuídas por copos de vidro de 600 mL, adicionou-se cultura bacteriana (7 log RLU) e PS, perfazendo um volume final de 20 mL por copo. Testaram-se três concentrações de Tri-Py^{+}Me-PF para cada uma das três fracções de água: 5 µM, 10 µM, 20 µM e 50 µM. Para cada ensaio foram preparados controlos claros e escuros como descrito nas experiências anteriores As condições de irradiação, a duração dos ensaios, e o método de monitorização da bioluminescência bacteriana foram análogos aos descritos anteriormente.

Os resultados mostraram que a PI total de *V. fischeri* na água da piscicultura não filtrada só acontece ao fim 270 min com a concentração de 50 µM de Tri-Py^{+}Me-PF (concentração dez vezes superior àquela que foi usada nos ensaios de PI com solução tamponada), tanto nas amostras de Maio (Figura 1) como de Junho (dados não apresentados). Consequentemente, nas duas fracções de água filtrada, a mesma concentração de PS é capaz de fotoinactivar a totalidade de *V. fischeri* findos 270 min. Contudo, na fracção de água filtrada por membrana de 0,2 µm, ao fim de 270 min, as três concentrações de Tri-Py^{+}Me-PF testadas conseguem reduzir totalmente a viabilidade bacteriana, enquanto na fracção de água filtrada por membrana de 0,7 µm os resultados variam entre as campanhas de Maio e Junho. A eficiência das duas concentrações mais baixas de PS foi diferente, tendo-se observado PI total, apenas na campanha de Maio, ao fim de 270 min. A concentração de 5 µM não provocou fotoinactivação das bactérias na água da piscicultura (dados não apresentados).

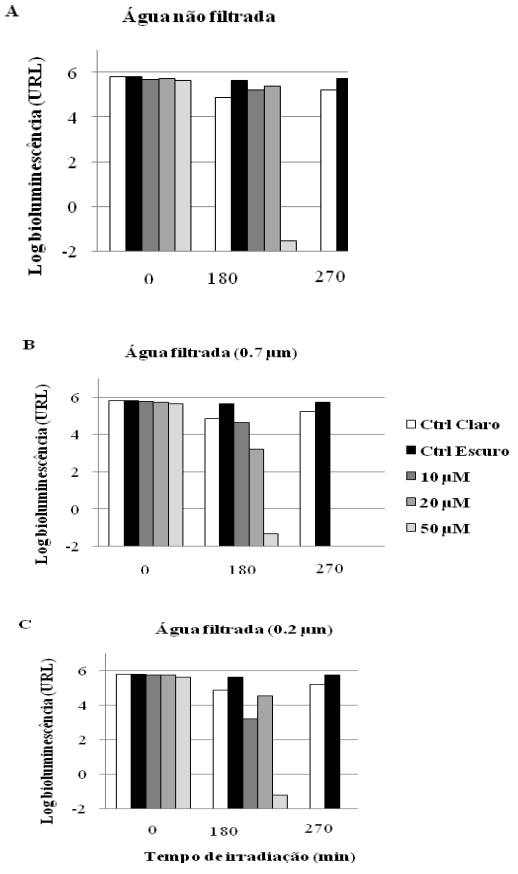


Figura 2. Fotoinactivação de *V. fischeri* com Tri-Py^{+}Me-PF a 10, 20 e 50 µM, durante 270 min, a 4 mW/cm^2, numa amostra de água da piscicultura colhida em Maio de 2010**.**

INFLUÊNCIA DA INTENSIDADE LUMINOSA (LUZ BRANCA ARTIFICIAL E LUZ SOLAR)

Para testar o efeito da intensidade luminosa no processo de PI de *V. fischeri* em amostras de água da piscicultura, usou-se um protocolo experimental idêntico ao referido no ponto anterior. A concentração de porfirina testada foi de 20 µM, a concentração de *V. fischeri* adicionada à água foi de 7 log URL, e as amostras de água não foram filtradas (foi usada a água total, tal como existe na piscicultura). Para estes estudos, as amostras de água foram colhidas em Outubro de 2010. Em ensaios independentes, usaram-se duas fontes luminosas diferentes: a luz branca artificial descrita anteriormente (4 mW/cm^2) e a luz solar (40 mW/cm^2, espectro total). Neste último caso, os ensaios foram realizados fora do laboratório. Durante os ensaios, foram colhidas alíquotas em intervalos de tempo que correspondem a doses de luz de 7,2, 14,4, 21,6, 43,2 e 64,8 J/cm^2, para leitura da bioluminescência. Esses tempos, corresponderam, para os ensaios com luz artificial e solar, a 30, 60, 90, 180 e 270 min e 3, 6, 9, 18 e 27 min, respectivamente.

Os resultados mostraram que usando a mesma dose total de luz (64,8 J/cm^2), as duas fontes luminosas testadas promovem a PI de *V. fischeri* até ao limite de detecção do método. Contudo, para doses de luz mais baixas (e.g., 43,2 J/cm^2), a taxa de PI foi significativamente superior com a luz artificial (redução de 6,4 log URL) do que com a luz solar (redução de 3,5 log URL). Por outro lado, com a luz solar a cinética de PI é dez vezes superior à observada com a luz artificial (potência pelo menos 10 vezes superior).

INFLUÊNCIA NO TEOR DE BACTÉRIAS CULTIVÁVEIS DA ÁGUA DA PISCICULTURA

Foram colhidas amostras de água na piscicultura duas horas antes da maré baixa, em condições climáticas amenas, a 0,2 m da superfície da água em diferentes datas (Março, Maio e Junho de 2009). Foi realizada ainda uma amostragem em Junho de 2010 para testar concentrações de PS de 5 µM, 10 µM, 20 µM e 50 µM. A amostragem, em tempos fixos, durante o ciclo tidal permitiu a comparação dos resultados durante o período de amostragem, uma vez que durante o ciclo tidal os parâmetros microbiológicos na Ria de Aveiro variam significativamente (ALMEIDA *et al.*, 2001).

Em copos de vidro de 600 mL, adicionou-se água da piscicultura e porfirina numa concentração de 5 µM (volume final de 15 mL em cada copo). Para cada ensaio foram preparados controlos claros e escuros. As condições de irradiação e a duração dos ensaios foram os descritos anteriormente. O método de determinação da concentração bacteriana usado foi igualmente o método de sementeira por incorporação em placa mas, neste caso, o período de incubação estendeu-se por três dias a 25 ºC pelo pacto do crescimento destas bactérias a 25 °C ser mais lento.

Os resultados dos 5 ensaios realizados mostram que há uma variação da eficiência da aPDT na fracção bacteriana cultivável da água dependente do período de amostragem. Para a mesma concentração de PS (5 µM) e para a mesma concentração de bactérias cultiváveis (≈ 2 log UCF/mL), houve destruição total das bactérias após 90 e 270 min de irradiação, nas amostras colhidas em Março e Junho de 2009, respectivamente; e redução de 1,3 e 1,2 log UFC/mL após 270 min de irradiação, nas duas campanhas de Maio de 2009, respectivamente. Em Junho de 2010, a concentração de 5 µM não foi suficiente para causar qualquer inactivação bacteriana (concentração inicial de ≈ 3,25 log UFC/mL, cerca de 1,25 log superior à concentração das campanhas de 2009), assim como as concentrações de 10 e 20 µM. Apenas uma concentração de 50 µM conseguiu causar a fotoinactivação até ao limite de detecção após 270 min.

INFLUÊNCIA NA COMUNIDADE BACTERIANA DA ÁGUA DA PISCICULTURA

A amostragem para estes testes foi realizada em Junho de 2010, conforme descrito na secção anterior. Para a caracterização da estrutura da fracção activa da comunidade bacteriana, foram realizados ensaios de PI usando 150 mL da água colhida, em copos de vidro de 600 mL, com o PS numa concentração de 5 µM e expostos à luz branca artificial (4 mW/cm^2), durante 270 min, com agitação (100 rpm). Foram preparados controlos claros e escuros como referido anteriormente. Foi ainda analisada uma amostra de água que não foi incubada. As amostras e os controlos foram filtrados por uma membrana de 0,2 µm de porosidade. As células retidas na membrana foram usadas para fazer a extracção de RNA. As células foram ressuspendidas em tampão TE e foram centrifugadas; fez-se o isolamento do RNA usando um kit comercial; remoção dos resíduos de DNA da solução de RNA extraído; síntese da primeira cadeia de cDNA com transcriptase reversa; amplificação dos fragmentos de rRNA 16S (cDNA) por nested PCR; verificação dos produtos de PCR por electroforese em gel de agarose; electroforese em gel com gradiente de desnaturação (DGGE): gel de poliacrilamida 6-9% (bisacrilamida:acrilamida = 37.5:1) com um gradiente de desnaturação de 32 a 60%, a 60 ºC, 150 V, durante 16 horas; coloração do gel com nitrato de prata; digitalização do gel (Molecular Image FX apparatus, Bio-Rad, Germany); e análise das bandas no gel (software package Gelcompar 4.0 program, Applied Maths) (SMALLA *et al.*, 2001). A superfície de cada banda foi convertida em intensidade relativa dividindo a sua superfície pela soma de todas as superfícies das bandas de uma amostra. O efeito de cada tratamento foi avaliado com base nas similaridades calculadas de Bray–Curtis, usando a análise de similaridades (ANOSIM) para avaliar a significância da separação entre comunidades microbianas dos diferentes tratamentos (RAMETTE, 2007). Na ANOSIM, o valor de R varia entre 0 e 1, onde R > 0,75 indica diferenças significativas, R > 0.5 separação moderada, e R< 0,25 elevada similaridade (CLARKE E GORLEY, 2001).

O perfil da DGGE resultante da separação dos fragmentos de rRNA 16S (cDNA) amplificado por PCR revelou um padrão de bandas complexo, relativo à comunidade bacteriana presente na água da piscicultura, assim como uma redução do número de bandas causado pelo tratamento das amostras de água pela aPDT.

Os resultados da análise estatística confirmaram que a diversidade da comunidade bacteriana total é significativamente afectada pela aPDT, causando uma redução pequena da mesma, por comparação com uma amostra de água irradiada mas sem PS adicionado (ANOSIM R = 0,259) e por comparação com a amostra adicionada de porfirina mas não irradiada (ANOSIM R = 0,407).

DISCUSSÃO

A terapia fotodinâmica antimicrobiana tem mostrado resultados promissores como método terapêutico alternativo aos antibióticos para tratar patologias humanas. A ideia de aplicá-la ao tratamento de águas de aquaculturas é recente (MAGARAGGIA *et al.*, 2006) e ainda se encontra em estudo.

Nos trabalhos de investigação aqui resumidos, começou por se testar a eficiência da terapia, em nove estirpes bacterianas potencialmente patogénicas para peixes, isoladas a partir da água de uma piscicultura. Usando uma porfirina tri-catiónica como PS (Tri-Py$^+$Me-PF) numa concentração considerada baixa, e uma

fonte de luz artificial de baixa potência (4 mW/cm^2), demonstrou-se que o PS testado é eficiente na aPDT para destruir 100 milhões de bactérias por mililitro (8 log UFC/mL). Para cada estirpe, o padrão de PI variou, mas o limite de detecção foi alcançado ao fim de 270 min de tratamento. A estirpe que se mostrou mais resistente foi *A. salmonicida* (cerca de 1 log de bactérias sobreviveram ao fim de 270 min). A diferença dos perfis de PI entre células bacterianas está bem justificada na literatura (JORI E BROWN, 2004) e deve-se às características estruturais da parede. As bactérias de Gram-positivo são mais facilmente fotoinactivadas do que as de Gram-negativo. Estas últimas necessitam da adição de agentes permeabilizadores de membrana para serem eficazmente destruídas pelo processo fotodinâmico, ou usando PS catiónicos que desorganizam a membrana externa, permitindo a difusão das espécies reactivas de oxigénio para o seu interior com consequente lesão e morte celular (JORI E BROWN, 2004). A eficiência da aPDT depende também da estirpe bacteriana em estudo (SZPAKOWSKA *et al.*, 2001; GRINHOLC *et al.*, 2010). Contudo, não há informação na literatura sobre a estrutura da membrana de *A. salmonicida* que poderia explicar o comportamento desta bactéria no processo de PI. Além deste facto, a estirpe estudada não apresenta padrões superiores ou diferentes de resistência aos antibióticos comparativamente aos outros isolados de Gram-negativo testados (PEREIRA, 2009). Neste sentido, são necessários mais estudos para clarificar os mecanismos implicados na PI de *A. salmonicida*.

A aPDT mostrou também não ser afectada pela variação dos parâmetros físico-químicos da água (pH, temperatura, salinidade, e concentração de oxigénio), dentro das gamas de valores observados anualmente nas pisciculturas. Usando o mesmo PS e a luz artificial para inactivar *V. fischeri* (escolhida como modelo de bactéria patogénica de peixes), conseguiu-se a redução total da viabilidade bacteriana ao fim de, pelo menos, 270 min de tratamento para todos os valores de todos os parâmetros testados. Relativamente aos valores de pH testados, a inactivação total de *V. fischeri* foi alcançada ao fim de 90 min de tratamento. Resultados semelhantes foram obtidos por outros autores: BERTOLONI *et al.*, 1989 testaram a aPDT em leveduras e não em bactérias, e WATTS et al., 1995 testaram outro método de tratamento (fotocatálise) em bactérias coliformes e vírus. Relativamente à temperatura, ficou demonstrado que o processo de fotoinactivação é mais rápido a 25 ºC. Tal facto é corroborado pelos estudos de PI levados a cabo por WEST AND MOORE, 1988 e por BERTOLONI *et al.*, 1989. Contudo, as diferentes condições experimentais usadas nesses estudos limitam a comparabilidade dos resultados. Também para os diferentes valores de salinidade do meio houve eficiência do processo de PI de *V. fischeri* ao fim de 60 min de tratamento. A presença de oxigénio molecular é um requisito obrigatório para ocorrer o processo fotodinâmico. Os resultados obtidos mostraram que a concentração de oxigénio dissolvido na água, embora ligeiramente mais baixa nos ensaios sem agitação, não limita a eficiência da aPDT. Os valores de oxigénio registados foram sempre superiores a 2 mg/L, considerada a concentração mínima necessária para uma fotodesinfecção eficiente (ACHER *et al.*, 1994).

Os resultados dos ensaios de aPDT em água da piscicultura mostraram que há vários factores que afectam o processo, 1) o conteúdo de sólidos suspensos na água; 2) a concentração de PS usada; e 3) a potência da fonte de luz usada.

Com uma intensidade luminosa de 4 mW/cm^2, a presença de sólidos suspensos na água da piscicultura (matéria orgânica, bactérias, vírus e partículas indeterminadas) requereu o aumento da concentração de PS (10-50 µM) para conseguir eliminar os 7 log iniciais de *V. fischeri*, i.e., para conseguir a mesma eficiência obtida quando a PI de *V. fischeri* era testada em meio tamponado (5 µM), com cultura pura de bactéria. De facto, os resultados mostraram que quando a maior fracção de matéria particulada é removida da água (filtração por membrana de 0,2 µm de porosidade), uma concentração de 10 µM de porfirina é suficiente para inactivar as células em estudo (*V. fischeri*) após 270 min de tratamento. Contudo, usando a água da piscicultura inteira (não filtrada), só uma concentração de Tri-Py$^+$Me-PF de 50 µM foi capaz de inactivar totalmente as bactérias. Um dos parâmetros que afecta amplamente a eficiência da fotoinactivação celular é o conteúdo em matéria particulada no meio que podem competir com os microrganismos por PS, diminuindo a sua disponibilidade para o processo, e que também podem absorver luz e proteger os microrganismos (ALOUINI E JEMLI, 2001). Nas águas residuais, determinados compostos orgânicos e inorgânicos absorvem energia em comprimentos de onda entre 400–800 nm, afectando a intensidade da radiação que chega à água. Por outro lado, a luz visível não é capaz de penetrar nos agregados de microrganismos na matéria em suspensão, impedindo a sua fotoinactivação. Existe também a possibilidade de uma porção de PS se ligar à matéria orgânica e mineral presente na água, que por sua vez afecta o processo (ALOUINI E JEMLI, 2001).

Os resultados mostraram que usando condições reais (água da piscicultura não filtrada e luz solar) se consegue a inactivação total de *V. fischeri*. Uma vez que a potência da luz solar é cerca de dez vezes superior à usada nos ensaios em condições laboratoriais, é possível obter a mesma dose total de luz num tempo de tratamento dez vezes inferior ao normalmente usado (de 270 min para 27 min, neste caso). Com 20 µM de PS, para ambas as fontes de luz (artificial e natural), houve a PI total de *V. fischeri* quando foi aplicada uma dose total de 64,8 J/cm^2. Contudo, verificou-se que o padrão de PI foi diferente para as duas fontes de luz nas doses mais baixas, sendo a PI de *V. fischeri* menos eficiente com a radiação solar quando são aplicadas dose pequenas de energia, devendo-se garantir um mínimo de energia necessária para que a fotoinactivação ocorra. Este efeito pode ser explicado pelo facto de quando se usa uma potência mais elevada, o PS na suspensão não ser capaz de absorver os fotões em excesso (COSTA *et al.*, 2010). A eficiência da PI é afectada pela potência quando se aplicam doses de luz baixas, e usando doses de luz elevadas o efeito da potência não é significativo (COSTA *et al.*, 2010; GÁBOR *et al.*, 2001; PRATES *et al.*, 2009). As diferenças obtidas nos padrões de PI usando luz branca artificial para irradiar as amostras de água da piscicultura colhidas em Maio, Junho e Outubro sugerem que a eficiência da PI de *V. fischeri* é, provavelmente, afectada pela variação sazonal das propriedades da água, nomeadamente pela dinâmica sazonal das comunidades planctónicas e pela variação da intensidade da luz solar.

A fracção cultivável de bactérias heterotróficas na água da piscicultura, que inclui bactérias patogénicas e não patogénicas foi afectada pela aPDT, embora a eficiência da inactivação tenha variado durante o período de amostragem. O facto de ter de se usar, na campanha de Junho de 2010, uma concentração de PS dez vezes superior para conseguir a inactivação igual às conseguidas nas campanhas de 2009 (embora a concentração de bactérias viáveis na campanha de 2010 fosse também cerca de 1,5 log UFC/mL superior) pode ser explicado pela variação das condições ambientais, tal como foi observado para os ensaios de PI de *V. fischeri* usando amostras de água da piscicultura, e pela dinâmica sazonal das comunidades planctónicas. De facto, a estrutura da comunidade bacteriana é afectada pelas condições ambientais (HENRIQUES *et al.*, 2004), tendo-se observado um claro padrão de variação sazonal na estrutura das comunidades bacterianas (PEREIRA *et al*., aceite para publicação; FANDINO *et al.*, 2001) na

água da piscicultura mesmo para bactérias patogénicas (PEREIRA *et al.*, aceite para publicação).

Os resultados da DGGE confirmam que os membros da comunidade bacteriana natural da água da piscicultura não são afectados pela aPDT de um modo homogéneo, pois há ribotipos que persistem após o tratamento. Para as amostras de água submetidas à aPDT, houve uma redução no número de bandas relativamente às amostras expostas à luz mas sem adição de PS e às amostras com PS incubadas no escuro. Este facto indica que algumas populações bacterianas dominantes foram moderadamente afectadas pelo tratamento. Este efeito pode ter implicações na produtividade dos sistemas de aquacultura semi-intensivos, uma vez que pode ocorrer inactivação de bactérias não patogénicas importantes na renovação da matéria orgânica. Contudo, nestes sistemas semi-intensivos, a comunidade bacteriana é reposta durante a maré enchente, o que acontece duas vezes por dia.

