

# RELATÓRIO DE EXECUÇÃO MATERIAL DO PROJECTO EFICAS

## 1. INTRODUÇÃO

O projecto “Efeitos dos caudais dulçaquícolas sobre as comunidades de invertebrados macrobentónicos, na perspectiva da avaliação da qualidade ecológica dos estuários - EFICAS”, teve como instituições participantes o IMAR - Instituto do Mar e o Instituto de Oceanografia da FCUL.

A equipa que levou a cabo os trabalhos caracterizou-se pelo empenho e pluralidade, sendo constituída por investigadores pertencentes a diversas instituições nacionais (ex. Universidade de Coimbra, Universidade de Évora, Universidade do Algarve e Universidade de Lisboa).

O principal objectivo do projecto prendeu-se com a análise da influência das variações dos caudais dulçaquícolas, e de fenómenos climáticos extremos em particular (cheias e secas), nas comunidades bentónicas estuarinas, considerando diferentes tipos de habitat e níveis de perturbação de origem antrópica. Por esse motivo, o estudo teve como abrangência espacial os estuários do Mondego e do Mira, uma vez que o primeiro se encontra muito mais intervencionado pelo Homem do que o segundo, tendo este último características biogeográficas com maior influência subtropical. Paralelamente, a comparação dos dados referentes aos braços Norte e Sul do estuário do Mondego permitiu analisar variações relacionadas com diferentes regimes de caudal de água doce num mesmo sistema salobro.

No âmbito do presente projecto estava prevista a realização de um conjunto de cinco tarefas distintas:

- 1 – Compilação de dados ambientais e biológicos já existentes;
- 2 – Desenvolvimento de uma base de dados em SIG;
- 3 – Recolha de novos dados ambientais e biológicos;
- 4 – Experiências em mesocosmos;
- 5 – Integração dos dados.

No final do período de vigência do EFICAS, reportamos que foram completados os trabalhos referentes a todas as tarefas. Assim, a compilação dos elementos pré-existentes e a recolha de novas amostras em meio natural permitiu o desenvolvimento da base de dados em suporte SIG com este conjunto de informações. Os dados obtidos em meio natural foram complementados pelas experiências em mesocosmos.

Estamos em crer que a integração de todos os estudos efectuados no âmbito deste projecto deu um importante contributo para o aperfeiçoamento do desenho experimental de programas de monitorização de comunidades de macroinvertebrados bentónicos e para a classificação do estado ecológico das massas de água de transição, no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água (EC, 2000). Para além disso, os resultados obtidos conferem conhecimentos adicionais para a compreensão da ecologia de algumas



espécies estuarinas e a importância funcional das comunidades bentónicas no ecossistema estuarino. A análise detalhada dos resultados permitiu ainda seleccionar espécies representativas da zona mais a montante dos estuários e construir modelos ecológicos com o intuito de simular a variação da densidade das espécies ao longo do tempo e tentar prever qual o efeito de eventos extremos (cheia intensa ou seca prolongada) nas suas populações.

No final do relatório é ainda apresentada a listagem dos indicadores de execução física do projecto, bem como uma súmula conclusiva dos trabalhos efectuados e alguns desafios científicos a ter em conta em próximas oportunidades de investigação conjunta.



## 2. TAREFAS

### 2.1. Compilação de dados

#### 2.1.1. Metodologia

Segundo a proposta inicial, esta tarefa deveria decorrer durante um período de 26 meses, a contar do momento de início do projecto. Tendo a sua execução começado de acordo com o estipulado previamente, foi cumprida com sucesso dentro dos prazos estabelecidos.

No último ano de execução do projecto foi efectuada uma actualização das listas bibliográficas, de modo a incluir as publicações mais recentes.

A informação disponibilizada no presente documento inclui toda a bibliografia relevante para a realização do projecto e as séries temporais de dados ambientais e biológicos essenciais para a execução do mesmo. São assim apresentadas cinco listas distintas. As duas primeiras encerram toda a bibliografia sobre os estuários do Mondego e do Mira. A terceira engloba a bibliografia disponível sobre a influência de caudais, descargas de água doce e eventos extremos nas comunidades bentónicas estuarinas. Finalmente, nas duas últimas listas são caracterizadas as séries de parâmetros ambientais e biológicos recolhidos em outros estudos para os estuários do Mondego e do Mira, respectivamente, as quais se revelaram determinantes para a execução do projecto.

#### 2.1.2. Resultados

##### BIBLIOGRAFIA SOBRE O ESTUÁRIO DO MONDEGO

Almeida, P.R., B.R. Quintella & N.M. Dias. 2002. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). *Hydrobiologia*, **483**: 1-8.

Alves, A. 2008. *Spatial distribution of the subtidal meiofauna communities along a salinity gradient in two southern European estuaries*. MSc. Thesis, University of Évora, Évora, Portugal.

Anastácio, P.M. & J.C. Marques. 1996. Crayfish (*Procambarus clarkii*) effects on initial stages of rice growth in the Lower Mondego river valley (Portugal). Proceedings of the International Association of Astacology 11<sup>th</sup> Symposium, *Freshwater Crayfish*, **11**: 608-617.

Anastácio, P.M. & J.C. Marques. 1998. Crayfish (*Procambarus clarkii*) condition throughout the year in the Lower Mondego River valley, Portugal. *Crustaceana*, **71**: 593-602.

Anastácio, P.M., A.F. Frias & J.C. Marques. 1999. CRISP (Crayfish and Rice Integrated System of Production): 1. Modelling rice (*Oryza sativa*) growth and production. *Ecological Modelling*, **123**: 17-28.

Anastácio, P.M., S.N. Nielsen, A.F. Frias & J.C. Marques. 1999. CRISP (Crayfish and Rice Integrated System of Production): 4. Modelling water, algae and oxygen dynamics. *Ecological Modelling*, **123**: 29-40.