Durante as duas últimas décadas, a aPDT tem sido testada num número elevado de bactérias, nomeadamente patogénicas e frequentemente multi-resistentes aos antibióticos. Todas estas têm sido inactivadas pela aPDT. O efeito da aPDT na comunidade bacteriana total (bactérias cultiváveis e não cultiváveis) foi testado pela primeira vez neste trabalho. Provavelmente, as bactérias não fotoinactivadas pela aPDT correspondem a um grupo de bactérias cultiváveis não estudado ou a um grupo não cultivável. De facto, a maioria das bactérias cultiváveis testadas laboratorialmente são patogénicas. As bactérias não patogénicas, algumas das quais desempenham um papel ecológico relevante, não foram ainda objecto de estudo. Por outro lado, como apenas uma pequena fracção (menos de 1%) das bactérias aquáticas é cultivável (AMATO *et al.*, 2005), os grupos de bactérias não fotoinactivados pela aPDT podem também corresponder a bactérias não cultiváveis.

Os resultados mostram claramente que é mais difícil inactivar as comunidades bacterianas naturais nas águas piscícolas (≈ 2-3 log bactérias cultiváveis por mL), do que culturas puras de isolados bacterianos obtidos dessas mesmas águas (8 log UFC/mL). Outros organismos (vírus, fungos, parasitas, e mesmo algas) são também fotoinactivados durante o processo fotodinâmico, reduzindo consequentemente a disponibilidade das formas citotóxicas de oxigénio para inactivar as bactérias. A presença de matéria orgânica e não orgânica nas águas piscícolas também contribui para a diminuição assim a eficácia da aPDT.

CONCLUSÃO

A variabilidade natural dos parâmetros microbiológicos assim como a composição da matriz da água condiciona a eficácia e a eficiência da aPDT. É necessário ter em conta a concentração de PS a usar, a fonte de luz e a dose total de luz aplicada. A possibilidade de usar luz solar neste método alternativo de tratamento de águas, torna-o atractivo economicamente. Uma vez que pretende ser uma tecnologia amiga do ambiente, há que ter também em conta que as comunidades microbianas não patogénicas podem ser afectadas e consequentemente afectar o equilíbrio do sistema da aquacultura. Os resultados dos trabalhos de investigação realizados pelo nosso grupo, neste âmbito, mostraram que é necessário continuar a desenvolver uma investigação metódica e cuidadosa prévia à concepção e implementação da aPDT em contexto real, especificamente em sistema de aquacultura semi-intensivos.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Fernando Gonçalves (Universidade de Aveiro, Portugal) pela cedência da estirpe de *Vibrio fischeri*; à Professora Paula Gonçalves (Universidade de Aveiro, Portugal) pelo acesso ao luminómetro e ao Professor João Serôdio (Universidade de Aveiro, Portugal) pelo acesso ao banho termostatizado. À Universidade de Aveiro, Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) e FEDER pelo financiamento do Grupo de Investigação de Química Orgânica (QOPNA). Ao CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar) pelo financiamento do Grupo de Investigação de Microbiologia. Eliana Alves (SFRH/BD/41806/2007) e Carla M. B. Carvalho (SFRH/BD/38611/2007) agradecem à FCT as suas Bolsas de Doutoramento.

LITERATURA CITADA

ACHER, A.J.; FISCHER, E., and MANOR, Y., 1994. Sunlight disinfection of domestic effluents for agricultural use. *Water Research*, 28(5), 1153-1160.

ALMEIDA, M.A.; CAVALEIRO, J.A.S.; ROCHA, J.; CARVALHO, C.M.B.; COSTA, L.A.S.; ALVES, E.S.C.F.; CUNHA, M.A.S.D.A.; TOMÉ, J.P.C.; FAUSTINO, M.A.F.; NEVES, M.G.P.M.S.; TOMÉ, A.C.; LIN, Z. and ROCHA, J. Materiais híbridos nanomagnete-porfirina, processo para a sua síntese e respectiva aplicacação em formulações para desinfecção de águas (Nanomagnet-porphyrin hybrid materials: synthesis and water disinfection application). Patent PT 103 828.

ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A., and ALCÂNTARA, F., 2001. Loss of estuarine bacteria by viral infection and predation in microcosm conditions. *Microbial Ecology*, 42(4), 562-571.

ALOUINI, Z. and JEMLI, M., 2001. Destruction of helminth eggs by photosensitized porphyrin. *Journal of Environmental Monitoring*, 3(5), 548 - 551.

AMATO, P.; MÉNAGER, M.; SANCELME, M.; LAJ, P., MAILHOT, G., and DELORT, A., 2005. Microbial population in cloud water at the Puy de Dome: Implications for the chemistry of clouds. *Atmospheric Environment*, 39(22), 4143–4153.

BERTOLONI, G.; REDDI, E.; GATTA, M.; BURLINI, C., and JORI, G., 1989. Factors influencing the haematoporphyrin-sensitized photoinactivation of *Candida albicans*. *Journal of General Microbiology*, 135(4), 957-966.

BONNETT, R.; KRYSTEVA, M.A.; LALOV, I.G., and ARTARSKY, S.V., 2006. Water disinfection using photosensitizers immobilized on chitosan. *Water Research*, 40(6), 1269-1275.

CARVALHO, C.M.B.; ALVES, E.; COSTA, L.; TOMÉ, J.P.C.; FAUSTINO, M.A.F.; NEVES, M.G.P.M.S.; TOMÉ, A.C.; CAVALEIRO, J.A.S.; ALMEIDA, A.; CUNHA, Â.; LIN, Z., and ROCHA, J., 2010. Functional cationic nanomagnet-porphyrin hybrids for the photoinactivation of microorganisms. *ACS Nano*, 4(12), 7133-7140.

CARVALHO, C.M.B.; GOMES A.; FERNANDES, S.C.D.; PRATA, A.C.B.; ALMEIDA, M.A.; CUNHA, M.A; TOMÉ, J.P.C.; FAUSTINO, M.A.F.; NEVES, M.G.P.M.S.; TOMÉ, A.C.; CAVALEIRO, J.A.S.; LIN, Z.; RAINHO, J.P., and ROCHA, J., 2007. Photoinactivation of bacteria in wastewater by porphyrins: Bacterial beta-galactosidase activity and leucine-uptake as methods to monitor the process. *Journal of Photochemistry and Photobiology B-Biology*, 88(2-3), 112 - 118.

CARVALHO, C.M.B.; TOMÉ, J.P.C.; FAUSTINO, M.A.F.; NEVES, M.G.P.M.S.; TOMÉ, A.C.; CAVALEIRO, J.A.S.; COSTA, L.; ALVES, E.; OLIVEIRA, A.; CUNHA, A., and ALMEIDA, A., 2009. Antimicrobial photodynamic activity of porphyrin derivatives: potential application on medical and water disinfection. *Journal of Porphyrins and Phthalocyanines*, 13(4-5), 574-577.

CLARKE, K.R., and GORLEY, R,N.,2001. Primer v5: User manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK, p9.

COSTA, L.; CARVALHO, C.M.B.; FAUSTINO, M.A.F.; NEVES, M.G.P.M.S.; TOMÉ, J.P.C.; TOMÉ, A.C.; CAVALEIRO, J.A.S.; CUNHA, Â., and ALMEIDA, A., 2010. Sewage bacteriophage inactivation by cationic porphyrins: influence of light parameters. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 9(8), 1126-1133.

DEFOIRDT, T.; BOON, N.; SORGELOOS, P.; VERSTRAETE, W., and BOSSIER, P., 2007. Alternatives to antibiotics to control bacterial infections: luminescent vibriosis in aquaculture as an example. *Trends in Biotechnology*, 25(10), 472-479.

FANDINO, L.B.; RIEMANN, L.; STEWARD, G.F.; LONG, R.A., and AZAM, F., 2001. Variations in bacterial community structure during a dinoflagellate bloom analyzed by DGGE and 16S rDNA sequencing. *Aquatic Microbial Ecology*, 23(2), 119-130.

GÁBOR, F.; SZOCS, K.; MAILLARD, P., and CSÍK, G., 2001. Photobiological activity of exogenous and endogenous porphyrin derivatives in *Escherichia coli* and *Enterococcus hirae*. *Radiation and Environmental Biophysics*, 40(2), 145-151.

GRINHOLC, M.; ZAWACKA-PANKAU, J.; GWIZDEK-WISNIEWSKA, A., and BIELAWSKI, K.P., 2010. Evaluation of the role of the pharmacological inhibition of *S. aureus* multidrug resistance pumps and the variable levels of the uptake of the sensitizer in the strain-dependent response of *S. aureus* to $PPArg_2$-based photodynamic inactivation. *Photochemistry and Photobiology*, 86(5), 1118–1126.

HENRIQUES, I.; ALMEIDA, A.; CUNHA, A., and CORREIA, A., 2004. Molecular sequence analysis of prokariotic diversity in the middle and outer sections of the Portuguese estuary Ria de Aveiro. *FEMS Microbiology Ecology*, 49(2), 269-279.

JEMLI, M.; ALOUINI, Z.; SABBAHI, S., and GUEDDARI, M., 2002. Destruction of fecal bacteria in wastewater by three photosensitizers. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(4), 511-516.

JORI, G. and BROWN, S.B., 2004. Photosensitized inactivation of microorganisms. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 3(5), 403-405.

JORI, G.; FABRIS, C.; SONCIN, M.; FERRO, S.; COPPELLOTTI, O.; DEI, D.; FANTETTI, L.; CHITI, G., and RONCUCCI, G.,2006. Photodynamic therapy in the treatment of microbial infections: basic principles and perspective applications. *Lasers in Surgery and Medicine*, 38(5), 468-481.

MAGARAGGIA, M.; FACCENDA, F.; GANDOLFI, A., and JORI, G., 2006. Treatment of microbiologically polluted aquaculture waters by a novel photochemical technique of potentially low environmental impact. *Journal of Environmental Monitoring*, 8(9), 923-931.

MAISCH, T., 2009. A new strategy to destroy antibiotic resistant microorganisms: antimicrobial photodynamic treatment. *Mini Reviews in Medicinal Chemistry*, 9(8), 974-983.

MORIARTY, D.J.W., 1998. Control of luminous *Vibrio* species in penaeid aquaculture ponds. *Aquaculture*, 164(1-4), 351-358.

MORIARTY, D.J.W., 1999. Disease control in shrimp aquaculture with probiotic bacteria. Microbial biosystems: new frontiers. Bell, C.R., Brylinsky, M. and Johnson-Green, P. (eds.), Canada.

MUROGA, K., 2001. Viral and bacterial diseases of marine fish and shellfish in Japanese hatcheries. *Aquaculture*, 202(1-2), 23-44.

O'CONNOR, A.E.; GALLAGHER, W.M., and BYRNE, A.T., 2009. Porphyrin and nonporphyrin photosensitizers in oncology: preclinical and clinical advances in photodynamic therapy. *Photochemistry and Photobiology*, 85(5), 1053-1074.

OLAFSEN, J.A., 2001. Interactions between fish larvae and bacteria in marine aquaculture. *Aquaculture*, 200(1-2), 223-247.

ORTNER, M.-A., 2009. Photodynamic therapy for cholangiocarcinoma: overview and new developments. *Current Opinion in Gastroenterology*, 25(5), 472-476.

PEREIRA, C.; SALVADOR, S.; ARROJADO, C.; SILVA, Y.; SANTOS, A.L.; CUNHA, A.; GOMES, N.C.M. and ALMEIDA, A., 2011. Evaluating seasonal dynamics of bacterial communities in marine fish aquaculture: a preliminary study before applying phage therapy. *Journal of Environmental Monitoring*, doi: 10.1039/c0em00434k.

PEREIRA, C.S.G., 2009. Uso de bacteriófagos na inactivação de bactérias patogénicas num sistema de aquacultura. Aveiro: Universidade de Aveiro, Master's thesis, 79p.

PRATES, R.; DA SILVA, E.; YAMADA, A.; SUZUKI, L.; PAULA, C. and RIBEIRO, M., 2009. Light parameters influence cell viability in antifungal photodynamic therapy in a fluence and rate fluence-dependent manner. *Laser Physics*, 19(5), 1038-1044.

RAMETTE, A., 2007. Multivariate analyses in microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology*, 62(2), 142-160.

SHAO, Z.J., 2001. Aquaculture pharmaceuticals and biologicals: current perspectives and future possibilities. *Advanced Drug Delivery Reviews*, 50(3), 229-243.

SMALLA, K., WIELAND, G., BUCHNER, A., ZOCK, A., PARZY, J., KAISER, S., ROSKNOT, N., HEUER H. and BERG, G., 2001. Bulk and rhizosphere soil bacterial communities studied by denaturing gradient gel electrophoresis: plant-dependent enrichment and seasonal shifts revealed. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(10), 4742-4751.

SMITS, T. and MOOR, A.C.E., 2009. New aspects in photodynamic therapy of actinic keratoses. *Journal of Photochemistry and Photobiology B-Biology*, 96(3), 159-169.

SZPAKOWSKA, M.; LASOCKI, K., GRZYBOWSKI, J., and GRACZYK, A., 2001. Photodynamic activity of the haematoporphyrin derivative with rutin and arginine substituents ($HpD\text{-}Rut_2\text{-}Arg_2$) against *Staphylococcus aureus* and *Pseudomonas aeruginosa*. *Pharmacological Research*, 44(3), 243-246.

TAVARES, A.; CARVALHO, C.M.B.; FAUSTINO, M.A.; NEVES, M.G.P.M.S.; TOMÉ, J.P.C.; TOMÉ, A.C.; CAVALEIRO, J.A.S.; CUNHA, Â.; GOMES, N.C.M.; ALVES, E. and ALMEIDA, A., 2010. Antimicrobial photodynamic therapy: study of bacterial recovery viability and potential development of resistance after treatment. *Marine Drugs*, 8(1), 91-105.

TORANZO, A.E.; MAGARIÑOS, B., and ROMALDEO, J.L., 2005. A review of the main bacterial fish diseases in mariculture systems. *Aquaculture*, 246(1-4), 37-61.

WATTS, R.J.; KONG, S.; ORR, M.P.; MILLER, G.C., and HENRY, B.E., 1995. Photocatalytic inactivation of coliform bacteria and viruses in secondary wastewater effluent. *Water Research*, 29(1), 95-100.

WEST, C.M.L. and MOORE, J.V., 1988. Cell survival characteristics of a human colon adenocarcinoma cell line after photodynamic treatment: a comparison of photofrin II and TPPS. *International Journal of Radiation Biology*, 54(4), 621-634.

Transporte e Distribuição de Mercúrio entre a Ria de Aveiro e o Oceano Atlântico

P. Pato [a], J.M. Dias [b], M.E. Pereira [a] e A.C. Duarte [a]
[a] CESAM - Departamento de Química, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro
{pedro.pato,eduper,aduarte}@ua.pt
[b] CESAM - Departamento de Física, Universidade de Aveiro
Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro
joao.dias@ua.pt

SUMÁRIO

A contaminação por mercúrio na Ria de Aveiro tem sido muito investigada e este trabalho contribui com o estudo da variabilidade das trocas de mercúrio entre a Ria e o oceano Atlântico. O transporte foi estudado no canal (Barra) de interface entre a Ria e o oceano, tendo-se caracterizado a fracção dissolvida e os sólidos suspensos na coluna de água durante ciclos de maré com amplitudes de maré e descargas fluviais distintas. Em geral, o mercúrio encontra-se associado maioritariamente à matéria suspensa particulada. As maiores concentrações do metal foram observadas no inverno, devido a maior erosão de sedimentos superficiais nas zonas contaminadas, por conjugação de correntes mais intensas e maior efeito de resuspensão induzida pelo vento e pela ondulação. A quantidade e composição dos sólidos suspensos variaram ao longo dos ciclos de maré, com a diferente descarga fluvial e amplitude de maré, tendo influenciado os níveis de mercúrio das partículas e a partição entre as fracções dissolvida e particulada. As trocas de mercúrio entre a Ria e o oceano foram estimadas através de modelação numérica. As trocas mais elevadas de mercúrio foram observadas na maré viva de inverno, como resultado dos diversos factores que promoveram remobilização de mercúrio na zona contaminada. Uma estimativa da exportação anual de 42 a 77 kg de mercúrio demonstra que o transporte de mercúrio tem pouco impacto na zona costeira Atlântica. Este reduzido impacto na zona costeira adjacente foi confirmado pelo baixo grau de contaminação observado em vários compartimentos (coluna de água, sedimentos e biota).

PALAVRAS CHAVE: *Fluxos, Matéria suspensa particulada, Ciclo de maré, Partição*

INTRODUÇÃO

O mercúrio (Hg) é considerado um dos contaminantes ambientais mais perigosos, em grande parte por apresentar uma capacidade de acumulação nos organismos e ao longo de cadeias tróficas, o que pode resultar em potenciais impactos na saúde humana. A sua toxicidade concedeu-lhe uma posição ímpar na história da contaminação ambiental por ser um dos poucos metais responsáveis por mortes devido à ingestão de alimentos contaminados. As elevadas concentrações de mercúrio presentes em diversos sistemas aquáticos surgem essencialmente associadas a emissões antropogénicas, podendo o contaminante sofrer um subsequente transporte ao longo de rios. Desta forma, torna-se prioritário avaliar o transporte e dispersão de mercúrio para as zonas costeiras. Além disso, o conhecimento do comportamento do mercúrio em sistemas de transição revela-se assim determinante para avaliar a sua transferência para o oceano e para estimar o impacto das actividades antropogénicas (COQUERY *et al*., 1997; LEERMAKERS *et al*., 2001).

A associação de mercúrio a matéria suspensa particulada (SPM) ou à fracção dissolvida da coluna de água determina em grande parte o seu comportamento em meios aquáticos, nomeadamente porque o mercúrio associado a partículas é susceptível a sedimentação. Por outro lado, o mercúrio presente na fracção dissolvida pode sofrer um transporte a maiores distâncias. A partição de mercúrio entre as fracções particulada e dissolvida reveste-se por isso de incontornável importância, pois além do papel desempenhado no transporte, a partição influencia também a sua reactividade, biodisponibilidade e consequentemente a sua toxicidade (MILLWARD e GLEGG, 1997; LE ROUX *et al*., 2001). O mercúrio tem uma elevada afinidade por partículas e por matéria orgânica, o que condiciona o seu comportamento. Existem também outros factores relacionados com processos biogeoquímicos que determinam as interacções água-partícula, os quais apresentam uma grande complexidade em sistemas de transição devido aos acentuados gradientes que caracterizam estes sistemas. Para tal contribui a mistura de massa de água fluvial (caracterizada por uma baixa força iónica e uma elevada concentração de partículas) com a massa de água marinha, a qual é facilitada pelas marés e que resulta em gradientes de salinidade, carbono orgânico e de SPM, que condicionam o comportamento do mercúrio (COQUERY *et al*., 1997; LE ROUX *et al*., 2001; STOICHEV *et al*., 2006).

A Ria de Aveiro recebeu durante décadas um efluente industrial contaminado com mercúrio que resultou numa acumulação de várias toneladas de mercúrio nos sedimentos de uma bacia de sedimentação da Ria (Largo do Laranjo). As maiores concentrações de mercúrio no sedimento encontram-se no canal onde o efluente foi descarregado durante décadas (50 $\mu g\ g^{-1}$; COELHO *et al*., 2005). Devido a uma mudança de tecnologia na indústria responsável pela emissão de mercúrio, a quantidade no efluente diminuiu consideravelmente e no Largo do Laranjo as maiores concentrações de mercúrio encontram-se a profundidades entre os 30-40 cm (PEREIRA *et al*., 1998a). No entanto, também são encontradas consideráveis concentrações de mercúrio em sedimentos superficiais (COELHO *et al*., 2005), o qual se encontra essencialmente associado a matéria orgânica e oxi-hidróxidos de ferro e manganês (RAMALHOSA *et al*., 2006a). Além disso, a dinâmica associada às marés foi identificada como tendo potencial de mobilização e dispersão de mercúrio, através de resuspensão de partículas contaminadas e de adição à coluna de água de águas

intersticiais enriquecidas em mercúrio. Este mercúrio pode subsequentemente ser transportado pela maré para o resto da Ria (PEREIRA *et al.*, 1998b; MONTERROSO *et al.*, 2003) atingindo por fim o oceano Atlântico através da única comunicação entre a laguna e o oceano.

A maioria dos estudos da biogeoquímica de mercúrio na Ria de Aveiro focaram-se em biota e no compartimento sedimentar da mencionada zona contaminada, tendo sido reservada uma menor atenção ao comportamento do mercúrio durante o trânsito estuarino e ao estudo do seu transporte entre a Ria e o oceano. Atendendo ao interesse do destino da contaminação existente, o estudo do transporte de mercúrio demonstrou-se imperativo para avaliar a sustentabilidade ambiental da Ria e possíveis impactos na zona marinha costeira adjacente. O presente trabalho pretende por isso aprofundar o conhecimento sobre os factores que afectam o comportamento do mercúrio na interface entre a Ria e o oceano e avaliar a extensão da transferência para as águas costeiras adjacentes.

MÉTODOS

Tirando partido da existência de uma única comunicação entre a Ria e o oceano, este canal foi seleccionado como o ponto ideal de estudo da transferência de mercúrio. Foram recolhidas amostras de água nesta estação de amostragem (em cada momento de amostragem as recolhas foram feitas em três locais da secção e a duas profundidades) ao longo de 4 ciclos de maré com condições contrastantes de descarga fluvial e de amplitude de maré: maré morta de inverno, maré viva de inverno, maré viva de verão e maré morta de verão (ano de 2002). Durante estes ciclos de maré recolheram-se também amostras de seston com redes de plâncton de 63 e 200 μm. Para estudar os factores reguladores da partição de mercúrio (PATO *et al.*, 2010) realizou-se uma caracterização físico-química da fase dissolvida (Hg reactivo e total; salinidade; pH; carbono orgânico dissolvido, DOC), dos sólidos suspensos finos (Hg total; teor de sólidos suspensos; clorofila *a*; carbono orgânico particulado, POC) e do seston (Hg total, carbono total).

O estudo do transporte de mercúrio (PATO *et al.*, 2008b) baseou-se nas concentrações medidas ao longo dos ciclos de maré e nos respectivos fluxos de água. Estes fluxos de água foram estimados através de um modelo numérico hidrodinâmico (DIAS e LOPES, 2006) usado para obter séries temporais de fluxos de água através da secção do canal em cada ciclo de maré.

Para avaliar o impacto do transporte de mercúrio na zona costeira adjacente à Ria (PATO *et al.*, 2008a), estudou-se a distribuição de mercúrio entre as fracções dissolvida e particulada da coluna de água, sedimentos, bivalves (cadelinha, *Donax vittatus*; amêijoa branca, *Spisula solida*) e peixes (língua, *Dicologlossa cuneata*; peixe-aranha, *Echiichthys vipera*; ruivo, *Trigla lucerna*). Neste sentido, e para avaliar a variação temporal e sazonalidade da distribuição de mercúrio, entre o ano 2000 e 2003 a coluna de água foi estudada em 8 amostragens (8 estações de amostragem; 2 profundidades), os sedimentos foram avaliados em 4 amostragens (12 estações amostragem) e a contaminação dos organismos foi avaliada em 3 amostragens (em 2 estações de amostragem a diferentes distâncias da embocadura).

Detalhes da concepção das amostragens e dos métodos analíticos (incluindo as metodologias de garantia e controlo de qualidade) podem ser consultados nas publicações associadas a estes estudos (PATO, 2007; PATO *et al.*, 2008a; PATO *et al.*, 2008b; PATO *et al.*, 2010).

RESULTADOS

Comportamento do Hg na Interface Ria-Oceano

Durante os ciclos de maré, as características físico-químicas da coluna de água no canal de comunicação entre a Ria e o oceano estiveram de acordo com o resultado da mistura da massa de água marinha com a massa de água doce. As variações de salinidade durante os ciclos de maré são apresentadas na Figura 1A. Os valores de salinidade seguiram o padrão dos ciclos de maré, aumentando durante a enchente e com mínimos na baixa-mar. As gamas estreitas de salinidade observadas (especialmente no verão) indicam uma predominante influência marinha no canal de comunicação entre a Ria e o oceano, registo observado nas contrastantes condições sazonais e diferentes amplitudes de maré. A maior variação da salinidade (29-35) foi registada no inverno, especialmente na maré morta, como resultado da maior descarga fluvial. O pH (dados não apresentados) seguiu os ciclos de maré com uma tendência de aumento durante a enchente devido à intrusão de água do mar. Os níveis de DOC variaram entre 0.7 e 2.2 mg L^{-1}, tendo sido semelhantes em todos os ciclos de maré (PATO *et al.*, 2010), com variações mínimas durante a enchente e a vazante. Em geral não se observaram tendências nas concentrações de DOC durante os ciclos de maré (no inverno observou-se um pequeno aumento durante as vazantes), o que está de acordo com a influência marinha (patente pelos valores de salinidade) e com o facto dos níveis de DOC em zonas a montante serem apenas ligeiramente superiores (entre 2-3 mg L^{-1}; RAMALHOSA *et al.*, 2006a).

As concentrações de SPM (Figura 1B) foram superiores (Mann–Whitney Rank Sum Test; p <0.001) no inverno, com concentrações entre 11.7 e 90.1 mg L^{-1}, enquanto que no verão variaram entre 9.5 e 39.6 mg L^{-1}. Não se observou um padrão no comportamento das concentrações SPM ao longo dos ciclos de maré, ocorrendo quer aumentos de concentração de SPM durante algumas enchentes, quer diminuições. Em geral, os períodos de corrente máxima no canal (meia enchente e meia vazante) não coincidiram com os níveis mais altos de concentrações de SPM. O conteúdo de carbono orgânico nas partículas (POC) suspensas variou entre 0.98% e 7.21% e foi significativamente superior nos ciclos de maré de maiores amplitudes (PATO *et al.*, 2010). No ciclo de maré morta de inverno, que corresponde à situação de maior influência da descarga fluvial, observou-se uma diminuição do POC com o aumento da salinidade (coef. Spearman = -0.436; p = 0.004), denotando um enriquecimento em carbono orgânico em partículas de proveniência fluvial. A relação do POC com a concentração de SPM (Figura 2A) caracteriza-se por uma evidente diminuição do conteúdo orgânico das partículas com o aumento da concentração de partículas. Como resultado da menor produtividade primária durante o inverno, as concentrações de clorofila *a* foram muito inferiores no inverno (Mann–Whitney Rank Sum Test; $p < 0.001$). Além disso, no verão a proporção de pigmento na SPM (Figura 2B) aumentou com a salinidade ($p <$ 0.001), enquanto que na maré morta de inverno diminuiu ($p <$ 0.05).

Em geral, as concentrações de mercúrio em todas as fracções da coluna de água foram superiores no inverno, independentemente da amplitude de maré (PATO *et al.*, 2008b; PATO *et al.*, 2010). O mercúrio total na fracção dissolvida da coluna de água (detalhes dos dados podem ser consultados em PATO *et al.*, 2010) variou entre 1.5 e 13.7 ng L^{-1}, não apresentando um padrão relacionável com a evolução dos ciclos de maré e tendo demonstrado uma considerável variabilidade entre os seis pontos de amostragem. Relativamente ao mercúrio reactivo, as concentrações foram superiores no inverno (máximo de 5.8 ng L^{-1}) comparativamente

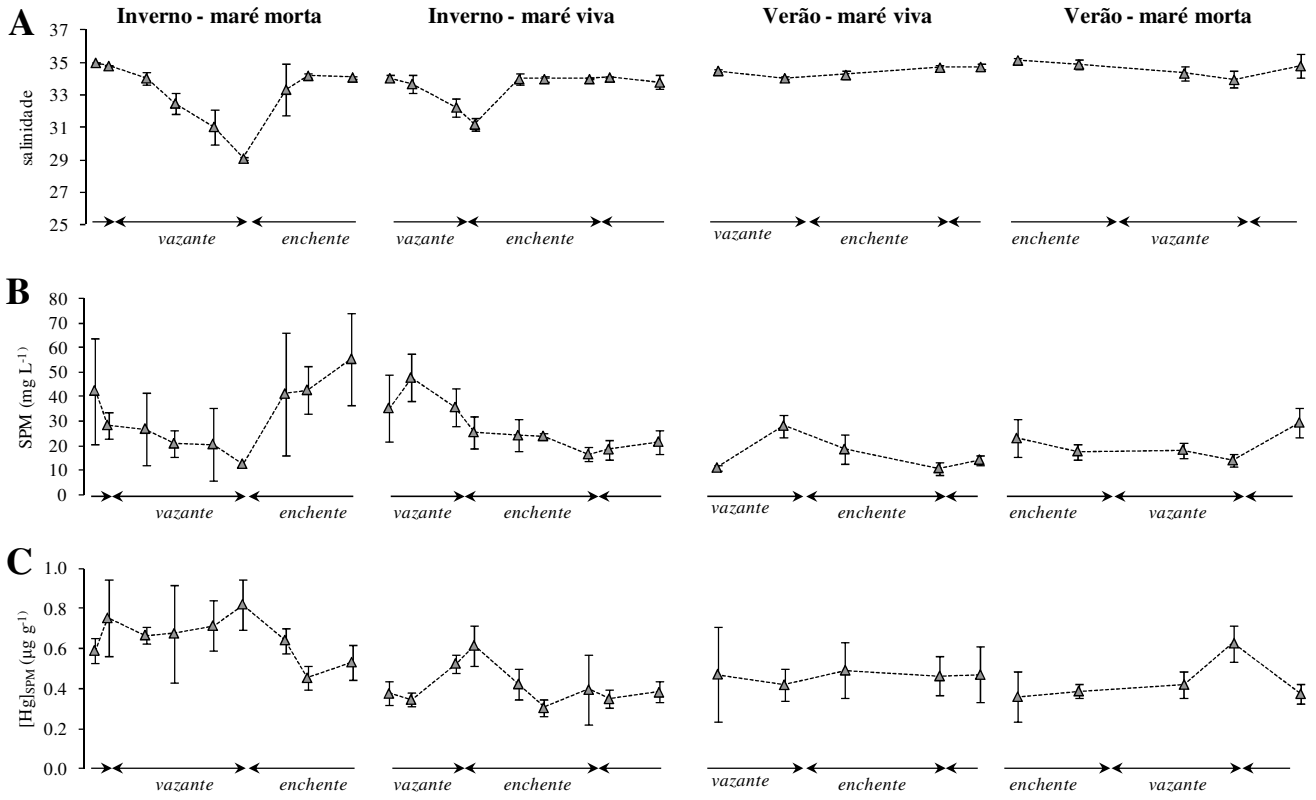


Figura 1: Variação sazonal e ao longo dos ciclos de maré. A: salinidade; B: concentração de SPM; C: teor de mercúrio na SPM. (média dos seis pontos de amostragem e respectivo desvio padrão)

com o verão (altura em que a maioria dos resultados se encontrou abaixo do limite de detecção (limite de detecção: 0.6-1.2 ng L^{-1}).

As maiores concentrações de mercúrio no seston (detalhes apresentados em PATO *et al.*, 2008b) foram observadas no inverno (máximo de 0.41 µg g^{-1}) e em geral as concentrações diminuíram ao longo da vazante. Na maré viva de inverno as concentrações observadas no fim da vazante foram trinta vezes superiores aos mínimos observados no final da enchente, o que evidencia a importância da fonte de mercúrio a montante da estação de amostragem. As concentrações de mercúrio no seston recolhido na rede de 200 µm foram geralmente superiores às concentrações de mercúrio no seston recolhido com a rede 63 µm, denotando bioacumulação de mercúrio.

Relativamente ao mercúrio associado à SPM (Figura 1C), as variações sazonais foram mais evidentes que as variações com a amplitude de maré. As concentrações de mercúrio particulado variaram entre 0.23 e 1.1 µg g^{-1}, tendo os valores máximos sido observados durante o ciclo de maré morta de inverno. As concentrações de mercúrio particulado diminuíram com o aumento da salinidade (r = - 0.453; $p < 0.001$) e nos ciclos de maré de verão e no ciclo de maré morta de inverno, o teor de mercúrio na SPM diminuiu com o aumento da concentração de

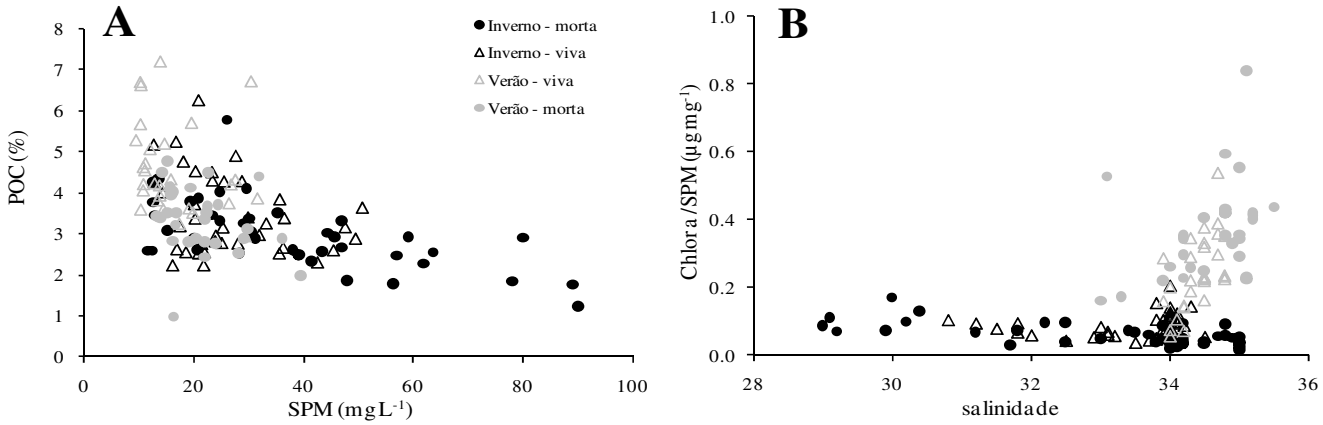


Figura 2: Caracterização da matéria particulada em suspensão nos ciclos de maré: POC vs. concentração de SPM (A); Clorofila *a* por massa de SPM vs. salinidade (B).

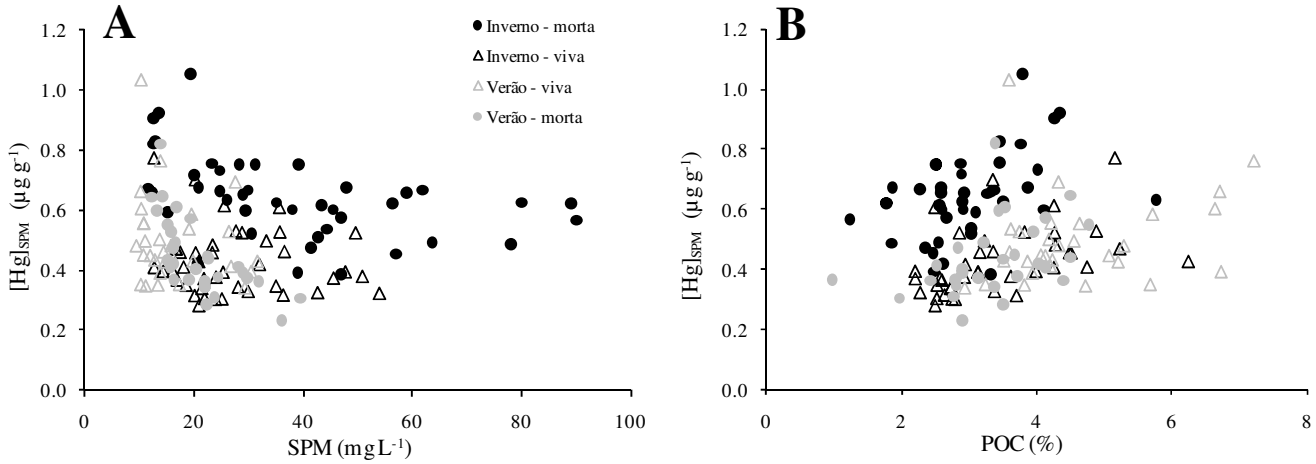


Figura 3: Concentração de mercúrio na SPM vs. teor de SPM nos ciclos de maré (A); concentração de mercúrio na SPM vs. POC (B).

partículas na coluna de água (Figura 3A). O teor de POC contribuiu para um aumento da concentração de mercúrio nas partículas suspensas (Figura 3B) nos ciclos de verão (r = 0.366; p = 0.004) e no ciclo de maré morta de inverno (r = 0.420; p = 0.006).

Distribuição de Hg na Zona Costeira

Considerando os níveis de mercúrio total nas diversas estações de amostragem da zona costeira adjacente à Ria e nos diversos compartimentos estudados (coluna de água: fracção dissolvida e particulada; sedimentos; organismos), não se observaram durante o período de estudo diferenças significativas entre estações de amostragem que pudessem ser relacionadas com a distância à embocadura da Ria (PATO *et al*., 2008a). Além disso, não foram observados padrões sazonais e temporais consistentes durante o período de estudo. A média global das concentrações de mercúrio total na fracção dissolvida em todas as amostragens e em todas as estações de amostragem da zona costeira foi 7.3 ± 1.1 ng L^{-1} (n = 95; 95% de confiança) enquanto na fracção particulada as concentrações de mercúrio total variaram entre 0.04 e 0.77 µg g^{-1}, com uma média global de 0.28 ± 0.02 µg g^{-1} (n = 115; 95% de confiança). Nos sedimentos as concentrações foram extremamente baixas (entre 1.0 ng g^{-1} e 8.6 ng g^{-1}), um resultado que não se pode dissociar da baixa fracção de partículas finas (fracção <63 µm entre 0.9 e 7.7%) e baixo teor de matéria orgânica (avaliado pelo teor de carbono total que variou entre 0.033% e 0.49%) dos sedimentos da zona costeira.

Nos organismos estudados (Figura 4) os maiores níveis de mercúrio foram observados no músculo de peixes (máximo de 0.82 µg g^{-1}; peso seco) e os mais baixos em bivalves (mínimo de 0.05 µg g^{-1}; peso seco). Os níveis de mercúrio no músculo de peixes foram praticamente sempre (95% das ocorrências) superiores aos níveis no respectivo fígado.

Trocas de Mercúrio entre a Ria e o oceano

As trocas de água entre a Ria e o oceano foram superiores nas marés vivas comparativamente às marés mortas, tendo sido estimada para o ciclo de maré morta de verão uma importação de 2.0 Mm^3 de água e de 13.5 Mm^3 no respectivo ciclo de maré viva. Por sua vez, na maré viva de inverno o sistema exportou 10.7 Mm^3 e na maré morta de inverno importou 3.3 Mm^3. No que diz respeito à SPM, as trocas foram superiores no inverno (PATO *et al*., 2008b). Observou-se uma importação de SPM na maré morta de inverno (811 t) e na maré morta de verão (257 t). Na maré viva de inverno o sistema exportou 1269 t de SPM e na maré viva de verão exportou 409 t.