- Anastácio, P.M., S.N. Nielsen & J.C. Marques. 1999. CRISP (Crayfish and Rice Integrated System of Production): 2. Modelling crayfish (*Procambarus clarkii*) population dynamics. *Ecological Modelling*, **123**: 5-16.
- Anastácio, P.M., A.F. Frias & J.C. Marques. 2000. Impact of crayfish densities on wet seeded rice and the inefficiency of a non ionic surfactant as an ecotechnological solution. *Ecological Engineering*, **15**: 17-25.
- Anastácio, P.M. & J.C. Marques, 2002. Crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) in the lower Mondego river valley. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 347-362. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Anónimo. 1995/96. *Recursos hídricos de Portugal continental e sua utilização*. 2 vols. Instituto da Água, Lisboa, Portugal.
- Anónimo. 1997. *Aproveitamento hidráulico do Mondego. Situação actual, perspectivas futuras, reabilitação ambiental*. Direcção Regional do Ambiente do Centro, Coimbra, Portugal.
- Azeiteiro, U.M. 1999. *Ecologia pelágica do Braço Sul do estuário do rio Mondego*. Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Azeiteiro, U.M., L. Jesus & J.C. Marques. 1999. Distribution, population dynamics and production of the suprabenthic mysid *Mesopodopsis slabberi* Van Beneden in the Mondego estuary (Western coast of Portugal). *Journal of Crustacean Biology*, **19**: 498-509.
- Azeiteiro, U.M. & J.C. Marques. 1999. Temporal and spatial structure in the suprabenthic community of a shallow estuary (Western Portugal: Mondego estuary). *Acta Oecologica*, **20**: 333-342.
- Azeiteiro, U.M., J.C. Marques & P. Ré. 1999. Zooplankton annual cycle in the Mondego River estuary (Portugal). *Arquivos do Museu Bocage* (nova sér.), **3**: 239-264.
- Azeiteiro, U.M., L. Jesus, J.C. Fonseca & J.C. Marques. 2000. Variação temporal da composição bioquímica de *Mesopodopsis slabberi* (van Beneden) no estuário do Mondego (Portugal). In: A. da Costa Duarte, C. Vale & R. Prego. (eds.). *Estudos de Biogeoquímica na Zona Costeira Ibérica*: 99-115. Publicações da Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Azeiteiro, U.M. & J.C. Marques. 2000. Variação espaço-temporal dos parâmetros ambientais (condições físico-químicas da água e nutrientes) no estuário do Mondego (Costa Ocidental de Portugal). In: A. da Costa Duarte, C. Vale & R. Prego (eds.). *Estudos de Biogeoquímica na Zona Costeira Ibérica*: 301-316, Publicações da Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Azeiteiro, U.M., P. Bacelar-Nicolau & J.C. Marques. 2002. Estado trófico pelágico do braço sul do estuário do Mondego. In: R. Prego, A. da Costa Duarte, A. Panteleitchouk & T.R. Santos (eds.). *Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica*: 165-177. Instituto Piaget, Lisboa, Portugal.
- Azeiteiro, U.M., J.C. Fonseca & J.C. Marques. 2002. Biometry, estimates of production, and seasonal variation in the biochemical composition of *Mesopodopsis slabberi* (Van Beneden) (Crustacea: Mysidacea). *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, **17**: 15-25.



- Azeiteiro, U.M., J.C. Fonseca & J.C. Marques. 2002. The suprabenthic mysid *Mesopodopsis slabberi* (van Beneden) in the Mondego estuary. *In*: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 473-492. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Azeiteiro, U.M., P. Ré & J.C. Marques. 2002. On the structure of the benthic-pelagic fauna from the Mondego estuary southern arm. *In*: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 151-168. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Azeiteiro, U.M., S.C. Marques, L. Vieira, R. Pastorinho, P. Ré, M.J. Pereira & F. Morgado. 2005. Dynamics of the *Acartia* genus (Calanoida: Copepoda) in a temperate shallow estuary (The Mondego Estuary) on the Western Coast of Portugal. *Acta Adriática-International Journal of Marine Sciences*, **46**: 7-20.
- Bacelar-Nicolau, P., L.B. Nicolau, J.C. Marques, F. Morgado & U.M. Azeiteiro. 2003. Bacterioplankton dynamics in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica*, **24**: S67-S75.
- Baeta, A. 2005. *Biologia, dinâmica populacional e ecologia alimentar de Carcinus maenas no estuário do Mondego*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Baeta, A., H. Cabral, J.M. Neto, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2005. Biology, population dynamics, and secondary production of the green crab *Carcinus maenas* (L.). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **65**: 43-52.
- Baeta, A., H.N. Cabral, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2006. Feeding ecology of the green crab *Carcinus maenas* (L., 1758) in a temperate estuary, Portugal. *Crustaceana*, **79**: 1181-1193.
- Baptista, A.I., D.N. Duarte, F.J. Santos, J.C. Marques & L.M. Lourenço. 1995. *Estudo da vulnerabilidade da capacidade de recepção das águas e zonas costeiras em Portugal (Estuário do Mondego)*. Relatório não publicado, Instituto do Mar, Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Bettencourt, A., S.B. Bricker, J.G. Ferreira, A. Franco, J.C. Marques, J.J. Melo, A. Nobre, L. Ramos, C.S. Reis, F. Salas, M.C. Silva, T. Simas & W. Wolff. 2004. *Typology and reference conditions for Portuguese transitional and coastal waters. Development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive*. Unpublished report, Instituto do Mar and Instituto da Água, Portugal.
- Cabral, H.N., R. Vasconcelos, C. Vinagre, S. França, V. Fonseca, A. Maia, P. Reis-Santos, M. Lopes, M. Ruano, J. Campos, V. Freitas, P.T. Santos & M.J. Costa. 2007. Relative importance of estuarine flatfish nurseries along the Portuguese coast. *Journal of Sea Research*, **57**: 209-217.
- Cabral, J.A. 1995. *Impacto da eutrofização na distribuição e eficiência alimentar das aves limícolas no estuário do Mondego (Portugal)*. *Estudo preliminar*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Cabral, J.A. 1999. *Risk assessment for a non-target species, mosquitofish (Gambusia holbrooki), of an alternative ecotechnological approach to control crayfish infestation in rice fields*. Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.



- Cabral, J.A., P.M. Anastácio, R. Carvalho & J.C. Marques. 1996. A non harmful chemical method of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) population control and non target organisms problematics in the Lower Mondego river valley, Portugal. Proceedings of the International Association of Astacology 11<sup>th</sup> Symposium, *Freshwater Crayfish*, **11**: 286-296.
- Cabral, J.A. & T. Murias. 1996. Macroalgae blooms and macrohabitat selection by waders: a study in the Mondego estuary (Western Portugal). *Airo*, **7**: 1-6.
- Cabral, J.A., C.L. Mieiro J.C. & Marques. 1998. Environmental and biological factors influence the relationship between a predator fish, *Gambusia holbrooki*, and its main prey in rice fields of the Lower Mondego River Valley (Portugal). *Hydrobiologia*, **382**: 41-51.
- Cabral, J.A. & J.C. Marques. 1999. Life history, population dynamics and production of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae), in rice fields of the Lower Mondego River Valley, West Portugal. *Acta Oecologica*, **20**: 607-620.
- Cabral, J.A., M.A. Pardal, R.J. Lopes, T. Múrias, & J.C. Marques. 1999. The impact of macroalgal blooms on the use of the intertidal area and feeding behaviour of waders (Charadrii) in the Mondego estuary (West Portugal). *Acta Oecologica*, **20**: 417-428.
- Cabral J.A., J.C. Marques & S.N. Nielsen. 2001. Modeling mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) responses to *Genapol OXD-080*, a non-ionic surfactant, in rice fields. *Ecological Engineering*, **16**: 537-544.
- Cabral, J.A., C.L. Mieiro & J.C. Marques. 2002. Role assessment of an exotic fish in rice fields of the lower Mondego River Valley: Life history, population dynamics, production and diet of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae). In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 363 -380. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Calha, I.M., M.D. Osuna, C. Serra, I. Moreira, R. de Prado & F. Rocha. 2007. Mechanism of resistance to bensulfuron-methyl in *Alisma plantago-aquatica* biotypes from Portuguese rice paddy fields. *Weed Research*, **47**: 231-240.
- Cardoso, P.G. 2001. *Impacto da eutrofização na dinâmica populacional e produção de Hydrobia ulvae no estuário do Mondego*. Tese de Mestrado da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Portugal.
- Cardoso, P.G., 2005. *Impacto das actividades humanas na qualidade ambiental do estuário do Mondego. Dinâmica a longo prazo das comunidades macrobentónicas intertidais*. Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra, Portugal.
- Cardoso, P.G., A.I. Lillebø, M.A. Pardal, S.M. Ferreira & J.C. Marques. 2002. The effect of different primary producers on *Hydrobia ulvae* population dynamics: a case study in a temperate intertidal estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **277**: 173-195.
- Cardoso, P.G., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, S.M. Ferreira, D.G. Raffaelli & J.C. Marques. 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **302**: 233-248.