As trocas de mercúrio na fracção dissolvida apresentaram uma maior variabilidade entre ciclos de maré de diferente amplitude do que variabilidade sazonal (Figura 5A). As trocas nesta fracção foram máximas nas marés vivas, com um saldo global de importação de mercúrio em cada ciclo (326 g no inverno e 125 g no verão; Figura 5B). Já nas marés mortas, os cálculos de balanço de massa demonstraram um saldo de exportação de mercúrio (3 e 88 g no inverno e verão, respectivamente).

No que diz respeito ao mercúrio na SPM, as variações sazonais foram mais evidentes que as variações com a amplitude de maré. As transferências entre a Ria e o oceano foram maiores em marés vivas comparativamente com a respectiva maré morta e resultaram num saldo de exportação de mercúrio em cada ciclo de maré (406 e 223 g nas marés vivas de inverno e verão respectivamente; Figura 5B).

Relativamente à dinâmica de mercúrio associado ao seston, a contribuição foi diminuta, com saldos de transferência entre a Ria e o oceano entre 0.1 e 4.2 g de mercúrio. De facto, a contribuição do seston nunca representou mais do 0.5% das quantidades totais de mercúrio transportadas na coluna de água (Figura 5).

Em geral, e considerando a importância relativa das diversas fracções da coluna de água, os resultados demonstraram que a transferência de mercúrio entre a Ria e o oceano é maior nas marés vivas. Além disso, a contribuição relativa de cada fracção e a quantidade de mercúrio transportado associado a cada fracção variou sazonalmente e com a amplitude da maré.

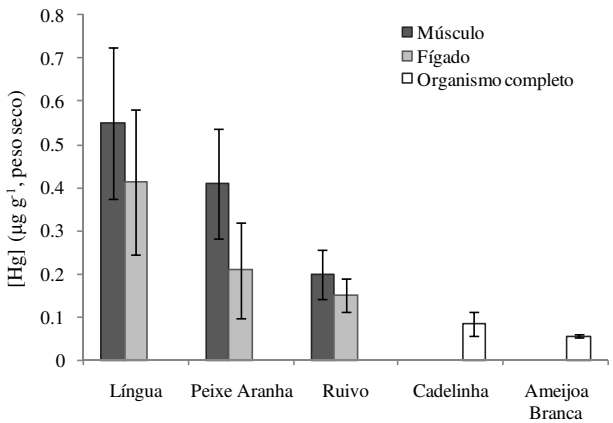


Figura 4: Concentrações de mercúrio total em organismos da zona costeira nas 3 amostragens e nas 2 estações de amostragem (média e desvio padrão).

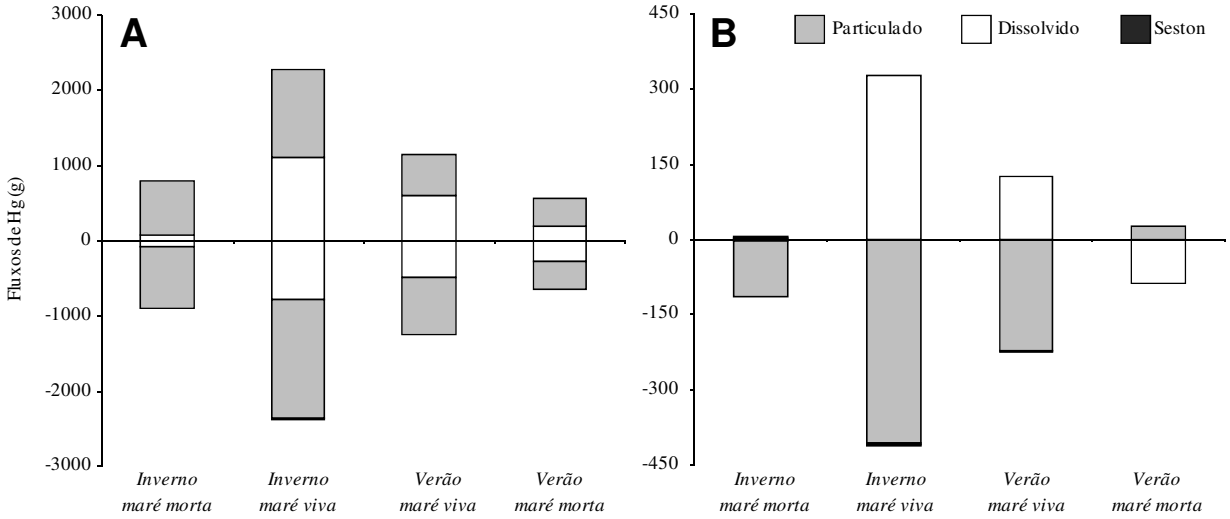


Figura 5: Transporte de mercúrio associado a cada fracção da coluna de água nos ciclos de maré: particulada, dissolvida e seston (A); Balanço de massa de transporte de mercúrio para cada fracção (B). (valores positivo = importação; valores negativos = exportação)

DISCUSSÃO

Comportamento do Hg na Interface Ria-oceano

As variações das concentrações de SPM observadas na coluna de água da interface Ria-oceano resultaram da maior descarga fluvial (rios e drenagem de solos) durante o inverno, em conjugação com a acção das ondas e do vento (PATO *et al*., 2010). É conhecido que as flutuações das concentrações de SPM são essencialmente função da velocidade das correntes e de processos de erosão/deposição, os quais podem ser induzidos pelo vento. Apesar de as correntes chegarem a atingir o dobro da velocidade em condições de maré viva relativamente à velocidade em maré morta (DIAS *et al*., 2003), a resuspensão resultante não foi facilmente distinguível da causada pelo efeito de ventos e ondulação (PATO *et al*., 2010). A turbulência induzida pelo vento tem a capacidade de provocar erosão em sedimentos superficiais finos nas vastas zonas de baixa profundidade da laguna. Esta resuspensão pode também contribuir para alterações na distribuição de partículas suspensas durante o ciclo de maré e para desfasamentos entre os picos de corrente máxima e os picos de concentração máxima de partículas suspensas. Estes desfasamentos estão relacionados com o período de tempo necessário para o transporte pela maré dos sedimentos erodidos nas zonas de baixa profundidade até à estação de amostragem, que se localizou na embocadura. Os resultados obtidos apontam também para a ocorrência de resuspensão de sedimentos na zona costeira no ciclo de maré morta de inverno pois observou-se um aumento da concentração de SPM ao longo desta enchente (Figura 1B) e estas maiores concentrações de SPM corresponderam a partículas empobrecidas em carbono e em mercúrio (Figura 2A) (PATO *et al*., 2010).

Ainda em termos da variabilidade das características da SPM que é transportada na interface Ria-oceano, as diferenças de teor de clorofila *a* na SPM (Figura 2B) revelaram alterações na natureza do conteúdo orgânico das partículas das massas de água fluvial e marinha. A respectiva variação sazonal, patente numa maior fracção biogénica durante o verão e nas partículas de origem marinha, pode ser explicada por um aumento da actividade biológica, facilitado por fenómenos de afloramento costeiro que são induzidos por ventos de Norte predominantes de Abril a Setembro (Lopes *et al*., 2009).

Em suma, a caracterização da coluna de água ao longo dos ciclos de maré e nas diferentes condições de descarga fluvial e de amplitude de maré revelou uma variabilidade da matéria particulada, quer a nível do seu teor na coluna de água, quer a nível da sua natureza (PATO *et al*., 2010).

Por sua vez, o teor de SPM na coluna de água condicionou a concentração de mercúrio na SPM; a esta diminuição da concentração de mercúrio na SPM com o aumento da concentração de SPM (Figura 3A) não será alheia a diminuição do POC com aumento da concentração de SPM (Figura 2A). Este fenómeno dever-se-á à presença de uma população de partículas empobrecidas em matéria orgânica e em mercúrio (COQUERY *et al*., 1995; LAURIER *et al*., 2003). De facto, o conteúdo orgânico das partículas suspensas influencia a concentração de mercúrio (Figura 3B), confirmando a importância deste factor para o enriquecimento da SPM em mercúrio (COQUERY *et al*., 1995; LAURIER *et al*., 2003; STOICHEV *et al*., 2006). Nos diferentes ciclos de maré, para a mesma gama de % POC observaram-se diferentes níveis de mercúrio nas partículas, o que pode estar relacionado com a diferente natureza e fonte de carbono orgânico. Esta hipótese de uma variabilidade da natureza do carbono orgânico está de acordo com as diferenças observadas na fracção biogénica das partículas (Figura 2B) e é reconhecida como um factor condicionante dos níveis de mercúrio na SPM (COQUERY *et al*., 1995; HAN *et al*., 2006). Além deste efeito do enriquecimento orgânico das partículas nas concentrações de mercúrio particulado, a partição de mercúrio parece também ser afectada pela natureza do POC, fruto do contraste entre matéria orgânica mais fluvial e matéria orgânica mais marinha (detalhes em PATO *et al*., 2010). Os resultados do presente estudo apontam também para que a própria partição do carbono orgânico entre as fracções particulada e dissolvida também possa ter influência na partição do mercúrio, provavelmente devido a competição do POC pelo mercúrio (PATO *et al*., 2010).

A ocorrência de maiores concentrações de mercúrio dissolvido no inverno (especialmente na maré viva de inverno) pode estar relacionada com maiores correntes que induzem resuspensão de partículas e mobilização de água intersticiais nas zonas de baixa profundidade. No Largo do Laranjo foram descritas concentrações de 40 ng L^{-1} de mercúrio reactivo nas águas intersticiais de zona

contaminada (RAMALHOSA *et al*., 2006a), mercúrio que é facilmente mobilizado em condições energéticas que conduzam a perturbação dos sedimentos superficiais. De forma análoga, as maiores concentrações de mercúrio na SPM durante a vazante do ciclo de maré morta de inverno (caracterizado pela ocorrência de ventos) podem estar relacionadas com resuspensão induzida pelo vento.

As concentrações de mercúrio observadas na coluna de água da interface Ria-oceano são muito inferiores às concentrações relatadas para a zona mais contaminada (até 275 ng L^{-1} de mercúrio total dissolvido e 26 µg g^{-1} de mercúrio na SPM; COELHO *et al*., 2005) o que denota uma diminuição rápida das concentrações durante o trânsito estuarino, a qual condicionará a quantidade de mercúrio transportado pela vazante através do canal da embocadura (PATO *et al*., 2008b; PATO *et al*., 2010).

Relativamente à partição do mercúrio, independentemente das condições de descarga fluvial e amplitude de maré, na interface Ria-oceano o mercúrio encontra-se essencialmente associado à SPM (Figura 6A). A contribuição da fase particulada apenas foi menor que 50% para as concentrações mais baixas de SPM (<30 mg L^{-1}) e aumentou com o aumento da concentração de SPM, sugerindo que a abundância relativa de mercúrio particulado pode em parte ser controlada pela concentração de SPM (Figura 6B). Para concentrações elevadas de SPM o mercúrio existe predominantemente (80-90%) na fracção particulada. Além disso, como se viu anteriormente, a composição da SPM e do seston é afectada pela descarga fluvial (PATO *et al*., 2010) e pela amplitude de maré, o que terá influenciado não só o conteúdo de mercúrio das partículas mas também a partição entre as fracções dissolvida e particulada.

Atendendo à preponderância da fracção particulada como maior detentora do mercúrio presente na coluna de água (dissolvido + particulado), compreende-se a importância que as perturbações da interface sedimento-água (através por exemplo da acção de correntes de maré, ventos, fluxos de água doce ou bioturbação) podem ter na promoção de resuspensão e dispersão de sedimentos historicamente contaminados. O aumento da quantidade total de mercúrio na coluna de água que acompanhou o aumento da quantidade de partículas suspensas (detalhes em PATO *et al*., 2010) pode por isso ser explicado pela mobilização de mercúrio associado a sedimentos das áreas contaminadas, onde níveis de 10-20 µg g^{-1} são frequentes (RAMALHOSA *et al.*, 2006a). A importância da resuspensão como fonte de mercúrio para a coluna de água foi também descrita em outros sistemas (CHOE *et al*., 2003; KIM *et al*., 2004; SCHÄFER *et al*., 2006). Nos sedimentos superficiais das áreas contaminadas da Ria, o mercúrio parece estar associado a oxi-hidróxidos de ferro e de manganês, matéria orgânica e a sulfuretos em condições anóxicas (RAMALHOSA *et al.*, 2006a; RAMALHOSA *et al.*, 2006b). Se por um lado, pode ocorrer mobilização através de oxidação de sulfuretos ou da associação de mercúrio a ligandos orgânicos dissolvidos, a associação de mercúrio a oxi-hidróxidos e à matéria orgânica dificulta a desadsorção do mércurio das partículas (LE ROUX *et al.*, 2001; TURNER *et al.*, 2004). Neste sentido, a baixa labilidade destas espécies refractárias face a aumento de salinidade (LE ROUX *et al.*, 2001; TURNER *et al.*, 2004) pode explicar a preponderância da fase particulada como portadora de mercúrio na interface Ria-oceano.

Distribuição de Hg na Zona Costeira

A inexistência de uma relação dos níveis de mercúrio na zona costeira com a distância à embocadura da Ria demonstra um reduzido impacto da transferência de mercúrio na zona marinha adjacente à Ria. Tal como já se tinha observado na interface Ria-oceano, na coluna de água os níveis de mercúrio observados na zona costeira são 1 a 2 ordens de grandeza inferiores aos observados na zona mais contaminada da Ria. No entanto, o mercúrio foi encontrado essencialmente na fracção dissolvida (fracção de mercúrio na fracção dissolvida variou entre 45-90%; Figura 6) o que pode ser determinante para a biodisponibilidade de mercúrio para os organismos marinhos. O aumento da contribuição da fracção dissolvida (comparativamente com a partição observada na interface Ria-oceano) pode ser explicado pela formação de clorocomplexos e pela competição de iões maioritários por locais de adsorção nas partículas.

Apesar de se reconhecer que os sedimentos são um importante reservatório de mercúrio em sistemas aquáticos, as baixas concentrações de mercúrio observadas nos sedimentos da zona costeira adjacente à Ria denunciam a sua incapacidade em reter mercúrio proveniente da Ria, comportamento a que não será alheio o seu pobre conteúdo em matéria orgânica e a sua reduzida área superficial.

No que diz respeito aos organismos, os níveis de mercúrio total reflectem a baixa contaminação da zona costeira adjacente. Os níveis observados nos bivalves são em alguns casos uma ordem de grandeza inferior aos observados em mexilhões da costa da Galiza (BEIRAS *et al*., 2002). A avaliação dos níveis de mercúrio em moluscos bivalves reveste-se de especial importância pois estes organismos são usados como biomonitores. A regulamentação

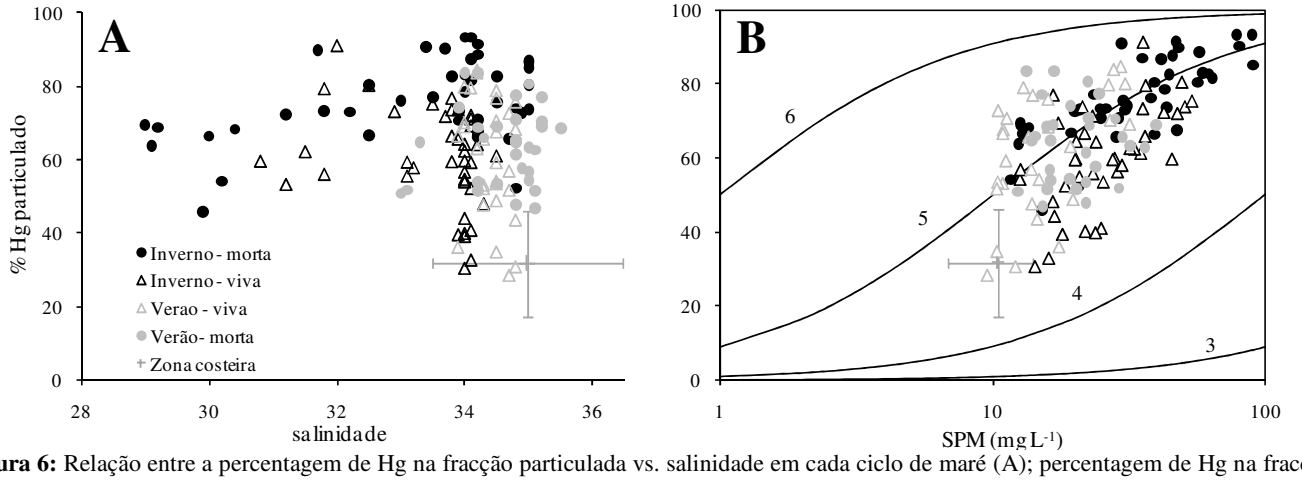


Figura 6: Relação entre a percentagem de Hg na fracção particulada vs. salinidade em cada ciclo de maré (A); percentagem de Hg na fracção particulada vs. concentração de SPM na coluna de água em cada ciclo de maré (B). As curvas representam linhas de coeficiente de distribuição constante. Ambas as figuras incluem também médias e desvios padrão dos resultados observados na zona costeira.

europeia relativa ao teor máximo de mercúrio admissível em géneros alimentícios (Regulamento n.º 466/2001 de 8 de Março) determina um nível máximo de 0.5 μg g^{-1} (peso fresco) na generalidade dos produtos de pesca e 1.0 μg g^{-1} (peso fresco) para algumas espécies em particular. Os níveis observados no presente estudo encontram-se apresentados em peso seco, mas após correcção para o teor de humidade das amostras (média de 76.1% e desvio padrão de 5.1%; n=43) os níveis de mercúrio em peso fresco situam-se sobejamente abaixo do patamar aceitável em porções comestíveis de produtos de pesca.

Trocas de Mercúrio entre a Ria e o oceano

A matéria particulada em suspensão revelou-se muito importante para os balanços de transferência de mercúrio entre a Ria e o oceano. Os processos de transporte de sedimentos são extremamente complexos devido à interacção de diversos factores. Os sedimentos superficiais sofrem erosão e transporte quando a pressão exercida pela acção da maré e das ondas (actuando em conjunto ou isoladamente) excede a tensão de corte. Esta tensão de corte varia de acordo com a granulometria do sedimento, a sua mineralogia e química. Desta forma, a combinação de diferentes condições sazonais e de maré explicam as maiores trocas de partículas na maré viva de inverno (maior amplitude de maré e maior descarga fluvial), com um acrescido balanço de exportação para a zona costeira.

Atendendo ao balanço de massa de mercúrio para cada fracção (Figura 5B) o balanço global de exportação de mercúrio nos quatro ciclos de maré resulta essencialmente da contribuição do mercúrio transportado pela SPM. Além disso, este balanço para cada fracção demonstra também um comportamento oposto nas duas principais fracções (particulada e dissolvida) para três dos quatro ciclos, com um balanço de exportação de mercúrio para uma das fracções e um balanço de importação na outra. Apenas na maré morta de verão a exportação global de mercúrio se deveu à contribuição da fracção dissolvida. Este comportamento corrobora a importância do estudo da partição de mercúrio entre as fracções que compõem a coluna de água.

A contribuição insignificante do seston para a transferência de mercúrio entre a Ria e o oceano está relacionada essencialmente com sua menor abundância na coluna de água mas também com a presença de componentes litogénicos (PATO, 2007) que diluíram o conteúdo de mercúrio do material recolhido nas redes.