- Cardoso, P.G., M.A. Pardal, D.G. Raffaelli, A. Baeta & J.C. Marques. 2004. Macroinvertebrate response to different species of macroalgal mats and the role of disturbance history. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **308**: 207-220.
- Cardoso, P.G., A. Brandão, M.A. Pardal, D. Raffaelli & J.C. Marques. 2005. The resilience of *Hydrobia ulvae* populations to anthropogenic and natural disturbances. *Marine Ecology Progress Series*, **289**: 211-219.
- Cardoso, P.G., M. Bankovic, D. Raffaelli & M.A. Pardal. 2007. Polychaete assemblages as indicators of habitat recovery in a temperate estuary under eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **71**: 301-308.
- Cardoso, P.G., D. Raffaelli & M.A. Pardal. 2007. Seagrass beds and intertidal invertebrates: an experimental test of the role of habitat structure. *Hydrobiologia*, **575**: 221-230.
- Cardoso, P.G., A.I. Lillebø, C.B. Lopes, E. Pereira, A.C. Duarte & M.A. Pardal. 2008. Influence of bioturbation by *Hediste diversicolor* on mercury fluxes from estuarine sediments: A mesocosms laboratory experiment. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 325-334.
- Cardoso P.G., D. Raffaelli, A.I. Lillebø, T. Verdelhos & M.A. Pardal. 2008. The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**: 553-565.
- Cardoso, P.G., D. Raffaelli & M.A. Pardal. 2008. The impact of extreme weather events on the seagrass *Zostera noltii* and related *Hydrobia ulvae* population. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 483-492.
- Carvalho, A. 1992. Património natural do Baixo Mondego: situação e perspectiva.. In: *I Congresso do Baixo Mondego "Baixo Mondego, Região e Património"*: 123-127. Comissão de Coordenação da Região Centro, Coimbra, Portugal.
- Carvalho, C.R. 2002. *GIS and water resources planning - Case study from the Mondego Drainage Basin*. M.Sc. Thesis, Faculty of Sciences and Technology of University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Carvalho, L.M. 2003. *Estudo de um ecossistema estuarino: a diversidade ao longo de um gradiente de salinidade*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Carvalho, L.V., J.L. Duarte & M.A. Pardal. 2004. Um projecto de Educação Ambiental no estuário do Mondego. *VI Congresso Nacional da APPBG*, Tomar: 58-64.
- Carvalho, L.V., J.L. Duarte & M.A. Pardal. 2005. O estuário do Mondego: um contributo para a educação ambiental. In: R. Pereira, U. Azeiteiro, M. Pereira & F.J. Gonçalves (eds.). *Actividades científicas no âmbito da Educação Ambiental*. Editora do Instituto Piaget, Lisboa, Portugal.
- Castro, P., 2000. *Senescência, decomposição e nutrição azotada em Spartina maritima no estuário do rio Mondego*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Castro, P. 2005. *Assessing key-habitat loss due to eutrophication in the Mondego and Mira estuaries*. Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.





- Castro, P. & H. Freitas. 2000. Fungal activity, senescence and decomposition in *Spartina maritima* in the Mondego salt marsh (Portugal). *Hydrobiologia*, **428**: 171-177.
- Castro, P. & H. Freitas. 2002. Nitrogen dynamics in the Mondego estuary: leaf senescence and N mobilisation in *Spartina maritima*. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin*. Global importance of local experience: 313-324. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Castro, P., I. Valiela & H. Freitas. 2007. The use of sedimentary %C, %N,  $\delta^{15}\text{N}$ , and Pb concentrations to assess historical changes in anthropogenic influence on Portuguese estuaries. *Environmental Pollution*, **147**: 706-712.
- Chainho, P. 2008. Contribution to the development of biotic integrity assessment tools for Portuguese estuaries based on benthic communities. Ph.D. Thesis, University of Lisbon, Lisbon, Portugal.
- Chainho, P., J.L. Costa, M.L. Chaves, M.F. Lane, D.M. Dauer & M.J. Costa. 2006. Seasonal and spatial patterns of distribution of subtidal benthic invertebrate communities in the Mondego River, Portugal – a poikilohaline estuary. *Hydrobiologia*, **555**: 59-74.
- Chainho, P., J.L. Costa, M.L. Chaves, D.M. Dauer & M.J. Costa. 2007. The influence of seasonal variations in benthic communities on the use of biotic indices to assess the ecological status of poikilohaline estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 1586–1597.
- Chainho, P., M.F. Lane, M.L. Chaves, J.L. Costa, M.J. Costa, & D.M. Dauer. 2007. Taxonomic sufficiency as a useful tool for typology in a poikilohaline estuary. *Hydrobiologia*, **587**: 63-78.
- Chainho, P., M.L. Chaves, J.L. Costa, M.J. Costa & D.M. Dauer. 2008. Use of multimetric indices to classify estuaries with different hydromorphological characteristics and different levels of human pressure. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 1128-1137.
- Chaves, M.L. *In press*. *Spatio-temporal dynamics of undisturbed macroinvertebrate communities in the Mondego River basin. Contribution to the ecological assessment of streams*. Ph.D. Thesis, University of Lisbon, Lisbon, Portugal.
- Chaves, M.L., P.M. Chainho, J.L. Costa, N. Prat & M.J. Costa. 2005. Regional and local environmental factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Mondego River Basin, Portugal. *Archives für Hydrobiologie*, **163**: 497-523.
- Chaves, M.L., J.L. Costa, P. Chainho, M.J. Costa & N. Prat. 2006. Selection and validation of reference sites in small river basins. *Hydrobiologia*, **573**: 133-154.
- Coelho, J.P. 2004. *Phosphorous speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes*. M.Sc. Thesis, Faculty of Sciences and Technology of University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Coelho, J.P., M.R. Flindt, H.S. Jensen, A.I. Lillebø & M.A. Pardal, 2004. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **61**: 583-590.
- Coelho, J.P., M. Rosa, E. Pereira, A. Duarte & M.A. Pardal. 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.