Considerando o balanço global de mercúrio transportado pelas diversas fracções estudadas na coluna de água, no inverno o sistema exportou 0.11 kg de Hg por ciclo maré morta e 0.09 kg de Hg por ciclo de maré viva, enquanto no verão a exportação foi de 0.06 kg por ciclo de maré morta e 0.10 kg por ciclo de maré viva. Apesar das características contrastantes de cada ciclo de maré estudado, com amplitudes de maré entre 1 e 3 m e em condições sazonais extremas, a quantidade de mercúrio exportado foi similar nos diversos ciclos. Esta observação revela-se de especial interesse atendendo à variabilidade observada nas quantidades transportadas pelas fracções particulada e dissolvida. Considerando esta gama ao longo de 700 ciclos de maré, a exportação anual varia entre 42 e 77 kg de mercúrio (média de 62 kg). Apesar desta extrapolação da observação de 4 ciclos de maré para um período anual de 700 ciclos ter de ser analisada com precaução, a consistência do balanço global entre os ciclos de maré confere confiança a este cálculo de primeira ordem. Além disso, a magnitude deste resultado encontra-se de acordo com o reduzido impacto da transferência de mercúrio para a zona costeira adjacente.

CONCLUSÕES

Na interface entre a Ria de Aveiro e o oceano Atlântico a distribuição e reactividade do mercúrio resultam de uma complexa interacção de diversos factores com um papel importante desempenhado pelas correntes induzidas pela maré, pela energia das ondas e pelo vento. Estes factores podem promover a resuspensão de sedimentos, os quais podem constituir uma fonte de mercúrio para a coluna de água quando o fenómeno ocorrer em zonas com sedimentos superficiais contaminados. Por outro lado, se a resuspensão ocorrer em zonas não contaminadas ou na zona costeira marinha, há temporariamente a inclusão na coluna de água de partículas mais densas e com menor capacidades de adsorção, as quais diluem a população de partículas permanentemente suspensas (mais finas e ricas em matéria orgânica e mercúrio). Em suma, a resuspensão causa alterações na composição e abundância de partículas suspensas, com consequências para o teor de mercúrio na coluna de água e para a partição entre as fracções particulada e dissolvida. Variações associadas a condições sazonais podem também contribuir para alterações na SPM por variação do seu conteúdo biogénico, com implicações para o comportamento do mercúrio.

Na comunicação entre a Ria e o oceano o mercúrio é transportado essencialmente associado à matéria suspensa particulada. A variabilidade da composição dos sólidos suspensos ao longo dos ciclos de maré, com a diferente descarga fluvial e com a amplitude de maré, influenciam quer os níveis de mercúrio das partículas, quer a partição entre as fracções dissolvida e particulada.

O balanço de massa para as fracções de mercúrio (particulada e dissolvida) revelou que a sua exportação para o oceano Atlântico varia com o regime sazonal e das marés, principalmente em termos da importância relativa das fracções dissolvida e particulada. Atendendo a que as transferências de mercúrio nas fracções dissolvida e particulada apresentaram um comportamento oposto na maioria dos ciclos de maré, o balanço global dependerá da grandeza da contribuição relativa de cada fracção, o que reforça a importância do estudo da partição em estimativas de transporte. Além disso, esta variabilidade das interacções água-partícula não é apenas importante para as estimativas do transporte de mercúrio mas também para avaliar os riscos ecológicos locais, pois influencia também a exposição de diferentes organismos ao mercúrio. As diferenças nas preferências dietéticas de espécies-alvo (filtradores, detrítivoros ou necrófagos), nas taxas de exposição (organismos bênticos ou pelágicos) e na biodisponibilidade podem assim afectar processos de biocumulação em diferentes espécies.

As trocas mais elevadas de mercúrio foram observadas na maré viva de inverno como resultado dos factores que promoveram a remobilização de mercúrio na zona contaminada. Uma estimativa da exportação anual de 42 a 77 kg de mercúrio demonstra que o transporte de mercúrio tem pouco impacto na zona costeira Atlântica. Este reduzido impacto na zona costeira adjacente foi confirmado pelo baixo grau de contaminação observado em vários compartimentos da zona costeira (coluna de água, sedimentos e biota). Apesar de os organismos da zona costeira adjacente demonstrarem biocumulação de mercúrio, as concentrações encontram-se abaixo do limiar admissível em produtos de pesca de acordo com a regulamentação Europeia. Não há por isso evidência de impacto de contaminação por mercúrio na zona costeira adjacente à Ria que possa constituir um risco para a saúde pública.

Apesar de ocorrer uma exportação efectiva de mercúrio da zona contaminada para o resto da Ria, a transferência de mercúrio para a zona costeira é relativamente baixa o que pode resultar numa

lenta recuperação do sistema relativamente à sua contaminação com mercúrio.

AGRADECIMENTOS

Agrade-se à FCT (Fundação para a Ciência e a Tecnologia) o financiamento através do CESAM e de uma bolsa (SFRH/BPD/35068/2007) atribuída a P. Pato.

LITERATURA CITADA

BEIRAS, R.; FERNANDEZ, N.; GONZALEZ, J.J.; BESADA, V. e SCHULTZE, F., 2002. Mercury concentrations in seawater, sediments and wild mussels from the coast of Galicia (NW Spain). *Marine Pollution Bulletin,* 44, 345-349.

CHOE, K.Y.; GILL, G.A. e LEHMAN, R., 2003. Distribution of particulate, colloidal, and dissolved mercury in San Francisco Bay estuary. 1. Total mercury. *Limnology and Oceanography*, 48, 1535–1546.

COELHO, J.P.; PEREIRA, M.E.; DUARTE, A. e PARDAL, M.A., 2005. Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 65, 492-500.

COQUERY, M. e COSSA, D., 1995. Mercury speciation in surface waters of the north sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 34 (4), 245–257.

COQUERY, M.; COSSA, D. e SANJUAN, J., 1997. Speciation and sorption of mercury in two macro-tidal estuaries. *Marine Chemistry,* 58, 213-227.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2003. A numerical system to study the transport properties in the Ria de Aveiro lagoon. *Ocean Dynamics*. 53, 220–231.

DIAS, J.M. e LOPES, J.F., 2006. Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: The case of Ria de Aveiro Lagoon, Portugal. *Environmental Modelling and Software*, 21, 1-15.

HAN, S.; GILL, G.A.; LEHMAN, R.D. e CHOE, K.-Y., 2006. Complexation of mercury by dissolved organic matter in surface waters of Galveston Bay, Texas. *Marine Chemistry*, 98, 156–166.

KIM, E.-H.; MASON, R.P.; PORTER, E.T. e SOULEN, H.L., 2004. The effect of resuspension on the fate of total mercury and methyl mercury in a shallow estuarine ecosystem: a mesocosm study. *Marine Chemistry*, 86, 121–137.

LAURIER, F.J.G.; COSSA, D.; GONZALEZ, J.L.; BREVIERE, E. e SARAZIN, G., 2003. Mercury transformations and exchanges in a high turbidity estuary: The role of organic matter and amorphous oxyhydroxides. *Geochimica Cosmochimica Acta* 67, 3329-3345.

LOPES, J.F.; CARDOSO, A.C.; MOITA, M.T.; ROCHA, A.C. e FERREIRA, J.A., 2009. Modelling the temperature and the phytoplankton distributions at the Aveiro near coastal zone. Portugal. *Ecological Modelling*, 220, 940–961.

LEERMAKERS, M.; GALLETTI, S.; DE GALAN, S.; BRION, N. E e BAEYENS, W., 2001. Mercury in the Southern North Sea and Scheldt estuary. *Marine Chemistry,* 75, 229-248.

LE ROUX, S.; TURNER, A.; MILLWARD, G.E.; EDBON, L. e APPRIOU, P., 2001. Partitioning of mercury onto suspended sediments in estuaries. *Journal of Environmental Monitoring,* 3, 37-42.

MILLWARD, G.E. e GLEGG, G.A., 1997. Fluxes and retention of trace metals in the Humber Estuary. *Estuarine. Coastal and Shelf Science,* 44, 97-105.

MONTERROSO, P.; ABREU, S.N.; PEREIRA, E.; VALE, C. e DUARTE, A.C., 2003. Estimation of Cu, Cd and Hg transported by plankton from a contaminated area (Ria de Aveiro). *Acta Oecologica,* 24, S351–S357.

PATO, P., 2007. Variabilidade da distribuição e das trocas de mercúrio entre a Ria de Aveiro e o Oceano Atlântico: Universidade de Aveiro, Tese de Doutoramento, 134p.

PATO, P.; VÁLEGA, M.; PEREIRA, E.; VALE, C. e DUARTE, A.C., 2008a. Inputs from a Mercury-Contaminated Lagoon: Impact on the Nearshore Waters of the Atlantic Ocean. *Journal of Coastal Research*, Issue 2 supplement, 28-38.

PATO, P.; LOPES, C.; VÁLEGA, M.; LILLEBØ, A.I.; DIAS, J.M.; PEREIRA, E. e DUARTE, A.C., 2008b. Mercury fluxes between an impacted coastal lagoon and the Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 787-796.

PATO, P.; OTERO, M.; VÁLEGA, M.; LOPES, C.; PEREIRA, M.E. e DUARTE, A.C., 2010. Mercury partition in the interface between a contaminated lagoon and the ocean: The role of particulate load and composition. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1658–1666.

PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C.; MILLWARD, G.E.; ABREU, S.N. e VALE, C., 1998a. An estimation of industrial mercury stored in sediments of a confined area of the Lagoon of Aveiro (Portugal). *Water Science and Technology,* 37, 125-130.

PEREIRA, M.E.; DUARTE, A.C.; MILLWARD G.E.; VALE, C. e ABREU, S.N., 1998b. Tidal export of particulate mercury from the most contaminated area of Aveiro's Lagoon, Portugal. *The Science of the Total Environment,* 213, 157-163.

RAMALHOSA, E.; SEGADE, S.R.; PEREIRA, E.; VALE, C. e DUARTE, A., 2006a. Mercury cycling between the water column and surface sediments in a contaminated area. *Water Research,* 40, 2893–2900.

RAMALHOSA, E.; PATO, P.; MONTERROSO, P.; PEREIRA, E.; VALE C. e DUARTE, A., 2006b. Accumulation versus remobilization of mercury in sediments of a contaminated lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 353-356.

SCHÄFER, J.; BLANC, G.; AUDRY, S.; COSSA, D. e BOSSY, C., 2006. Mercury in the Lot–Garonne River system (France): Sources, fluxes and anthropogenic component. *Applied Geochemistry* 21 (3), 515-527.

STOICHEV, T.; AMOUROUX, D. ; MONPERRUS, M. ; POINT, D.; TESSIER, E.; BAREILLE, G. e DONARD, F.X., 2006. Mercury in surface waters of a macrotidal urban estuary (River Adour, south-west France). *Chemistry and Ecology,* 22, 137-148.

TURNER, A.; MILLWARD, G.E. e LE ROUX, S.M., 2004. Significance of oxides and particulate organic matter in controlling trace metal partitioning in a contaminated estuary. *Marine Chemistry*, 88, 179–192.

Modelização dos Padrões Ecológicos na Base da Cadeia Trófica na Ria de Aveiro

J.F. Lopes[a], M.A. Almeida[b] e M.A. Cunha[b]
[a] Dept. de Física
Universidade de Aveiro
C. Postal, País
jflopes@ua.pt
[b] Dept. de Biologia (CESAM)
Universidade de Aveiro
3800-193 Portugal

SUMÁRIO

Os blooms de fitoplancton são eventos importantes que permitem uma melhor compreensão da dinâmica dos eco-sistemas costeiros, nomeadamente em situações de enriquecimento das águas resultantes da ocorrência de episódios esporádicos ou permanentes de inputs de nutrientes. Por outro lado, condições de elevado consumo de oxigénio, denominadas de hipoxia ou anoxia, estão associadas a estados de eutrofização, correspondendo a um desafio importante nos sistemas naturais e nos ecossistemas costeiros e estuarinos. Situações de eutrofização reflectem o estado de degradação dos sistemas aquáticos devido a contaminação de natureza química e/ou biológica. O objectivo deste trabalho foi compreender a dinâmica do fitoplâncton e do oxigénio dissolvido na Ria de Aveiro ao longo dos seus principais canais, através da simulação de padrões de clorofila, de produção primária e de oxigénio dissolvido em situações meteorológicas extremas. As ferramentas usadas para este fim, foram modelos ecológicos e de qualidade da água tri-dimensionais, incluindo modelos físicos, biológicos e químicos acoplados, que descrevem a dinâmica do fitoplâncton e de macro-algas, a influência da luz e de nutrientes, os processos associados à produção, à respiração e à mortalidade do fitoplâncton na coluna de água, o ciclo de nutrientes, e a interacção com o zooplâncton, entre outros processos. Esses modelos foram implementados para a Ria de Aveiro.. Foram caracterizados os padrões de nutrientes, de fitoplâncton, de clorofila, de oxigénio dissolvido e de produção primária. Mostrou-se que a distribuição especial destes parâmetros depende essencialmente dos efeitos da maré e das condições locais. As áreas centrais e mais afastadas da laguna apresentam elevados valores de clorofila, oxigénio dissolvido e produção primárias, quando comparadas com a embocadura. Devido à normal interacção com o oceano e elevada produtividade no seu interior, o sistema pode ser considerado bem oxigenado, pelo que condições de permanente hipoxia ou anoxia são extremamente raras mesmo em situações que potenciam um elevado consumo de oxigénio, como por exemplo, quando ocorrem fortes descargas de material inorgânico.

PALAVRAS CHAVE: *Oxygénio Dissolvido ,Modelos Ecológicos, Hipoxia, Ria de Aveiro*

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas a maior parte dos sistemas estuarinos e costeiros transitou de estados produtivos, globalmente equilibrados, para estados de desequilíbrios com mudanças bruscas mudanças no seu estado trófico, alterações biogequímicas no estado da água e deterioração do habitat dos meios aquáticos, A ocorrência de toxicidade da água, 'blooms' de algas nocivas, decréscimo do nível de oxigénio da água, aumento da mortalidade dos seres aquáticos, incluindo peixes e algas, tornaram-se casos frequentes (Pinckney et al. 2001; Paerl et al. 1998). Estas mudanças estão associadas aos chamados processos de eutrofização, geralmente, dependente do sobre-enriquecimento em nutrientes nestas áreas. A avaliação desses processos em sistemas costeiros, particularmente estuarinos, é complexa, existindo vários sinais associados a este estado. Embora exista uma relação directa entre as pressões exercidas no meio e o seu estado, dependendo da geo- morfodinâmica e hidrodinâmica do meio estuarino, pois estuários submetidos à mesma pressão de nutrientes, frequentemente reagem com diferentes sinais de eutrofização, e em alguns casos com nenhuns (Ferreira et al., 2005). Factores como o tempo de residência (Ketchum, 1954; Lucas, 1997; Lucas et al., 1999a; Tett et al., 1986; 2003), a amplitude da maré (Alvera-Azcarate et al., 2003) e o grau de turbidez (May et al., 2003), desempenham papéis importantes na natureza e dimensão do estado de eutrofização. Interacções biológicas, particularmente processos associados à predação podem desempenhar um papel importante (Cloern, 1982; 1987; 1996; Gallegos, C.L., 1989**;** Lucas et al., 1999b). O oxigénio dissolvido é um dos principais indicadores do estado dos ecossistemas costeiras, incluindo lagunas e estuários (Pinckney et al., 1997;1998;2001). Em meios eutrofizados a carga de carbono do fitoplâncton carbono, especialmente após a ocorrência de 'blooms' pode provocar anoxia (extinção do oxigénio dissolvido) na coluna de água especialmente no fundo (Pinckney et al. 2001). Hipoxia é definida operacionalmente como o estado correspondente a concentração do oxigénio dissolvido abaixo dos 2 mg/l (Renaud, 1986). Exposição prolongada a águas com concentração em oxigénio dissolvido baixa (5-6 mg/l) pode não pôr directamente em risco a vida dos organismos aquáticos, mas pode aumentar o nível de stress ambiental. O oxigénio é removido ou acrescentado à água por diferentes processos físicos, químicos e biológicos. O oxigénio no meio aquático é produzido pela fotossíntese de algas e plantas e consumido na respiração de plantas animais e bactérias, na degradação da matéria orgânica e é trocado atmosfera através da superfície (Radwan et al., 2003). O consumo de oxigénio na degradação da matéria orgânica é em geral medido pela variável *BOD* (a quantidade de oxigénio necessária para a estabilização da matéria orgânica). Quando a concentração do oxigénio cai para valores inferiores ao da concentração de saturação, este deficite é compensado pela transferência de oxigénio da atmosfera para o

oceano, acontecendo o contrário no caso da super-saturação do oxigénio na coluna de água. Este tipo de interacção é controlado pelos gradiente de pressão parcial na fase líquida e vapor. A transferência de oxigénio em meios naturais depende de vários factores como, estado de mistura e agitação turbulenta, efeitos do vento e temperatura da água. A falta do oxigénio em meios naturais tem frequentemente origem antropogénica. Em águas poluídas o consumo de oxigénio pelas bactérias na degradação da material orgânica pode ultrapassar a sua produção pelo fito plâncton ou o seu 'input' através da atmosfera. Os 'inputs' de azoto e matéria orgânica pelos rios e efluentes e mesmo através da atmosfera, aumentam o crescimento, a biomassa e os 'blooms' fitoplactónicos podem intensificando condições de hipoxia, (Paerl et al., 1998). O conhecimento actual leva a concluir que as causas das situações de hipoxia estão associadas ao aumento, desde meados do século XX, da descarga de nutrientes, que estimula a produção de matéria orgânica e, posteriormente, o consumo de oxigénio das camadas do fundo na sua degradação. Em situações de estratificação da coluna de água, esta situação piora, pois a mistura vertical deixa de ocorrer (Turner et al., 2005). Estuários pouco profundos e bem misturados são pouco susceptíveis a condições de hipoxia devido à acção das marés, dos padrões de circulação e das trocas com a atmosfera que regeneram constantemente o oxigénio das camadas de fundo. Por outro lado, o tempo de residência nos estuários é geralmente curto e o azoto tende a ser rapidamente posto em circulação (Allanson, 2001). Tempos de residência longos e baixas taxas de descarga, associados a episódios de estratificação vertical promovem situações de hipoxia ou anoxia, persistindo durante várias semanas e cobrindo extensas áreas (Paerl et al. 1998; Pinckney et al., 2001). Situações periódicas de hipoxia podem ser ocasionadas por eventos de vento (Yin et al., 2004), ciclos maré-viva, maré-morta (Diaz et al., 1992; Montani et al., 1998; Uncle et al., 1998) chuvas (Lapointe and Matzie, 1996; 2001 Paerl et al., 1998) e tempestades (Wilson et al., 1991; Glasgow and Burkholder, 2000). Em alguns sistemas a chuva pode criar condições que levam ao desenvolvimento ou agravamento de hipoxia (Portnoy, 1991; Lapointe and Matzie, 1996), mas os ventos não favorecem estas condições, uma vez que induzem ou aumentam a mistura vertical (Paerl et al., 1998).

Os modelos ecológicos, nomeadamente modelos de eutrofização de qualidade da água são ferramentas importantes no estudo e avaliação de mudanças nas zonas costeiras resultantes dos forçamentos naturais e antropogénicos, para o melhor conhecimento do seu comportamento assim como para a sua melhor gestão. Os modelos de qualidade da água simulam processos básicos das águas costeiras associados à actividade humana, nomeadamente poluição química e biológica, condições propícias ao decréscimo em oxigénio das águas. Estes modelos permitem uma abordagem directa dos problemas associados à rápida degradação e eutrofização dos ecossistemas costeiros (Bonnet e Wessen, 2001). A maior parte destes modelos estão focalizados no balanço do oxigénio dissolvido (Baird e Whitelaw, 1992). Os modelos de eutrofização descrevem, em geral, o ciclo de nutrientes, a dinâmica do fitoplâncton e, nalguns casos, a dinâmica do zooplâncton, das macroalgas e da vegetação. Adicionalmente, podem-se associar vários outrso processos específicos ao fitoplâncton, tais como, a produção primária e o balanço do oxigénio na coluna de água.