- Costa, M.J., J.L. Costa, M.L. Chaves & P.M. Chainho. 2004. *Bases metodológicas para a análise da qualidade ecológica da água em rios e estuários portugueses*. QUERE. Relatório não publicado, Instituto de Oceanografia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Cristo, F.P. 1998. Águas subterrâneas no Baixo Mondego. *Sociedade e Território*, **27**: 36-46.
- Cunha, P.P., D.N. Duarte, R.P. Reis & J. Dinis. 1994. Contribution to the Impact of the recent anthropic modifications on the sedimentary sub-environments of the Mondego estuary (Portugal) - A research project. In: *ECSA XXIV Symposium "Northern and Southern Estuaries and Coastal Areas"*: 104. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Cunha, P.P. & J. Dinis. 2002. Sedimentary dynamics of the Mondego estuary. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego River basin. Global importance of local experience*: 43-62. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- de Paz, L., J. Patrício, J.C. Marques, A. Borja & A. Laborda. 2008. Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: a benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 1275-1283.
- DGRN. 1988. *Aproveitamento Hidráulico do Vale do Mondego*. Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais do Ministério do Ambiente e Administração do Território, Lisboa, Portugal.
- Dinis, J. & P.P. Cunha. 1998. Impactes antrópicos recentes no sistema sedimentar do estuário do Mondego. *Sociedade e Território*, **27**: 47-59.
- Dolbeth, M.P. 2002. *The effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal community*. M.Sc. Thesis, Faculty of Sciences and Technology of University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Dolbeth, M.P. 2008. *Efeito da eutrofização na produção secundária do estuário do Mondego: do macrobentos à ictiofauna*. Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra, Portugal.
- Dolbeth, M., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, U.M. Azeiteiro & J.C. Marques. 2003. Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology*, **143**: 1229-1238.
- Dolbeth M., A.I. Lillebø,, P. Cardoso, S. Ferreira & M.A. Pardal. 2005. Annual production of estuarine fauna in different environmental conditions: An evaluation of the estimation methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **326**: 115-127.
- Dolbeth, M., P.G. Cardoso, S.M. Ferreira, T. Verdelhos, D. Raffaelli & M.A. Pardal. 2007. Anthropogenic and natural disturbance effects on a macrobenthic estuarine community over a 10-year period. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 576-585.
- Dolbeth, M., Ó. Ferreira, H.L. Teixeira, J.C. Marques, J.A. Dias & M.A. Pardal. 2007. The influence of hydrodynamics and morphodynamics on a marine macrobenthic community. *Marine Ecology Progress Series*, **352**: 113-124.
- Dolbeth, M., F. Martinho, R. Leitão, H. Cabral & M.A. Pardal. 2007. Strategies of *Pomatoschistus minutus* and *Pomatoschistus microps* to cope with environmental instability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **74**: 263-273.



- Dolbeth, M., F. Martinho, I. Viegas, H. Cabral & M.A. Pardal. 2008. Estuarine production of resident and nursery fish species: Conditioning by drought events? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **78**: 51-60.
- Domingos, I. 1992. Fluctuation of glass eel migration in the Mondego estuary (Portugal) in 1988 and 1989. *Irish Fisheries Investigations* (ser. A), **36**: 1-4.
- Domingos, I. 2002. Glass eel migration and fisheries in the Mondego estuary. Future perspectives. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego River basin. Global importance of local experience*: 493-503. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Domingos, I. 2003. *A enguia europeia, Anguilla anguilla (L. 1758), na bacia hidrográfica do Rio Mondego*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Domingos, I., P. Chainho, J.L. Costa, P.R. Almeida & M.J. Costa. 2002. Factors affecting the distribution of fish communities in the river Mondego and main tributaries. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A. Graça. *Aquatic Ecology of the Mondego River Basin - Global Importance of Local Experience*: 125-134. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Domingos, I., J.L. Costa & M.J. Costa. 2006. Factors determining length distribution and abundance of the European eel, *Anguilla anguilla*, in the River Mondego (Portugal). *Freshwater Biology*, **51**: 2265-2281.
- Duarte, A.S., J.L. Pinho, M.A. Pardal, J.P. Vieira & F.S. Santos. 2001. Effect of residence times on river Mondego estuary eutrophication vulnerability. *Water Science and Technology*, **44**: 329-336.
- Duarte, A.S., J.L. Pinho, M.A. Pardal, J.M. Neto, J.P. Vieira & F.S. Santos. 2002. Hydrodynamic modelling for Mondego estuary water quality management. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 13-28. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Duarte, D.N. 1994. Sediment and hydrodynamic approach of the Mondego estuary. In: *ECSCA XXIV Symposium "Northern and Southern Estuaries and Coastal Areas"*: 72. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Duarte, D.N. & R.P. Reis. 1994. Impact on sedimentary dynamic of the Mondego estuary of regularization works on the North Channel. In: *ECSCA XXIV Symposium "Northern and Southern Estuaries and Coastal Areas"*: 73. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Farinha, J.C. & A. Trindade. 1994. *Contribuição para o inventário e caracterização de zonas húmidas em Portugal continental*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Feio, M.J., 2004. *Macroinvertebrates in the Mondego River Basin Bioassessment*. Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Feio, M.J., V-L. Rufino, V. Ferreira & M.A.S. Graça. 2005. The role of the environment in the distribution and composition of Trichoptera assemblages in streams. *Archiv für Hydrobiologie*, **164**: 493-512.
- Feio, M.J., T.B. Reynoldson & M.A.S. Graça. 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**: 367-376.



- Feio, M.J., T.B. Reynoldson & M.A.S. Graça. 2006. Effect of seasonal and inter-annual changes in the predictions of the Mondego river model at three taxonomic levels. *International Review of Hydrobiology*, **91**: 509–520.
- Ferreira, J.G., A.M. Nobre, T.C. Simas, M.C. Silva, A. Newton, S.B. Bricker, W.J. Wolff, P.E. Stacey & A. Sequeira. 2006. A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries – Application to the transitional systems of the EU Water Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **66**: 468-482.
- Ferreira, J.G., P.F. Abreu, A. Bettencourt, S.B. Bricker, J.C. Marques, J.J. Melo, A. Newton, A. Nobre, J. Patrício, F. Rocha, R. Rodrigues, F. Salas, M.C. Silva, T. Silva, C.V. Soares, P.E. Stacey, C. Vale, M. De Wit & W. J. Wolff. 2005. *Monitoring plan for water quality ecology of Portuguese transitional and coastal waters. Development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive*. IMAR & INAG, Lisbon.
- Ferreira, J.G. & T.C. Simas. 2007. Mondego River, Portugal: seasonal macroalgae blooms lead to seagrass loss. In: S. Bricker, B. Longstaff, W. Dennison, A. Jones, K. Boicourt, C. Wicks & J. Woerner.. *Effects of Nutrient Enrichment In the Nation's Estuaries: A Decade of Change*: 127-130. National Center for Coastal Ocean Science, Silver Spring, USA.
- Ferreira, S.M. 2001. *Impacto da eutrofização em Cyathura carinata (Isopoda) no estuário do Mondego*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Ferreira, S.M. 2005. *Impacto da eutrofização no parasitismo por tremátodes nas aves limícolas e nos macroinvertebrados intertidais*. Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra, Portugal.
- Ferreira, S.M., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, P.G. Cardoso & J.C. Marques. 2004. Population dynamics of *Cyathura carinata* (Isopoda) in a eutrophic temperate estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **61**: 669-677.
- Ferreira, S.M., K.T. Jensen, P.A. Martins, S.F. Sousa, J.C. Marques & M.A. Pardal 2005. Impact of microphallid trematodes on the survivorship, growth and reproduction of an isopod (*Cyathura carinata*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **318**: 191-199.
- Ferreira, S.M., A. Brandão, A. Baeta, J.M. Neto, A.I. Lillebø, K.T. Jensen & M.A. Pardal. 2007. Effects of restoration management on the estuarine isopod *Cyathura carinata*: mediation by trematodes and habitat change. *Marine Biology*, **151**: 109-118.
- Ferreira, V., M.J. Feio, C. Mieiro & M.A.S. Graça. 2004. Water quality in the Mondego river basin: pollution and habitat heterogeneity. *Limnetica*, **23**: 295-306.
- Flindt, M.R., L. Kamp-Nielsen, J.C. Marques, M.A. Pardal, M. Bocci, G. Bendoricchio, J. Salomonsen, S.N. Nielsen & S.E. Jørgensen. 1997. Description of the three shallow estuaries: Mondego river (Portugal), Roskilde Fjord (Denmark) and the lagoon of Venice (Italy). *Ecological Modelling*, **102**: 17-31.
- Flindt M.R., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, I. Martins & J.C. Marques. 1999. Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries. *Acta Oecologica*, **20**: 237-248.
- Flindt, M.R., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, I. Martins, J.M. Oliveira, 2002. Nutrient dynamics in the intertidal pools of the Mondego estuary. I - Nutrients sources, sediment profiles, mineralisation and adsorption dynamics. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river*



basin. *Global importance of local experience*: 243-256. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.

- Fonseca, J.C., J.C. Marques, A.A. Paiva, A.M. Freitas, V.M. Madeira & S.E. Jørgensen. 2002. Applied research in the Mondego estuary- exploring the use of DNA content of organisms to estimate ecological exergy. *In*: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 565 - 576. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Fonseca, J.C., M.A. Pardal, U.M. Azeiteiro & J.C. Marques. 2002. Estimation of ecological exergy using weighing factors determined from DNA contents of organisms – a case study. *Hydrobiologia*, **475/476**: 79-90.
- Fonseca, J.R. 1998. Impactes ambientais do aproveitamento do Baixo Mondego. Recuperação ambiental da rede hidrográfica. *Sociedade e Território*, **27**: 71-77.
- Francisco, S.M., H. Cabral, M.N. Vieira & V.C. Almada. 2006. Contrasts in genetic structure and historical demography of marine and riverine populations of *Atherina* at similar geographical scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **69**: 655-661.
- Gonçalves, F. 1991. *Zooplâncton e ecologia larvar de crustáceos decápodes no estuário do rio Mondego*. Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Gonçalves, F., R. Ribeiro & A. Soares. 1995. *Rhithropanopeus harrisi* (Gould), an American crab in the estuary of the Mondego River, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, **15**: 756-762.
- Gonçalves, F., R. Ribeiro, & A.M. Soares. 2003. Comparison between two lunar situations on emission and larval transport of decapod larvae in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica*, **24**: S183-S190.
- Graça, M.A.S., N. Coimbra, M.J.D. Carvalho, R. Oliveira & M. Abelho. 2002. Freshwater macroinvertebrate communities in the Mondego river basin. *In*: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*:201-210. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Horta, M.S. 2007. *Ecologia alimentar de Carcinus maenas (L.) no estuário do Mondego*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica, Portugal.
- Jensen, K.T., S.M. Ferreira & M.A. Pardal. 2004. Trematodes in a *Cyathura carinata* population from a temperate intertidal estuary: infection patterns and impact on host. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **84**: 1151-1158.
- Jørgensen, S.E., J.C. Marques & S.N. Nielsen. 2002. Structural changes in an estuary described by models using Exergy as orientor. *Ecological Modelling*, **158**: 233-240.
- Jørgensen, S.E., F.-L. Xu, F. Salas & J.C. Marques. 2005. Application of indicators for the assessment of ecosystem health. *In*: S.E. Jørgensen, R. Costanza & X. Fu-Liu (eds.). *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health*: 5-66. CRC Press, Boca Raton, USA.



- Leitão, R. 2005. *Ecologia da ictiofauna do estuário do Mondego: variação na composição e estrutura ao longo da última década*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Leitão, R., F. Martinho, J.M. Neto, H. Cabral, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2006. Feeding ecology, growth and distribution of *Pomatoschistus microps* (Krøyer, 1838) and *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) in a temperate estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **66**: 231-239.
- Leitão, R., F. Martinho, H. Cabral, I. Jorge, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2007. The fish assemblage of the Mondego estuary: Composition, structure and trends over the past two decades. *Hydrobiologia*, **587**: 269-279.
- Leston, S., A.I. Lillebø & M.A. Pardal. 2008. The response of primary producer assemblages to mitigation measures to reduce eutrophication in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **77**: 688-696.
- Lillebø, A.I. 1996. *Estrutura populacional, dinâmica e produção de Hydrobia ulvae (Pennant) (Mollusca: Prosobranchia) ao longo de um gradiente de eutrofização no estuário do Mondego (Portugal)*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lillebø, A.I. 2000. *The effect of salt marshes plants on the nutrient dynamics in the Mondego estuary (Portugal)*. Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lillebø, A.I., M. Flindt, M.A. Pardal & J.C. Marques. 1999. The effect of macrofauna, meiofauna and microfauna on the degradation of *Spartina maritima* detritus from a salt marsh area. *Acta Oecologica*, **20**: 249-258.
- Lillebø, A.I., M.A. Pardal & J.C. Marques. 1999. Population structure, dynamics and production of *Hydrobia ulvae* (Pennant) (Mollusca: Prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica*, **20**: 289-304.
- Lillebø, A.I., M.R. Flindt, M.A. Pardal, I. Martins, J.M. Neto & J.C. Marques. 2002. Nutrient dynamics in the intertidal pools of the Mondego estuary. II – Seasonal efflux of PO<sub>4</sub>-P and NH<sub>4</sub>-N in bare bottom and vegetated pools. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 257-272. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lillebø, A.I., J.M. Neto, M.A. Pardal, M.R. Flindt, J.C. Marques. 2002. The role of *Spartina maritima* and *Scirpus maritimus* to sediment pore-water profiles, and possible implications to the Mondego estuary nutrient dynamics. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 325-338. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lillebø, A.I., M.A. Pardal, P. Cardoso, J.C. Marques. 2002. The effect of primary producers dynamics (macrophytes and macroalgae) on *Hydrobia ulvae* population dynamics, life cycle and production, in the south arm of the Mondego estuary. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 435-456. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.



- Lillebø, A.I., M.A. Pardal, M.R. Flindt, J.M. Neto, F. Macedo, I. Martins, J.C. Marques. 2002. Nutrient dynamics in the intertidal pools of the Mondego estuary. IV – Possible contribution to dissolved inorganic phosphate loading. *In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience: 287-300.* Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lillebø, A.I., M.A. Pardal, J.M. Neto & J.C. Marques. 2003. Salinity as the major factor affecting *Scirpus maritimus* annual dynamics. Evidence from field data and greenhouse experiment. *Aquatic Botany*, **77**: 111-120.
- Lillebø, A.I., J.M. Neto, M.R. Flindt, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2004. Phosphorous dynamics in a temperate intertidal estuary: contribution to management of coastal areas. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **61**: 101-109.
- Lillebo, A.I., J.M. Neto, I. Martins, T. Verdelhos, S. Leston, P.G. Cardoso, S.M. Ferreira, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2005. Management of a shallow temperate estuary to control eutrophication: the effect of hydrodynamics on the system nutrient loading. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **65**: 697-707.
- Lillebø, A.I., M.R. Flindt, M.A. Pardal & J.C. Marques. 2006. The effect of *Zostera noltii*, *Spartina maritima* and *Scirpus maritimus* on sediment pore-water profiles, in a temperate intertidal estuary. *Hydrobiologia*, **555**: 175-183.
- Lillebø, A.I., M.R. Flindt, M.A. Pardal, P.G. Cardoso, S.M. Ferreira & J.C. Marques. 2007. The faunal role on the degradation of the common intertidal salt marsh plant *Scirpus maritimus*. *Hydrobiologia*, **579**: 369-378.
- Lillebø, A.I., H. Teixeira, M.A. Pardal & J.C. Marques. 2007. Applying quality status criteria to a temperate estuary before and after the mitigation measures to reduce eutrophication symptoms. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **72**: 177-187.
- Lima, J.P. & H.M. Mendes. 1998. Canais de enxugo do Baixo Mondego: estudos bio-hidráulicos. *Sociedade e Território*, **27**: 124-128.
- Lima, M.I. & J.L. Lima. 2002. Precipitation and the hydrology of the Mondego catchment: a scale-invariant study. *In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A. Graça (eds.). Aquatic ecology of the Mondego River basin. Global importance of local experience: 13-28.* Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lopes, M.F. 1995. *Influência de alguns factores abióticos na estrutura das comunidades macrobentónicas subtidais no estuário do Mondego (Portugal)*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lopes, N.L. 2000. *Estrutura trófica da comunidade macrobentónica associada ao coberto de *Fucus vesiculosus* do estuário do Mondego (Portugal)*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lopes, R.J. 1999. *Impacto das aves limícolas sobre os macroinvertebrados nas áreas intertidais do estuário do Mondego (Portugal)*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.