O objectivo deste trabalho consiste em estudar a influência dos factores físicos e bio-geoquímicos da dinâmica do oxigénio dissolvido na Ria de Aveiro. Dois sistemas de modelos foram aplicados: o modelo de qualidade da água Mike3-WQ (Mike3, 2005b) integrando os principais processos bioquímicos e

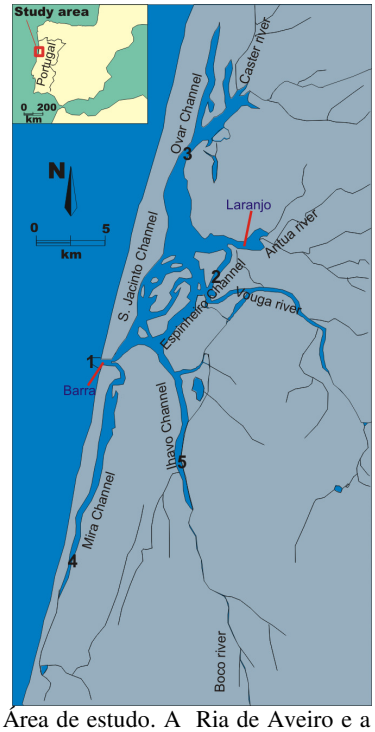


Figura 1: Área de estudo. A Ria de Aveiro e a localização de estações de amostragem

associando a fotossíntese do fitoplâncton, a respiração do fitoplâncton respiração, a oxidação da material orgânica (*BOD*), a nitrificação, a disponibilidade de oxigénio do sedimento (*SOD*), a respiração das bactérias; o modelo de eutrofização (Mike3-EU (Mike3, 2005c)), incluindo processos na base cadeia trófica. Estes modelos são capazes de descrever o ciclo dos nutrientes, incluindo a matéria orgânica e inorgânica, detritos orgânicos e inorgânicos, o crescimento do fitoplâncton e do zooplâncton, a produção primária e os processos associados ao oxigénio dissolvido.

Os resultados mostram que a distribuição do oxigénio dissolvido (*DO)* na Ria de Aveiro é caracterizada por valores elevados de concentração nas principais áreas da laguna (em geral superior a 7 mg O_2/l) mesmo em situações de contaminação orgânica nas fronteiras com os rios, evidenciando a influência das trocas de oxigénio com o oceano e a atmosfera, assim como a elevada produtividade do meio. A produção máxima de oxigénio ocorre, em geral, nas áreas centrais e mais afastadas da embocadura, ao longo dos canais de S. Jacinto e Ovar, reflectindo condições de elevado crescimento fitoplâncton e elevada produtividade primária. Situações de hipoxia, podem ocorrer durante curtos períodos de tempo e em zonas limitadas, nomeadamente nas extremidades da laguna, em áreas caracterizadas por baixas taxas de descargas, elevados tempos de residência e baixos valores de circulação residual. Embora localmente confinada, esta situação pode influenciar outras áreas da laguna por efeito de transporte pela maré e mistura vertical. De uma maneira geral os resultados levam a concluir que situações de eutrofização na Ria de Aveiro são pouco prováveis de se ocorrerem, mesmo em cenários de elevada contaminação orgânica nas fronteiras da laguna.

ÁREA DE ESTUDO

Ria de Aveiro (Fig. 1) é uma laguna costeira situada na costa noroeste atlântica de Portugal (40º38'N, 8º45'W), medindo 45 km de comprimento e 10 km largura, cobrindo um a área variando entre 66 km^2 durante a maré baixa e 83 km^2 durante a maré-alta

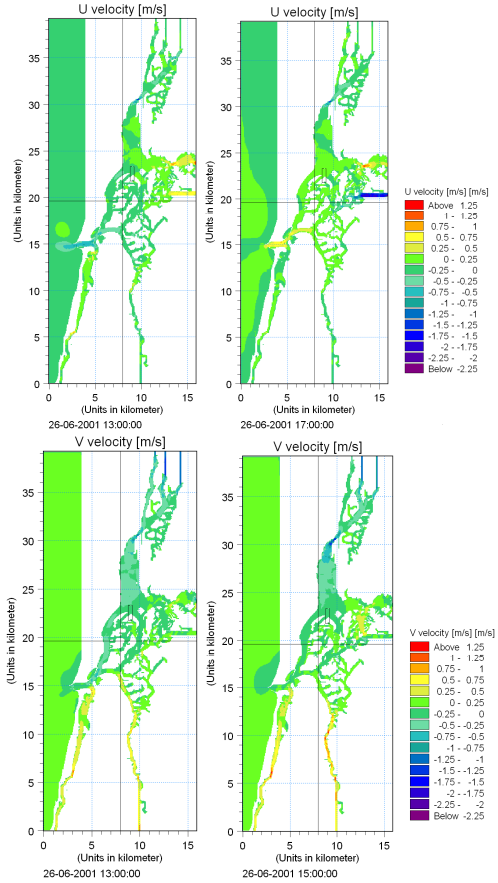


Figura 2: Mapas de correntes na Ria de Aveiro (componente U e V)

(Dias et al., 2000). Possui uma geometria complexa e muito irregular, formada por longos canais estreitos ramificando a partir da embocadura. É caracterizada por uma rede de canais, sendo os mais importantes os canais de S. Jacinto, Ovar, Espinheiro, Mira e Ílhavo, directamente ligados à embocadura e ao oceano a partir de um canal estreito, a Barra. A parte central da laguna é constituída por vários pequenos canais e é dominada por áreas pouco profundas e espraiados de maré, contribuindo para o amortecimento e o aumento do atraso da fase da onda de maré (Dias, 2001). A batimetria (Fig. 1) mostra que a laguna é pouco profunda (profundidade média 1m), havendo zonas mais profundas, que podem atingir 20 m, situadas junto à embocadura, e valores inferiores a 3 m, frequentemente da ordem de 1m, nas zonas mais afastadas da embocadura. A maré é o principal agente forçador da laguna, ritmada pela periodicidade semi-diurna e diurna e quinzenal. O prisma de maré estimado junto à emboca
dura varia entre o valor máximo de 136.7×10^6 m^3 nas marés vivas e 34.9×10^6 m^3 nas marés mortas. Nos diferentes canais, S. Jacinto, Espinheiro, Mira e Ílhavo observam-se valores consideravelmente inferiores, respectivamente 35%, 26%, 14% and 10%, (Dias, 2001). Dois rios, o Antuã (caudal médio 5 m^3 s^{-1}) e o Vouga (caudal médio 50 m^3 s^{-1}) contribuem para a maior parte dos 'inputs' de água doce (Dias et al., 1999). Outros pequenos rios, nomeadamente o Caster situado na extremidade do canal de Ovar e o rio Boco situado na extremidade do Canal de Ílhavo, podem contribuir substancialmente para a definição dos padrões de salinidade na laguna.

Os padrões hidrodinâmicos na Ria de Aveiro são impostos pela maré cuja influência se faz sentir até nas suas extremidades mais afastadas (Dias, 2001). Tendo em conta os valores do caudal a

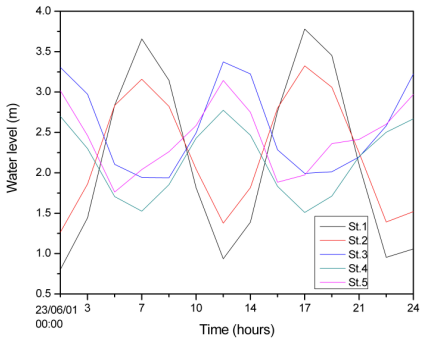


Figura 3: Série temporal da altura de água na embocadura para 23-06-01

influência dos rios é moderada em termos de circulação geral na laguna mas pode ter uma contribuição não negligenciável na circulação residual. Os ventos devido à tensão do vento e aos efeitos de ondas afectam a hidrodinâmica, induzindo correntes e os processos de mistura na coluna de água. Condições extremas de ventos intensos podem afectar as zonas pouco profundas e induzir correntes importantes.

Do ponto de vista da circulação os canais mais importantes da Ria de Aveiro são, os canais de S. Jacinto e de Espinheiro. Estão directamente ligados à embocadura e possuem as correntes mais intensas, atingindo valores da ordem de 1 m s^{-1} junto à embocadura, durante as marés vivas (Fig. 2). As restantes áreas correspondem a zonas pouco profundas e espraiados de maré, sendo zonas onde ocorrem a importante atenuação das correntes e atraso da onda de maré.

A caracterização hidrológica da Ria de Aveiro (Dias et al, 1999; Dias, 2001; Dias et al., 2000; Lopes et al., 2006; Lopes e Dias, 2007) revela que, excluindo áreas junto aos rios, onde são observados padrões verticais de salinidade e temperatura, a laguna pode
ser considerada um sistema bem misturado. Nestas condições, não se espera efeitos significativos na circulação gravítica na medida em que a mistura vertical contribui para a sua dissipação, sobretudo durante a s marés vivas como explicou (Walters e Gartner, 1985). Os mecanismos característicos de sistema bem misturados ou parcialmente estratificados (Fischer, 1972), nomeadamente a advecção e a dispersão turbulenta são, portanto, os mais importantes no transporte na Ria de Aveiro.

O regime dos ventos é caracterizado por ventos de noroeste durante o Verão e ventos variáveis durante o Inverno, com importantes oscilações de intensidade e direcção (Fiúza et al, 1982). A precipitação média anual da região de Aveiro é de 913 mm, com 75% da precipitação ocorrendo durante o primeiro semestre do ano hidrológico (Outubro a Março).

A salinidade é uma variável importante na compreensão da dinâmica da laguna. Durante a estação seca de Verão, o caudal dos rios é baixo, a salinidade em áreas localizadas no interior da laguna e nas suas extremidades apresenta valores elevados (30-34), próximos dos valores observados na embocadura. Durante a estação húmida, Primavera/Outono, a salinidade é muito variável, dependendo da fase da maré e do caudal dos rios, mas as extremidades da laguna apresentam em geral valores baixos (0-5).

Do ponto de vista bio-geoquímico a Ria de Aveiro é considerada um sistema estuarino, mesotrófico (Almeida et al., 2005), caracterizada por uma rica biodiversidade e por uma elevada actividade antropogénica nas suas margens devido ao uso de

terrenos limítrofes para actividades industriais, agrícolas, portuárias, piscatórias, recreativas e habitacionais. Esta situação resulta por um lado, em alterações significativas da batimetria e da morfologia da laguna e, por outro lado, num crescente aumento da poluição do meio aquático, 'input' de de nutrientes (nitratos e nitrites (NO_3+NO_2) e fosfatos (PO_4)) e de contaminantes de origem antropogénicas. A acção antropogénica afecta os padrões de circulação da laguna, no transporte de matéria dissolvida e particulada e a qualidade da água. As descargas industriais e domésticas ocorrem essencialmente nas zonas periféricas da laguna, através dos principais rios, efluentes e infiltração de águas contaminadas devido à actividade agro-pastoril, que recebe em média um total de 6118 t y^{-1} e 779 t y^{-1} de azoto (N) e fósforo (P) of 6118 t y^{-1} e 779 t y^{-1} (Silva et al, 2002). As áreas mais afectadas são: o Laranjo; extremidade dos canais de Ovar, Espinheiro e Ílhavo (Vista Alegre). O BOD_5 no período de Janeiro 1989 a Dezembro 1990 apresentou valores médios da ordem de 2 mg O_2/l e valores máximos da ordem de 10 mg O_2/l, foram observados junto ao rio Vouga r e na extremidade do canal de Ovar no verão 1989 (Alcântara et al., 1992; 1994). A análise da distribuição do oxigénio dissolvido (DO) no interior da laguna permite avaliar sobre o seu estado ecológico. Os valores variaram entre 8 to 12 mg O_2/l, que tendo em conta que os valores de temperatura e salinidade na laguna, eram bastante elevados, o último valor corresponde a um estado de saturação em oxigénio (Almeida et al., 2005). Nas extremidades da laguna, nomeadamente, do canal Ovar e na fronteira este, entre o Vouga e Laranjo, podem-se observar valores de DO extremos, condições de saturação em oxigénio (>12 mg O_2/l) ou de hipoxia (<5 mg O_2/l). O primeiro caso ocorre em condições, de Primavera ou Outono, correspondentes a elevados caudais nos rios e concentrações de nutrientes (> 1.0 mg l^{-1}) nas fronteiras da laguna e elevada radiação. A concentração de clorofila (CHL-a) na laguna é também variável no tempo e no espaço: valores típicos da ordem ou inferiores a 7 µg/l para as principais áreas, mas valores tão elevados como 50 µg/l podem ser observados nas extremidades da laguna nas mesmas condições em que ocorre saturação em oxigénio. A qualidade da água na Ria de Aveiro resulta, assim, de um balanço entre as emissões (naturais e antropogénicas) e a capacidade de auto-depuração da água resultante da sua dinâmica.

OS MODELOS

O modelo físico resolve as equações da hidrodinâmica e de transporte e inclui os principais processos que ocorrem na coluna de água, assim como trocas entre a atmosfera e a água. O modelo hidrodinâmico é a versão hidrostática do *Mike3 FLOW MODEL* (Mike3, 2005a) e resolve as equações de continuidade e de conservação da quantidade de movimento. É baseado nas médias de Reynolds das equações de Navier-Stokes tri-dimensionais incompressíveis, considerando as hipótese de Boussinesq e a condição de pressão hidrostática, ou seja, as acelerações verticais desprezíveis. As equações de transporte estão acopladas às equações da hidrodanâmica a temperatura, T, a salinidade, S, e uma quantidade escalar qualquer representando uma grandeza bio-geoquímica, a energia cinética da turbulência por unidade de massa, k e a dissipação da energia cinética da turbulência por unidade de massa, ε. O modelo integra também trocas radiativas entre a atmosfera e a água, incluindo a radiação solar e radiação não-solar (Gill, A.E., 1982). Os modelos hidrodinâmico e de transporte são descritos em Dias e Lopes (2006), Lopes e Silva (2006) e Lopes et al., (2008). O domínio computacional cobre uma área equivalente a 266 × 654 células, cada célula medindo 60 m × 60 m. O modelo hidrodinâmico é resolvido usando o método de

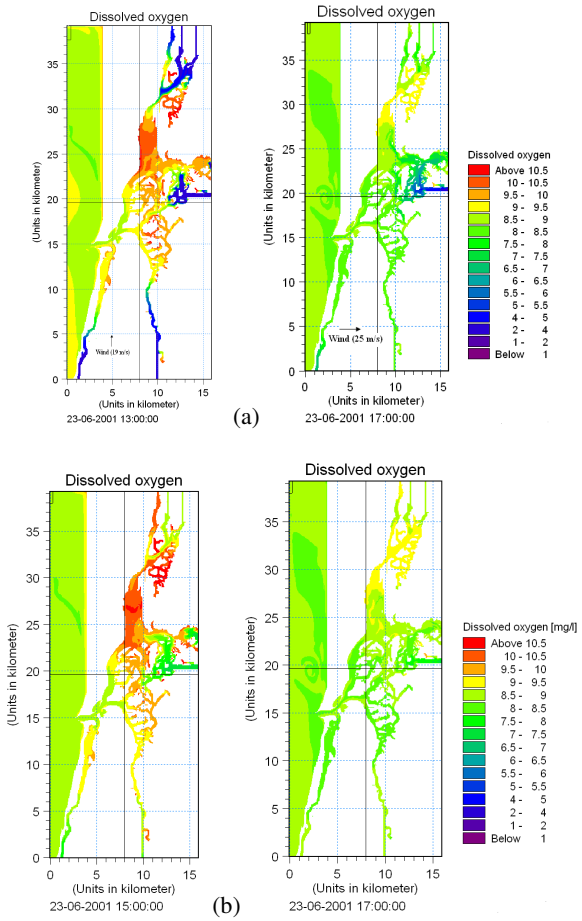


Figura 4: Distribuição *DO* para input de *BOD*: (a) elevado; (b) baixo

integração *ADI* (Alternating Direction Implicit) descrito por Leendertse e Gritton (1971). O modelo de transporte usa esquema *ULTIMATE-QUICKEST* (Leonard, 1979) para a integração da equação de transporte, assegurando assim a conservação da massa através de um volume de controle.

- O modelo de qualidade da água (*Mike3-WQ* (Mike3, 2005b) resolve as equações diferenciais descrevendo a dinâmica das principais variáveis de estado: *BOD* dissolvido (BOD_d), *BOD* particulado (BOD_s), *BOD* sedimentado (BOD_b), amónia (NH_4), nitritos (NO_2), nitratos (NO_3), fosfatos (PO_4), oxigénio dissolvido (DO), clorofila-a (CHL-a). Sendo este trabalho centrando exclusivamente na dinâmica do oxigénio dissolvido, omitiu-se a descrição das outras variáveis de estado, cujos detalhes podem ser consultados em Lopes e Silva (2006) e Lopes et al., (2005, 2009, 2010).

A equação diferencial regendo DO inclui o balance de oxigénio na coluna de água e é regida por um processo de 1ª (Malmgren-Hansen et al.,1984):

$$\frac{dDO}{dt} = k_2 * \left(C_s - DO\right) + FBOD + FNI + FRE + FPHO + FSED \quad (1)$$

Onde C_s é a concentração de saturação do oxigénio definida

$$C_s = 14.652 - 0.0841 * S + \left[-0.41022 + 0.00256 * S + A(S,T) * T\right] * T \quad (2)$$

Com $A(S,T) = 0.007991 - 0.0000374 * S - 0.00007774 * T$

Todos os termos referentes aos processos bio-geoquímicos foram detalhados em Lopes e Silva (2006) e Lopes et al., (2005, 2009), não serão desenvolvidos neste trabalho. *FBOD*, representa o consumo de oxigénio associado à degradação da matéria orgânica, *FNI* representa o consumo de oxigénio durante a nitrificação, *FRE* representa o consumo de oxigénio na respiração e *FPHO* a produção de oxigénio durante a fotossíntese. Sabendo que cada processo faz apelo a várias variáveis de estado para fechar o modelo as equações diferenciais descrevendo cada uma das variáveis de estado são chamadas em cada passo temporal (Lopes e Silva, 2006; Lopes et al., 2005; 2009).

O modelo de eutrofização é um modelo ecológico bio-geoquímico que descreve os processos básico da base da cadeia trófica, integrando trocas com a atmosfera, nomeadamente processos radiativos. O modelo está acoplado a modelo hydrodinâmico 3D.

O modelo ecológico (*Mike3-EU* (Mike3, 2005c)) descrito por Lessin e Raudsepp (2006) e Erichsen e Rasch (2001) descreve a dinâmica dos nutrientes, do fitoplâncton e do zooplâncton assim como da vegetação e das macro-algas. Descreve também processos associados à matéria orgânica e inorgânica, nutrientes, oxigénio dissolvido e produção primária e alguns processos diagénicos associados aos sedimentos.

A formulação matemática dos processos químicos e biológicos, assim como das transformações relativas a cada variável de estado, são descritos por equações diferenciais de 1ª ordem. O fitoplâncton é descrita por um grupo funcional e três variáveis de estado *PX* representando: o carbono fitoplanctónico, (*PC)*, o azoto fitoplanctónico (*PN*) e o fósforo fitoplanctónico (*PP*).