- Lopes, R.J., 2004. *Ecology of migrating and wintering Dunlins (Calidris alpina) using a south temperate estuary, the Mondego estuary (Portugal)*. Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lopes, R.J., M.A. Pardal & J.C. Marques. 2000. Impact of macroalgal blooms and water predation on intertidal macroinvertebrates: experimental evidence from the Mondego estuary, Portugal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **249**: 165-179.
- Lopes, R.J., J.A. Cabral, T. Múrias, C. Pacheco & J.C. Marques. 2002. Status and habitat use of waders in the Mondego estuary. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 219-230. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Lopes, R.J., T. Múrias, J.A. Cabral & J.C. Marques. 2005. A ten year study of variation, trends and seasonality of shorebird community in the Mondego estuary, Portugal. *Waterbirds*, **28**: 8-18.
- Lopes, R.J., J.C. Marques & L. Wenerberg. 2006. Migratory connectivity and temporal aggregation of Dunlin (*Calidris alpina*) in Portugal – evidence from morphology, ringing recoveries and mtDNA. *Journal of Ornithology*, **147**: 385-394.
- Lopes, R.J., M.A. Pardal, T. Múrias, J.A. Cabral & J.C. Marques. 2006. Influence of macroalgal mats on abundance and distribution of Dunlin *Calidris alpina* in estuaries: a long term approach. *Marine Ecology Progress Series*, **323**: 10-20.
- Loureiro, J.J., M.C. Almeida, M.L. Machado & E. Teixeira. 1986. Bacia hidrográfica do rio Mondego. In: Divisão de Hidrometria (ed.). *Monografias hidrológicas dos principais cursos de água de Portugal continental*: 240-278. Direcção-Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa, Portugal.
- Maranhão, P., 2002. *Resposta ecofisiológica de Echinogammarus marinus (Amphipoda, Gammaridae) a variações ambientais. Desenvolvimento de um modelo de dinâmica populacional*. Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Maranhão, P., J.C. Marques & V.M.C. Madeira. 1999. Zinc and Cadmium concentrations in soft tissues of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) after exposure to a range of dissolved Zinc and Cadmium concentrations: Implications for human consumption. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **18**: 1769-1771.
- Maranhão, P., N. Bengala, M.A. Pardal & J.C. Marques. 2001. The influence of environmental factors on the biology, population dynamics and productivity of *Echinogammarus marinus* Leach (Amphipoda, Gammaridae) in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica*, **22**: 139-152.
- Maranhão, P. & J.C. Marques. 2003. The influence of temperature and salinity on the duration of embryonic development, fecundity, and growth of the amphipod *Echinogammarus marinus* Leach (Gammaridae). *Acta Oecologica*, **24**: 5-13.
- Marques, J.C. (ed.). 1999. Crayfish Rice Integrated System of Production (CRISP), *Ecological Modelling*, **123** (1). Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Marques, J.C., J. André, R. Girão, F. Gonçalves, L. Guilhermino & A. Mortágua. 1984. Estudo bionómico dos povoamentos bentónicos do estuário do Mondego (Portugal). Resultados preliminares. In: V.M.





- Marques (ed.). *Actas do IV simpósio ibérico de estudos do benthos marinho*: 147-157. Vol. I. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Marques, J.C. & A. Nogueira. 1991. Life cycle, dynamics, and production of *Echinogammarus marinus* (Leach (Amphipoda)) in the Mondego estuary (Portugal). *Oceanologica Acta*, **11**: 213–223.
- Marques, J.C., P. Maranhão & M.A. Pardal. 1993. Human impact assessment on the subtidal macrobenthic community structure in the Mondego estuary (western Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **37**: 403-419.
- Marques, J.C., L.B. Rodrigues & A.J.A. Nogueira. 1993. Intertidal macrobenthic communities structure in the Mondego estuary (Western Portugal): reference situation. *Vie et Milieu*, **43**: 177-187.
- Marques, J.C., I. Martins, C. Teles-Ferreira & S. Cruz. 1994. Population dynamics, life history, and production of *Cyathura carinata* (Krøyer) (Isopoda: Anthuridae) in the Mondego estuary, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, **14**: 258-272.
- Marques, J.C., M.A. Pardal, S.N. Nielsen & S.E. Jørgensen. 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecological Modelling*, **102**: 155-167.
- Marques, J.C., S.N. Nielsen & S.E. Jørgensen. 1998. Applying thermodynamic orientors: the use of Exergy as an indicator in environmental management. In: F. Müller & M. Leupelt (eds.). *Ecotargets, goal functions, and orientors. Theoretical concepts and interdisciplinary fundamentals for an integrated, system-based environmental management*: 481-491. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Marques, J.C., M.A. Pardal, S.N. Nielsen & S.E. Jørgensen. 1998. Thermodynamic Orientors: Exergy as a holistic ecosystem indicator: a case study. In: F. Müller & M. Leupelt (eds.). *Ecotargets, goal functions, and orientors. Theoretical concepts and interdisciplinary fundamentals for an integrated, system-based environmental management*: 87-101. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Marques, J.C., M.A. Pardal & A.I. Lillebø. 1999. Comunidades biológicas do estuário do Mondego: quinze anos de estudos. *Cadernos de Ecologia*, **2**: 46-76.
- Marques, J.C., M.A.S. Graça & M.A. Pardal. 2002. Introducing the Mondego river basin. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 7-12. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Marques, J.C. & S.E. Jørgensen, 2002. Three selected ecological observations interpreted at the light of a thermodynamic hypothesis. A contribution to a general ecological theoretical network. *Ecological Modelling*, **158**: 213-221.
- Marques, J.C., M.A. Pardal & P. Maranhão. 2002. Characterisation of macroinvertebrate benthic communities in the Mondego estuary. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 169-198. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Marques, J.C., M.A. Pardal & P. Maranhão. 2002. Characterisation of the *Echinogammarus marinus* (Leach) (Amphipoda) population in the Mondego estuary. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 399-416. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.



- Marques, J.C., M.A. Pardal, S.N. Nielsen & S.E. Jørgensen. 2002. Application of holistic ecological indicators of ecosystem's integrity: a case study in the Mondego estuary. *In*: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 551-564. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Marques, J.C., S.N. Nielsen, M.A. Pardal & S.E. Jørgensen. 2003. Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. *Ecological Modelling*, **166**: 147-168.
- Marques, J.C., A. Baeta, A.R. Trancoso, A., Marcotegui, E.T. Rodrigues, F. Martinho, F. Salas, J. Patrício, J.Alves, J.M. Neto, L. Sebastião, M. Santos, M.G. Fontes, M.J. Martins, M.A. Pardal, R. Neves, R. Deus, R. Leitão & T. Verdelhos. 2004. *Caracterização do estuário do Mondego e estabelecimento de cenários de gestão em termos da qualidade da água e da integridade do ecossistema*. Relatório não publicado, Instituto do Mar e Instituto da Água, Portugal.
- Marques, J.C., F. Salas, J.M. Patrício & M.A. Pardal. 2005. Application of ecological indicators to assess environmental quality in coastal zones and transitional waters. Two case studies. *In*: S.E. Jørgensen, R. Constanza, F.-L. Xu (eds.). *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health*: 67-104. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Marques, J.C., H. Teixeira, J. Patrício & J.M. Neto. 2005. *Avaliação do impacto das obras de interrupção da ligação entre os dois braços do estuário do Mondego na qualidade ecológica do sistema*. Propostas de solução. IMAR, Coimbra, Portugal.
- Marques, J.C., J.M. Neto, J. Patrício, R. Pinto, H.L. Teixeira & H. Veríssimo. 2006. *Estudo piloto do estuário do Mondego no âmbito da implementação do Programa Objectivos de Qualidade Ambiental Eutrofização (EcoQOs-Eutro-OSPAR). Harmonização dos critérios OSPAR com a Directiva Quadro da Água Europeia*. IMAR & INAG, Portugal.
- Marques, J.C., J.M. Neto, H. Teixeira & J. Patrício. 2006. *Preliminary assessment results regarding the effects of the re-opening of the communication between the two arms of the Mondego estuary: physico-Chemical and ecological parameters*. IMAR & INAG, Portugal.
- Marques, J.C., J.M. Neto, J. Patrício, R. Pinto, H. Teixeira, & H. Veríssimo. 2007. *Monitoring the Mondego estuary. Anthropogenic changes and their impact on ecological quality. Preliminary results from the first assessment of the effects of reopening the communication between the North and South arms on the eutrophication state of the system*. IMAR & INAG, Portugal.
- Marques, J.C., F. Salas, J. Patrício, J.M. Neto & H. Teixeira. *In press*. *A user friendly guide for using ecological indicators in coastal and estuarine environmental quality assessment*. WIT Press, Southampton, UK.
- Marques, S.C. 2004. *Zooplâncton do estuário do Mondego: dinâmica espacio-temporal e tidal dataxocenose de 335 µm*. Tese de Mestrado, Universidade de Aveiro. Aveiro, Portugal.
- Marques, S.C., U.M. Azeiteiro, J.C. Marques, J.M. Neto & M.A. Pardal. 2006. Zooplankton and ichthyoplankton community in a temperate estuary: spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Research*, **28**: 297-312.
- Marques, S.C., U.M. Azeiteiro, F. Martinho & M.A. Pardal. 2007. Climate variability and planktonic communities: The effect of an extreme event (severe drought) in a southern European estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **73**: 725-734.



- Martinho, F.M. 2005. *O estuário do Mondego como viveiro para a ictiofauna: ecologia dos juvenis de Dicentrarchus labrax, Platichthys flesus e Solea solea*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Martinho, F., R. Leitão, H. Cabral, J.M., Neto, J.C., Marques & M.A. Pardal. 2007. The use of nursery areas by juvenile fish in a temperate estuary, Portugal. *Hydrobiologia*, **587**: 281-290.
- Martinho, F., R. Leitão, I. Viegas, M. Dolbeth, J.M. Neto, H.N. Cabral & M.A. Pardal. 2007. The influence of an extreme drought event in the fish community of a southern Europe temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **75**: 537-546.
- Martinho, F., I. Viegas, M. Dolbeth, R. Leitão, H.N. Cabral & M.A. Pardal. *In press*. Assessing estuarine environmental quality using fish-based indices: performance evaluation under climatic instability. *Marine Pollution Bulletin*.
- Martins, I. 2000. *Green macroalgae and seagrasses in a shallow eutrophic estuary, the Mondego Estuary: dynamics, controlling factors and possible evolutionary scenarios*. Ph.D Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Martins, I., J.C. Marques, S.E. Jørgensen & S.N. Nielsen. 1997. Modelling the effects of green macroalgae blooms on the population dynamics *Cyathura carinata* (Crustacea: Isopoda) in an eutrophicated estuary. *Ecological Modelling*, **102**: 33-53.
- Martins, I., J.M. Oliveira, M.R. Flindt & J.C. Marques. 1999. The effect of salinity on the growth rate of the macroalgae *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) in the Mondego estuary (West Portugal). *Acta Oecologica*, **20**: 259-266.
- Martins, I., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, M.R. Flindt & J.C. Marques. 2001. Hydrodynamics as a major factor controlling the occurrence of green macroalgal blooms in a eutrophic estuary: a case study on the influence of precipitation and river management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **52**: 165-177.
- Martins, I., M.R. Flindt, M.A. Pardal, A.I. Lillebø, J.M. Oliveira & J.C. Marques. 2002. Nutrient dynamics in the intertidal pools of the Mondego estuary. III- The importance of nutrient effluxes to macroalgal growth (*Enteromorpha* sp.). In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 273-286. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Martins, I., P. Maranhão & J.C. Marques. 2002. Modelling the effects of salinity variation on *Echinogammarus marinus* Leach (Amphipoda, Gammaridae) density and biomass in the Mondego Estuary (Western Portugal). *Ecological Modelling*, **152**: 247-260.
- Martins, I. & J.C. Marques. 2002. A model for the growth of opportunistic macroalgae (*Enteromorpha* sp.) in tidal estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **55**: 247-257.
- Martins, I., M.A. Pardal, I. Metelo, J.M. Neto, J.M. Oliveira & J.C. Marques. 2002. *Enteromorpha* spp. (Ulvales: Chlorophyta) growth in the south arm of the Mondego estuary: field growth rates with and without macrofaunal grazer effects. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 301-312. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.