A evolução temporal de cada uma das variáveis de estado, *X,* é representada pela seguinte equação:

$$\frac{\partial X}{\partial t} = PROD - RESPIR - GRAZ - SEDIMENT - DEAT \quad (3)$$

Associando processos de produção (*PROD*), respiração (*RESP*), predação (*GRAZ*), sedimentação (*SED*) e morte (D*EAT*). Todos os termos acima referidos, são referentes a processos bio-geoquímicos complexos, e foram detalhados em Lopes e Silva (2006) e Lopes et al. (2010), pelo que não serão desenvolvidos neste trabalho.

RESULTADOS

A Ria de Aveiro é uma laguna temperada bem oxigenada, mas sujeita a episódios de hipoxia nas zonas extremas em situações de elevado consumo de oxigénio, geralmente durante a estação seca. O objectivo da aplicação dos modelos ecológicos foi perceber o papel dos processos físicos e bio-geoquímicos na evolução e distribuição de *DO* na laguna (Lopes et al., 2005; 2006; 2008). Em todas as simulações considerou-se situações anómalas ocorrendo no verão, tais como a de 2001, caracterizada por uma elevada pluviosidade (Almeida et al., 2005). O modelo foi forçado com dados fornecidos pela estação meteorológica de Aveiro. Para melhor analisar a influência da fase da maré, Fig. 3 apresenta séries temporais de altura de água para as estações tidas em conta neste trabalho. A direcção do vento era variável durante o dia, soprando para norte inicialmente, virou para este e de novo para norte, acabando dirigido para este. Figs. 4a e 4b mostram as distribuições horizontais de *DO* para duas situações extremas correspondendo, respectivamente a elevados e baixos valores de *BOD* nas fronteiras dos rios**.** Pode-se observar que, não obstante a presença de aguas hipóxicas (<5 mg O_2/l), nas extremidades da laguna, os valores de *DO* são relativamente elevados no interior da laguna, da mesma ordem que os valores observados na fronteira

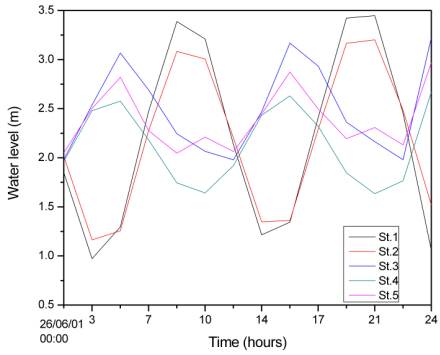


Figura 5: Série temporal da altura de água na embocadura para 23-06-01

oceânica (9 mg O_2/l) (Fig. 4a). De manhã cedo (5 h), o oceano e interior da laguna mostram valores de *DO* da ordem 8.5 mg*/l*, ao passo que as extremidades, em maré vazante, são inferiores a 5.0 mg*/l*. Na situação correspondendo a um baixo 'input' em *BOD* os padrões de *DO* (Fig. 4a) são similares ao caso precedente, mas as concentrações são superiores a 8.0 mg*/l*. A concentração aumenta progressivamente, durante o dia até ao princípio da tarde, quando atinge valores máximos da ordem de 10 mg*/l*, nas zonas mais a norte do canal de S. Jacinto até ao canal de Ovar. No início da tarde (15 h) as extremidades da laguna, ainda em modo vazante, mostram concentrações baixas. Estas águas após atingirem a zona central da laguna (17 h) misturam-se com as águas centrais mais oxigenadas, diluindo-as. Estruturas frontais, separando águas de diferentes concentrações são originadas e propagam-se com o ciclo da maré. Durante a enchente as correntes são suficientemente fortes para empurrar a frente para as extremidades da laguna, trazendo águas oxigenadas do oceano para o seu interior. Durante a vazante, águas pouco oxigenadas, proveniente das extremidades, atingem zonas centrais da laguna dispersam-se e a sua influência atinge áreas próximas da embocadura. Estes resultados evidenciam a influência do transporte induzido pela maré na distribuição de *DO* na laguna. Por outro lado, o aumento da concentração para valores da ordem de 8.5 mg*/l* durante a fase enchente, nas zonas centrais, evidencia o papel do oceano como reservatório de oxigénio para a laguna. Outros factores, para além da maré, influenciam a variabilidade de *DO***.** Condições meteorológicas, tais como a temperatura do ar, velocidade e direcção do vento, influenciam o balanço de *DO* na coluna de água. A tensão do vento na superfície da água influencia directamente as correntes e pelo mecanismo de arejamento que ocorre na interface ar-água. Durante o período de estudo, Junho, a intensidade do vento era nula ou fraca na primeira metade, mas na segunda metade do mês aumentou para valores da ordem de 10 m/s. Para realçar a influência a influência da direcção do vento no transporte de *DO* escolheu-se um período para o qual a direcção do vento era constante durante o dia. A Fig. 6b mostra a distribuição de *DO* para uma situação típica de verão, para a qual a intensidade do vento aumentou para o dobro relativamente à situação de referência (Fig. 6a), mas a direcção permaneceu invariável**.** Como se pode observar a partir da Fig. 5, os primeiros mapas correspondem à maré vazante na embocadura (estação 1) e enchente no rio Vouga (estação 2). De manhã a direcção do vento era para noroeste, tendo virado em seguida para oeste durante a restante parte do dia**.** Nesta situação a direcção do vento está em fase com a maré, pelo que durante a vazante no rio Vouga, a frente entre água proveniente da extremidade da laguna, com baixa

oxigenação e as restantes águas com elevada oxigenação, é ainda mais empurrada para oeste. A intensificação do vento contribui para aumentar as trocas de oxigénio entre as duas massas de água numa área mais central da laguna, aumentando a mistura turbulenta, a diluição e contribuindo para um decréscimo da concentração de *DO* e o desaparecimento do máximo de *DO* localizado na zona central da laguna.

Fig. 7b mostra a distribuição de DO para um valor de SOD (demanda de oxigénio pelo sedimento) aumentado de um valor de 20% comparativamente aos valores de referência (Fig. 7a). Não se notam diferenças significativas entre as duas simulações, levando a concluir que variações pequenas deste parâmetro não provocam alterações significativas nos valores de DO na coluna de água, provavelmente devido à preponderância dos efeitos da maré. Fig. 8a mostra a distribuição de DO, simulada pelo modelo de eutrofização, para as mesmas condições que as da Fig. 6. Para simular a situação de contaminação orgânica, impõe-se nas fronteiras dos rios, uma condição correspondente a um 'input' elevado para a concentração detritos orgânicos e uma elevada taxa de crescimento do fitotoplâcton, o dobro dos valores de referência (Fig. 8b). Os resultados mostram um padrão claro para a distribuição de DO, com concentratrações a aumentar continuamente a partir do meio-dia até ao início da noite, para valores da ordem de 11 mg/l. A área da laguna, nomeadamente a situada entre a zona norte do canal de S. Jacinto e o canal de Ovar, mostram padrões correspondentes a valores máximos de DO (11 mg/l), contrastando com as restantes áreas da laguna, bastante inferiores a 9 mg/l, e extremamente baixos nas extremidades da laguna próximas das fronteiras dos rios. Os altos valores de DO coincidem com os valores importantes da produção de oxigénio (4 g/(m^2 dia) (Fig. 10b), e reflectem assim os valores elevados de produtividade fitoplanctónica, sendo o oposto sendo válido nas extremidades da laguna, o que reflecte o elevado consumo de oxigénio pelos detritos.

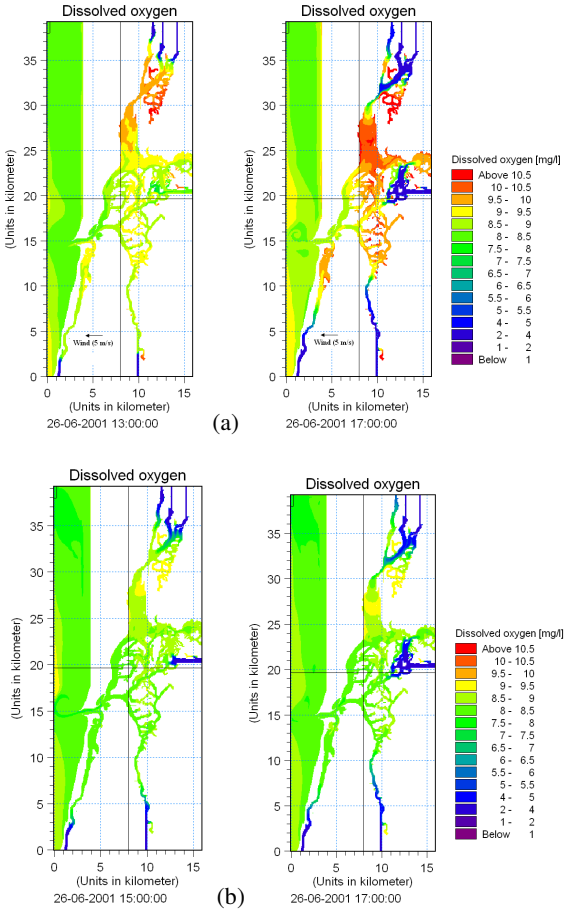


Figura 6: Distribução *DO* para vento: (a) referencia; (b) intensidade dobro do valor de referência

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

É comummente aceite que um dos critérios para definir a qualidade da água de um determinado sistema aquático é a concentração em oxigénio dissolvido, visto que condições de hipoxia ou anoxia só podem reflectir situações de contaminação química ou biológica. O oxigénio está envolvido em vários processos físicos e químicos que ocorrem na coluna de água, nomeadamente na fotossíntese, respiração, degradação da materia orgânica, nitrificação pelas bactérias, etc. Os modelos ecológicos, que incluem modelos de qualidade da água e modelos de eutrofização, são ferramentas importantes para avaliar o estado dos ecossistemas costeiros, estuarinos e lagunares, assim como o papel de agentes forçadores principais. Vários modelos foram desenvolvidos no passado e aplicados ao estudo de ecossistemas naturais, lagos, reservatórios, rios e águas costeiras (Bonnet e Wessen 2000; Hang et al. 2009). O oxigénio dissolvido aparece como uma variável de estado importante, tanto nos modelos de qualidade da água como nos modelos de eutrofização. Malmgren-Hansen et al. (1984) simulou o depauperamento do oxigénio para Limfjord, Dinamarca e mostrou que o oxigénio do fundo é sensível a dois factores: a mistura vertical e processos biológicos associados à produção e consumo de oxigénio. Demonstraram que as ocorrências correspondentes ao depauperamento de oxigénio deverão aumentar exponencialmente com o aumento de processos associados ao consumo de oxigénio. Carlsson et al., (1999) usando um modelo baseado na regressão estatística, conseguiram prever variações sazonais do oxigénio dissolvido nas águas do Mar Báltico. Mostraram que o modelo pode ser usado na gestão de águas costeiras e na avaliação da sensibilidade ao aumento das des cargas de nutrientes e que o modelo podia quantificar mudanças no oxigénio dissolvido a partir da informação batimétrica e prever o consumo total de oxigénio, isto é a respiração da comunidade bentónica assim como prever a produção de oxigénio. Em particular, mostraram que a variação sazonal do oxigénio dissolvido pode ser determinada a partir do tempo de residência da água no domínio, descarga orgânica e temperatura. Plus et al. (2003) desenvolveu um modelo tridimensional para o estuário de Thau (França) acoplando processos físicos e biológicos para avaliar a relação macrófitas, oxigénio dissolvido e o ciclo do azoto. Os resultados mostram que durante o Inverno a concentração em oxigénio dissolvido permanece alta nas partes centrais da laguna, devido à produção fitoplanctónica, processos de mistura na coluna de água, mas no verão a concentração é baixa devido a processos que consumem de oxigénio: mineralização rápida, baixa salinidade em águas quentes, e acumulação de material orgânico associado a um elevado consumo de oxigénio devido a temperaturas altas. Mostraram que a inclusão no modelo de macrófitas e processos associados à mineralização da material orgânica afecta significativamente a distribuição de oxigénio dissolvido na laguna. Mostraram também que as áreas extremas da laguna apresentam um risco potencial para situações de hipoxia ou anoxia, ao passo que as áreas centrais e meridionais podem exibir valores elevados de concentração de oxigénio dissolvido devido à influência de águas oxigenadas provenientes do oceano. Os resultados confirmaram que as concentrações dependem de processos bio-geoquímicos locais, mas também da hidrodinâmica

da laguna. Tuchkovenko e Lonin (2003) aplicaram um modelo matemático de eutrofização baseado em processos associados ao fitoplâncton, bactéria, detritos, matéria orgânica dissolvida, fosfatos, amónia, nitritos, nitratos e processos associados ao oxigénio dissolvido para a Baía de Cartagena (Colômbia), com o objectivo principal de definir estratégias para melhorar a qualidade da água da baía. Mostraram que o deficit em oxigénio nas camadas de fundo pode ser revertido, reduzindo em 80% a descarga de nutrientes dos efluentes industriais e aumentando a influência de água doce. Zeng et al., (2004) desenvolveram um modelo de qualidade da água tri-dimensional aplicado ao estuário do rio Satilla, Georgia. Os resultados mostram que as áreas inter-tidais têm valores elevados de disponibilidade em oxigénio, actuando como consumidores de *DO* e são, portanto, responsáveis pelos baixos valores de *DO*. Também enfatizaram o papel da respiração bacteriana na distribuição de *DO* no estuário. Os resultados de Lianyuan et al. (2004) para o mesmo estuário usando o mesmo modelo, mostram uma distribuição de *DO* com uma elevada variabilidade espacial, com elevados valores (7 mg O_2 l^{-1}) na embocadura e baixos valores (< 4 mg O_2 l^{-1}) nas extremidades. Chegaram a conclusões à similares às dos autores precedentes, ou seja, mostraram que o estuário é dominado por processos associados ao *SOD*. Liu et al. (2005) aplicou um modelo de qualidade da água ao efluente do parque industrial do Yulin, Taiwane evidenciou a influência dos efeitos da maré na distribuição do oxigénio dissolvido, observando que o aumento da largura do efluente resulta numa melhor qualidade da água**.** Hang et al., (2009) aplicara *MIKE3* (2005b) ao sistema semi-fechado do Ariake situado na costa oeste do Kyushu (Japão). Os resultados mostram que o oxigénio dissolvido é baixo à noite e de manhã cedo, reflectindo a ausência da fotossíntese e a influência da respiração das plantas e animais, e que nas áreas mais internas do domínio, pertos das descargas de poluentes, ocorrem condições de hipoxia ou anoxia. Mostraram também, que a variabilidade da temperatura, influencia os valores de *DO* nas mesmas áreas, com os mais valores baixos ocorrendo em Setembro (5.5 mg/l) e os mais elevados em Fevereiro (10.0 mg/l). Mais recentemente, vários autores usaram modelos acoplado para áreas do Golfo do México próximas da embocadura do rio Mississippi: um modelo para a cadeia planctónica envolvendo vários grupos de fitoplâncton (Roelke, 2000) e Roelke e Buyukates (2001) e um modelo bio-geoquímico (Eldridge and Morse, 2008). Os resultados mostraram que o rio é o factor determinante no estabelecimento de situações de hipoxia, que uma ligeira redução da descarga do rio induz uma redução na concentração dos nutrientes, que os efeitos de hipoxia variam no espaço e no tempo e que um decréscimo de 40% na carga de nutrientes reduz substancialmente a duração e a extensão da área sob o efeito de condições de hipoxia.

Os resultados apresentados na secções precedentes relacionaram a influência dos factores físicos e bio-geoquímicos na qualidade da água na Ria de Aveiro, nomeadamente na distribuição de *DO*. Mostrou-se que os valores de *DO* da laguna são relativamente elevados devido à produtividade e circulação induzidas pelas marés. A laguna é dominada pela maré, a conexão ao oceano através da embocadura da Barra**,** assegura uma constante renovação em oxigénio dissolvido no seu interior (Dias e Lopes, 2003; 2006; 2008). Os mesmos autores caracterizaram a laguna em duas áreas principais: (1) áreas sob influência directa do oceano, caracterizada por valores elevados de *DO*, em geral superiores a 7 mg O_2/l. Estas áreas do ponto de vista hidrodinâmico são caracterizadas por correntes fortes, nomeadamente ao longo dos canais de S. Jacinto e Espinheiro, onde as correntes atingem valores máximos da ordem de 2 m s^{-1}

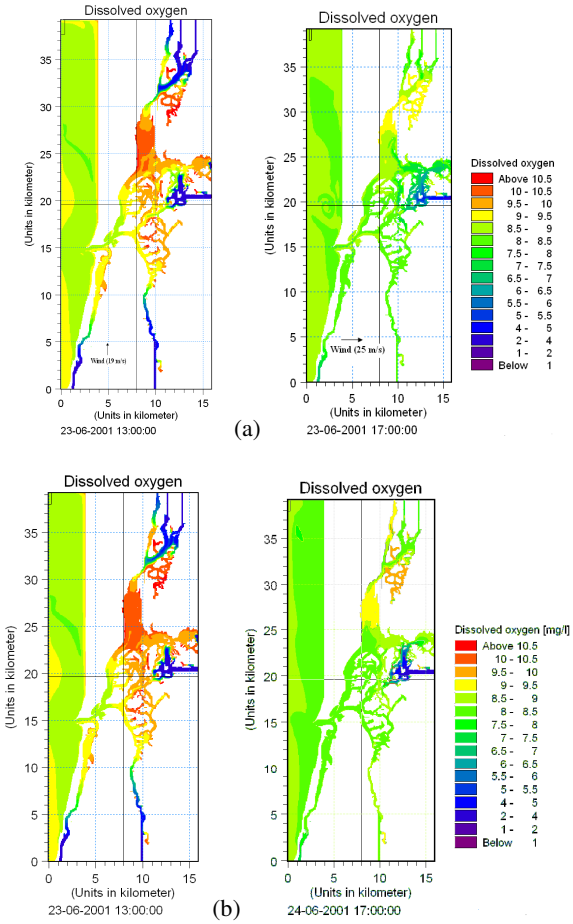


Figura 7: Distribuição *DO* para SOD: (a) referencia; (b) aumentado de 20%

(Fig. 2); (2) extremidades da laguna caracterizada por áreas inter-tidais, pouco profundas, onde as correntes são mais fracas atingindo valores da ordem de (0.1) m s^{-1} (Fig. 3) e os tempos de residência da ordem de 2 semanas (Dias et al., 2001, 2003). Estas áreas são dominadas por processos bio-geoquímicos, podem exibir valores extremos de *DO*: em situações favoráveis correspondestes a uma elevada produtividade, a concentração pode atingir valores da ordem dos 12 mg O_2/l, correspondendo a condições próximas da sobre-saturação (Almeida et al., 2005). Em situações de elevada demanda ou consumo de oxigénio associados a processo de degradação da matéria orgânicica a concentração pode atingir valores da ordem de 5 mg O_2/l.

Exceptuando as áreas extremas da laguna onde se pode observar flutuações importantes de *DO* as principais área da laguna apresentam consistentemente valores relativamente elevados (> 7 mg O_2/l). Esta condição reflecte a influência do oceano e da elevada produtividade da laguna. Situações de hipoxia, são portanto excepções, e ocorrem essencialmente nas extremidades da laguna, mas devido à circulação na laguna e aos processos de mistura turbulentos pode ocorrer situações em que *DO* possa atingir pontualmente valores inferiores a 7 mg O_2/l. Nas áreas extremas devido às características hidrodinâmicas (Dias et al., 2003; Lopes e Dias, 2007), em situações particulares em que o balanço de oxigénio é negativo, quando o consumo associado à respiração do fitoplâncton e animais, à nitrificação, à degradação da matéria orgânica e à demanda de oxigénio pelos sedimentos, excede a sua produção pelo fitoplâncton e pelas plantas e as trocas com a atmosfera e a advecção pelas correntes, são geradas

condições de hipoxia. Por conseguinte, episódios correspondestes a baixos valores de *DO* nas áreas centrais da laguna são essencialmente oriundas das áreas mais extremas. Tendo em consideração as características hidrodinâmicas da laguna, a hipoxia é uma situação limitada no tempo e no espaço. Assim do ponto de vista bio-geoquímico a laguna pode ser dividida em duas áreas importantes: (1) a área central caracterizada por valores elevados de *DO*, onde a influência oceânica, os factores físicos e a produção local são importantes; (2) as zonas extremas onde os processos bio-geoquímicos dominam sobre os processos físicos e onde *DO* para atingir valores extremos, muito baixos em situações de contaminação biológica ou química, ou muito elevados, em situações favoráveis à produtividade, correspondentes a luminosidades e 'inputs' elevados de nutrientes (Lopes, 2005; 2006). Condições meteorológicas, tais como a temperatura do ar, intensidade e direcção do vento, influenciam o balanço em oxigénio da coluna de água assim como as trocas directas entre a água e o ar através da interface entre estes dois meios . O vento influência a intensidade e a direcção da corrente, através da tensão do vento à superfície da água. A intensidade do vento ao influenciar a intensidade das correntes na laguna, influencia a posição da frente entre águas pobre e ricas em *DO* e o seu transporte na laguna. Influencia também as trocas entre a atmosfera e a superfície da água. A intensificação do vento e mudanças do seu regime dominante pode ter reflexos negativos na qualidade da água na laguna, se esta situação coincidir com eventos de poluição de origem antropogénica.

Pode-se concluir que num cenários em que a condições geo-morfodinamicas e ou hidrodinamicas não se alteram para a Ria de Aveiro, o estabelecimento de situações permanentes de hipoxia ou anoxia são de ocorrência pouco provável. Na presente situação a laguna goza de boas condições que asseguram níveis aceitáveis de oxigenação, nomeadamente ligação correcta com o oceano e entre os canais, padrões de circulação normais e elevada produtividade. Mesmo em situações esporádicas de contaminação bio-química, a exportação episódica para o interior da laguna, de águas com baixos teores de oxigénio não põe em risco a qualidade da água. É previsível que mudanças geo-morfodinâmicas na laguna que alterem negativamente a circulação, nomeadamente o assoreamento da embocadura e um aumento de actividades antropogénicas nas suas margens, induzam alterações no seu regime hidrodinâmico, de tal modo que afectam a distribuição de *DO* na laguna.

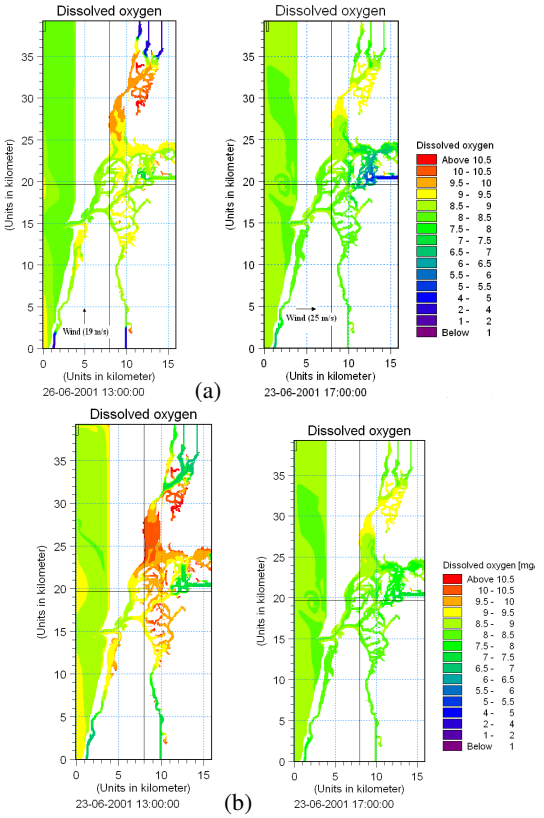


Figura 8: Distribuição *DO* para concentração de detritus e taxas de crescimento: (a) referencia; (b) elevada

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi suportado pelo CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar.

LITERATURA CITADA

ALCÂNTARA, F.; PEREIRA, M. G.; ALMEIDA, M. A, CUNHA e M.A., 1992. Qualidade microbiológica da água da Ria de Aveiro, 1991. Polaveiro Repport. Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, pp 90.

ALCÂNTARA, F.; PEREIRA, M. G.; ALMEIDA, M. A; CUNHA e M.A., 1994. Qualidade Microbiológica da Água da Ria de Aveiro, 1989-1993. Polaveiro Repport . Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, pp 85.

ALLANSON, B.R., 2001. Some factors governing the water quality of microtidal estuaries in South Africa, *Water SA*, 27, 3, 373-383.

ALMEIDA, M.A., CUNHA M.A., ALCÂNTARA F., 2005. Relationship of bacterioplankton production with primary production and respiration in a shallow estuarine system (Ria de Aveiro, NW Portugal). *Microbiological Research* 160, 315-328.

ALVERA-AZCARATE, A., FERREIRA, J.G., NUNES, J.P., 2003. Modelling eutrophication in mesotidal and macrotidal estuaries. The role of intertidal seaweeds. Est. Coast. Shelf Sci. 57 (4), 715–724.

BAIRD, J.I. AND WHITELAW, K., 1992. Water quality aspect of estuary modelling. In R. A. Falconer (Eds.), Water Quality Modelling, Vermont, U.S.A: Ashgate, pp. 119-125.

CARLSSON L. PERSSON J. AND HAKANSON L., 1999. A management model to predict seasonal variability in oxygen concentration and oxygen consumption in thermally stratified coastal waters. *Ecological Modelling*, 119, 117-134.

CLOERN J. E. 1982. Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay? *Marine Ecology Progress Series* 9: 191-202.

CLOERN, J. E., 1987 Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries, *Continental Shelf Reserach*, 7, 1367-1381.

DIAZ, R.J., NEUBAUER, R.J., SCHAFFNER, L.C., PIHL, L., BADEN, S.P., 1992. Continuous monitoring of dissolved oxygen in an estuary experiencing periodic hypoxia and the effect of hypoxia on macrobentho and fish, *Marine Coastal Eutrophicaton. Science of the Total Environment* (Supplement),1055 –1068.

DIAS, J.M., 2001. Contribution to the study of the Ria de Aveiro hydrodynamics, PhD thesis, Universidade de Aveiro, Portugal, 288 pp.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 1999. Hydrological characterisation of Ria de Aveiro lagoon, Portugal, in early summer. *Oceanological Acta* 22, 473-485.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2000. Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physics Chemistry of the Earth, B*, 25, 369-374.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER, I., 2001. Lagrangian transport of particles in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of the Earth, B,* 26, 729-734.

DIAS, J.M.; LOPES, J.F. e DEKEYSER I., 2003. A numerical system to study the transport properties in the Ria de Aveiro lagoon. *Ocean Dynamics*, 53, 220-231.

DIAS J. M. e LOPES J. F., 2006. Implementation and evaluation of hydrodynamic, salt and heat transport models: The case of Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). Environmental Modelling and Software, 21, 1-15.

ELDRIDGE, P.M. e MORSE, J.W., 2008. Origins and temporal scales of hypoxia on the Louisiana shelf: importance of benthic and sub-pycnocline water metabolism. *Marine Chemistry* 108, 159-171.

ERICHSEN, A. C. e RASCH P. S., 2001. Two- and Three-Dimensional Model System Predicting the Water Quality of Tomorrow. Proc. of the Seventh International Conference on Estuarine and Coastal Modeling. Eds. Spaulding, M.L., American Society of Civil Engineers pp. 165-184.

GLASGOW JR., H.B. e BURKHOLDER, J.M., 2000. Water quality trend and management implication from a five-year study of aeutrophic estuary. *Ecological Application*, 10, 1024-1046.

FERREIRA, J.G; W.J. WOLFF e T.C. SIMAS, 2005 S.B. Bricker. Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology?. *Ecological Modelling*, 187, 513-23.

FIÚZA, A.F.G.; MACEDO, M.E.; GUERREIRO e M.R., 1982, 'Climatological space and time variation of the Portuguese coastal upwelling', *Oceanologica Acta*, 5(1), 31-40.

GALLEGOS, C.L., 1989. Microzooplankton grazing on phytoplankton in the Rhode River, Maryland: nonlinear feeding kinetics. *Marine Ecology Progress Series*, 57, 23-33.

GILL, A.E., 1982. *Atmosphere-Ocean Dynamics*. International Geophysics Series, 30.

KETCHUM, B.H., 1954. Relation between circulation and planktonic populations in estuaries. *Ecology*, 35, 191–200.

LAPOINTE, B.E. e MATZIE, W.R., 1996. Effect of storm water nutrient discharges on eutrophication processe in nearshore water of the Florida Key . *Estuarie*, 19 (2B), 422-435.

LEENDERTSE, J.J. e E.C. GRITTON, 1971. A Water-Quality Simulation Model for well-fixed Estuaries and Coastal Seas: Vol 2: Computation Procedures, The Rand Corporation, R-708-NYC.

LEONARD, A., 1979. A stable and accurate convective modeling procedure based on quadratic upstream interpolation. Comput. Methods Appl. Mech. Eng., 19, 59-98.

LESSIN G. e RAUDSEPP U., 2006. Water quality assessment using integrated modelling and monitoring in Narva Bay, Gulf of Finland. *Environment Modeling and Assessment*, 11, 315–332.

LIU W. C.; KUOB J.T. e KUOC A. Y., 2005 Modelling hydrodynamics and water quality in the separation waterway of the Yulin offshore industrial park, Taiwan. *Environmental Modelling & Software* 20, 309-328.

LOPES J.F.; J. M. DIAS; A. C. CARDOSO e C. I. SILVA, 2005. The water quality of the Ria de Aveiro lagoon, Portugal: from the observations to the implementation of a numerical model. *Marine Environmental Research,* 60, 594–628.

LOPES J.F. e SILVA C., 2006. Temporal and spatial distribution of dissolved, *Ecological Modelling*, 197, 67-88.

LOPES, J.F. e DIAS, J.M., 2007. Residual circulation and sediments transport in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Jounal of Marine Systems* 68, 507-528.

LOPES, J.F.; SILVA C. e CARDOSO A.C., 2008. Validation of a water quality model for the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Environmental Modelling & Software*, 23, 479-494.

LUCAS, L.V., 1997. A numerical investigation of coupled hydrodynamics and phytoplankton dynamics in shallow estuaries. PhD Thesis, Stanford University

LUCAS, L. V.; KOSEFF, J. R.; MONISMITH, S. G.; CLOERN, J. E. e THOMPSON, J. K, 1999a. Processes governing phytoplankton blooms in estuaries, I. The role of horizontal transport. *Marine Ecology Progress Series*, 187, 1–15.

Lucas, L. V.; Koseff, J. R.; Monismith, S. G.; Cloern, J. E. e Thompson, J. K., 1999b. Processes governing phytoplankton blooms in estuaries, II. The role of horizontal transport. *Marine Ecology Progress Series*, 187, 17–30.

MALMGREN-HANSEN, A. e HANNE, K. B., 1992. Modelling river water quality and impact from sewers overflows. In R. A. Falconer, Eds., Water Quality Modelling, pp. 69-80. Vermont, U.S.A: Ashgate.

MALMGREN-HANSEN, A.; MORTENSEN, P. e MØLLER, B., 1984. Modelling of oxygen depletion in coastal waters. *Water Science and Technology*, 17, pp. 967–978.

MANSO, M.D.,DIAS, J.M., MACEDO, F., 1996. Aplicación de un modelo de cadenas de Markov de primero y Segundo orden. *Avances en Geofísica y Geodesia*, 1(1), 151-157.

MAY, C.L.; KOSEFF, J.R.; LUCAS, L.V.; CLOERN, J.E. e SCHOELLHAMER, D.H., 2003. Effects of spatial and temporal variability of turbidity on phytoplankton blooms. *Marine Ecology Progress Series* 254, 111–128.

MIKE3, 2005a. Flow Model, Hydrodynamic and Transport Module, DHI Water & Environment Denmark, pp 42.

MIKE3, 2005b. Water Quality Model, A scientific Description, DHI Water & Environment. Denmark, pp 36.

MIKE3, 2005c. Eutrophication Model, A scientific Description, DHI Water & Environment. Denmark, pp 36.

MONTANI, S.; MAGNI, P.; SHIMAMOTO, M.; ABE, N. e OKUTANI, K., 1998. The effect of a tidal cycle on the dynamic of nutrients in a tidal estuary in the Seto Inland Sea, Japan *Journal of Oceanography*, 54, 65 –76.

MORSE, J.W. e ELDRIDGE, P.M., 2007. A non-steady-state diagenetic model for changes in sediment biogeochemistry in response to seasonally hypoxic/anoxia conditions in the "dead zone" of the Louisiana Shelf. *Marine Chemistry*, 106, 239-255.

PAERL, H.W.; PINCKNEY, J.L.; FEAR, J.M. e PEIERLS, B.L., 1998. Ecosystem responses to internal and watershed organic matter loading: Consequences for hypoxia in the eutrophying Neuse River estuary, North Carolina, U.S.A. *Marine Ecology Progress Series*, 166, 17-25.

PINCKNEY, J.L.; MILLIE, D.F.; VINYARD, B.T. e PAERL, H.W., 1997. Environmental controls of phytoplankton bloom dynamics in the Neuse River estuary, North Carolina. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 2491-2501.

PINCKNEY, J.L.; PAERL, H.W.; HARRINGTON, M.B. e HOWE, K.E., 1998. Annual cycles of phytoplankton community structure and bloom dynamics in the Neuse River Estuary, North Carolina. *Marine Biology*, 131, 371-381.

PINCKNEY, J.L.; PAERL, H.W.; PATRICIA, T. e TAMMI, L.R., 2001. The Role of Nutrient Loading and Eutrophication in Estuarine Ecology, *Environmental Health Perspectives*, 109, 5, 699-701.

PLUS, M.; CHAPELLE, A.; LAZURE, P.; AUBY, I.; LEVASSEUR, G.; VERLAQUE, M.; BELSHER, T.; DESLOUS-PAOLI; J.-M.,

ZALDIVAR; J.-M. e MURRAY, C. N., 2003. Modelling of oxygen and nitrogen cycling as a function of macrophyte community

in the Thau lagoon. *Continental Shelf Research*, 23, 1877-1898.

PORTNOY, J.W., 1991.Summer oxygen depletion in a diked New England estuary. *Estuaries*, 14 (2), 122 -129.

RADWAN, M.; WILLEMS, P.; EL-SADEK, A. e BERLAMONT, J., 2003. Modelling of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand in river water using a detailed and a simplified model. *International Journal of River Basin Management*, 1 (2), 97-103.

RENAUD, M., 1986. Hypoxia in Louisiana coastal waters during1983: Implications for fisheries. *Fishery Bulletin*, 84, 19-26.

ROELKE, D.L., 2000. Copepod food-quality threshold as a mechanism influencing phytoplankton succession and accumulation of biomass, and secondary productivity: a modeling study with management implications. *Ecological Modeling*, 134, 245-274.

ROELKE, D.L. e BUYUKATES, Y., 2001. The diversity of harmful algal bloom-triggering mechanisms and the complexity of bloom initiation. *Human and Ecological Risk Assessment* 7, 1347–1362.

SILVA, J.F., 1994. Circulação da Água na Ria de Aveiro: Contribuição para o Estudo da Qualidade da Água. Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro.

SILVA, J. F.; DUCK, R.W., HOPKINS, T.S.; RODRIGUES, M., 2002. Evaluation of the nutrient inputs to a coastal lagoon: the case of the Ria de Aveiro, Portugal.*Hydrobiologia*, 475/476: 379-385.

SMAYDA, T.J., 1970. The suspension and sinking of phytoplankton in the sea. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 8, 357-414,

TETT, P., A. EDWARDS AND K. JONES, 1986. A model for the growth of shelf-sea phytoplankton in summer. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 23, 641-672.

TETT, P.; GILPIN, L.; SVENDSEN, H.; ERLANDSSON, C.P.; LARSSON, U.; KRATZER, S.; FOUILLAND, E.,; JANZEN, C.; LEE, J.; GRENZ, C.; NEWTON, A.; FERREIRA, J.G.; FERNANDES, T. e SCORY, S., 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research* 23, 1635-1671.

TUCHKOVENKO Y. S. e LONIN S. A., 2003. Mathematical model of the oxygen regime of Cartagena Bay. *Ecological Modelling* 165, 91-106.

TURNER, R.E.; RABALAIS, N.N.; SWENSON, E.M.; KASPRZAK, M. e ROMAIRE, T., 2005. Summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico and its prediction from 1978 to 1995. *Marine Environmental Research*, 59, 65 -77.

Uncles, R.J.; Joint, I. e Stephens, J.A., 1998. Transport and retention of suspended particulate matter and bacteria in the Humber-Ouse Estuary, United Kingdom, and their relationship to hypoxia and anoxia. *Estuaries* 21 (4A), 597-612.

VAZ N.; DIAS J.M. e MARTINS I., 2005. Dynamics of a temperate fluvial estuary in early winter. *Global NEST Journal*, Vol 7, No 3, pp 237-243.

Zheng L.; Chen C. e *Zhang F. Y.*, 2004. Development of water quality model in the Satilla River Estuary, Georgia. *Ecological Modelling*, 178, 457-482.

WILSON, J.G.; BRENNAN, M. e BRENNAN, B., 1991. Horizontal and vertical gradients in sediment nutrients on mud flats in the Shannon Estuary, Ireland. Marine and Estuarine Gradients, 1993. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27 (2-4), 173-180.

YIN, K.; ZHIFENG L. e ZHIYUAN K., 2004. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Pearl River Estuary and adjacent coastal waters. *Continental Shelf Research*, 24, 1935-1948.

.

As Jornadas da Ria de Aveiro 2011, organizadas pelo CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar da Universidade de Aveiro, tiveram como objectivo facilitar a interacção e a troca de ideias entre cientistas e decisores políticos e administrativos do território.

Pretendeu-se que as Jornadas apresentassem os principais avanços técnicos e científicos, verificados nos últimos anos, sobre o ecossistema da Ria de Aveiro e seus recursos.

Foi ainda pretensão que as Jornadas identificassem as principais lacunas no conhecimento, necessário para a implementação de políticas, planos e programas de ordenamento e de conservação da Ria de Aveiro, os quais pressupõem um forte conhecimento científico e tecnológico.

Nesse sentido as Jornadas da Ria de Aveiro 2011 foram organizadas em torno de três temas nucleares: Ciência e Tecnologia, Socioeconomia e Ordenamento e Gestão.

Vinte e seis anos após a edição das primeiras Jornadas da Ria de Aveiro, organizadas por iniciativa dos municípios, entendeu-se que, no presente contexto de ordenamento e gestão das componentes marinha e terrestre do ecossistema lagunar da Ria de Aveiro, estavam criadas as condições para a realização deste evento.

universidade de aveiro 30 anos a projectar futuros

CESAM Centre for Environmental and Marine Studies www.cesam.ua.pt

FÁBRICA CENTRO CIÊNCIA VIVA aveiro

FCT Fundação para a Ciência e a Tecnologia

Porto de AVEIRO

PORTO DA FIGUEIRA DA FOZ

APOMA Associação de Produtores de Ovos Moles de Aveiro