- Martins, I., J.M. Neto, M.G. Fontes, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2005. Seasonal variation in short-term survival of *Zostera noltii* transplants in a declining meadow in Portugal. *Aquatic Botany*, **82**: 132-142.
- Martins, I., R.J. Lopes, A.I. Lillebø, J.M. Neto, M.A. Pardal, J.G. Ferreira & J.C. Marques. 2007. Significant variations in the productivity of green macroalgae in a mesotidal estuary: Implications to the nutrient loading of the system and the adjacent coastal area. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 678-690.
- Martins, I., A. Marcotegui & J.C. Marques. 2008. Impacts of macroalgal spores on the dynamics of adult macroalgae in a eutrophic estuary: High versus low hydrodynamic seasons and long-term simulations for global warming scenarios. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 984-998.
- Mendes, H.C.A. 1998. *Bio-hydraulics stuffy of drainage channels in the Low-Mondego region*. Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Mieiro, C. 2001. *Trophic assessment of *Gambusia holbrooki* (Pisces: Poeciliidae) introduction in the lower Mondego river valley, Portugal*. M.Sc. Thesis, Faculty of Sciences and Technology of University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Morgado, F., E. Rodrigues & U.M. Azeiteiro. 2003. Suprabenthos distribution in a shallow temperate estuary (Mondego estuary, western Portugal). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, **19**: 7-15.
- Morgado, F., C. Quintaneiro, E. Rodrigues, M.R. Pastorinho, P. Bacelar-Nicolau, L. Vieira & U.M. Azeiteiro. 2007. Composition of the trophic structure of zooplankton in a shallow temperate estuary (Mondego estuary, Western Portugal). *Zoological Studies*, **46**: 57-68.
- Múrias, T. 1998. Effect of habitat loss on waders (Aves, Charadrii) in the Mondego estuary (Portugal). Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Múrias, T., J.A. Cabral, J.C. Marques & J.D. Goss-Custard. 1996. Short-term effects of intertidal macroalgae blooms on the macrohabitat selection and feeding behaviour of Waders in the Mondego estuary (West Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **43**: 677-688.
- Múrias, T., J.A. Cabral, R.J. Lopes & J.C. Marques. 2002. Effects of eutrophication on waders (Aves, Charadrii) in the Mondego estuary: a multi-level approach. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 527 – 540. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Múrias, T., J.C. Marques & J.D. Goss-Custard. 2002. Effects of habitat loss on waders (Aves, Charadrii) in the Mondego estuary: a synthesis and future perspectives. In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). *Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 515 – 525. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Múrias, T., J.A. Cabral, R.J. Lopes, M.A. Pardal, J.C. Marques & J. Goss-Custard. 2005. Competition for feeding in waders: a case study in an estuary of south temperate Europe (Mondego, Portugal). *Hydrobiologia*, **544**: 155-166.
- Neto, J.M. 2004. *Nutrient enrichment in a temperate macro-tidal system. Scenario analysis and contribution to coastal management*. Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Neto, J.M., M.R. Flindt, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2008. Modelling nutrient mass balance in a temperate meso-tidal estuary: implications for management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**: 175-185.



- Nielsen, S.N., S.E. Jørgensen & J.C. Marques. 1998. Case studies: modelling approaches for the practical application of ecological goal functions. *In: F. Müller & M. Leupelt (eds.). Ecotargets, goal functions, and orientors. Theoretical concepts and interdisciplinary fundamentals for an integrated, system-based environmental management*: 243 – 254. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Pardal, M.A. 1991. *Inventariação faunística e repartição ecológica dos poliquetas do estuário do Mondego*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Pardal, M.A. 1995. *Variação espacial e temporal das populações de poliquetas no estuário do Mondego: dinâmica e produção de *Amage adspersa* (Grube, 1863)*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Pardal, M.A. 1998. *Impacto da eutrofização nas comunidades macrobentónicas do braço sul do estuário do Mondego (Portugal)*. Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Pardal, M.A., J.C. Marques & G. Bellan. 1993. Spatial distribution and seasonal variation of subtidal polychaete populations in the Mondego estuary (Western Portugal). *Cahiers de Biologie Marine*, **34**: 497-512.
- Pardal, M.A. & J.C. Marques. 1998. Impacto das actividades humanas na qualidade ecológica do estuário do Mondego. Possíveis soluções para o futuro. *Sociedade e Território*, **27**: 62-70.
- Pardal, M.A., J.C. Marques, I. Metelo, A.I. Lillebø & M.R. Flindt. 2000. Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of *Ampithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Marine Ecology and Progress Series*, **196**: 207-219.
- Pardal, M.A., J.C. Marques, S. Ferreira, I. Martins & A.I. Lillebø. 2002. Life cycle, biology and production of an estuarine Isopod (*Cyathura carinata*). *In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 417-434. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Pardal, M.A., J.C. Marques & M.A. Graça. 2002. *Aquatic ecology of the Mondego River basin. Global importance of local experience*. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Pardal, M.A., J.C. Marques, I. Metelo, A.I. Lillebø & M.R. Flindt. 2002. Impact of eutrophication on amphipods *Melita palmata* and *Ampithoe valida* in the Mondego estuary. *In: M.A. Pardal, J.C. Marques & M.A.S. Graça (eds.). Aquatic ecology of the Mondego river basin. Global importance of local experience*: 457-472. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Pardal, M.A., J.C. Marques, A.I. Lillebø, J. Neto, P.G. Cardoso & S.M. Ferreira. 2003. Qualidade ambiental no estuário do Mondego: duas décadas de estudos e futuros cenários. *Jornadas Litoral 03*, Figueira da Foz: 62-65.
- Pardal, M.A., P.G. Cardoso, J.P. Sousa, J.C. Marques & D. Raffaelli. 2004. Assessing environmental quality: a novel approach. *Marine Ecology Progress Series*, **267**: 1-8.
- Pastorinho, M.R., C.P. Antunes, J.C. Marques, M.L. Pereira, U.M. Azeiteiro & F.M. Morgado. 2003. Histochemistry and histology in planktonic ecophysiological processes determination in a temperate estuary (Mondego River estuary, Portugal). *Acta Oecologica*, **24**: S235-S243.





- Pastorinho, M.R., L. Vieira, P. Ré, M. Pereira, P. Bacelar-Nicolau, F. Morgado, J.C. Marques & U.M. Azeiteiro. 2003. Distribution, production, histology and histochemistry in *Acartia tonsa* (Copepoda: Calanoida) as means for life history determination in a temperate estuary (Mondego estuary, Portugal). *Acta Oecologica*, **24**: S259-S273.
- Patrício, J.M. 2002. *Aplicação da Ascendência como indicador ecológico. Um caso estudado*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Patrício, J. 2005. *How well do ecological indicators assess environmental status? Case studies in coastal and estuarine ecosystems*. Ph.D. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Patrício, J., R. Ulanowicz, M.A. Pardal & J.C. Marques. 2004. Ascendency as an ecological indicator: a case study of estuarine pulse eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **60**: 23-35.
- Patrício, J. & J.C. Marques. 2006. Mass balanced models of the food web in three areas along a gradient of eutrophication symptoms in the south arm of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological Modelling*, **197**: 21-34.
- Patrício, J., R. Ulanowicz, M.A. Pardal & J.C. Marques. 2006. Ascendency as ecological indicator for environmental quality assessment at the ecosystem level: a case study. *Hydrobiologia*, **555**: 19-30.
- Patrício, J., J.M. Neto, H. Teixeira & J.C. Marques. 2007. Opportunistic macroalgae metrics for transitional waters. Testing tools to assess ecological quality status in Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 1887-1896.
- Pereira P, C. Vale, A.M. Ferreira, E. Pereira, M.A. Pardal & J.C. Marques. 2005. Seasonal variation of surface sediments composition in Mondego River estuary. *Journal of Environmental Science and Health, Part A -Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, **40**: 317-329.
- Pinto, R. 2007. *Multimetric indices performance in evaluating ecological status. The Mondego estuary case study*. MSc. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Pinto, R., J. Patrício, A. Baeta, B.D. Fath, J.M. Neto & J.C. Marques. 2008. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators*, **9**: 1-25.
- Quintella, B.R., N.O. Andrade & P.R. Almeida. 2003. Distribution, larval stage duration and growth of the sea lamprey ammocoetes, *Petromyzon marinus* L., in a highly modified river basin. *Ecology of Freshwater Fish*, **12**: 286-293.
- Quintella, B.R., N.O. Andrade, R. Espanhol & P.R. Almeida. 2005. The use of PIT telemetry to study movements of ammocoetes and metamorphosing sea lampreys in river beds. *Journal of Fish Biology*, **66**: 97-106.
- Reis, R.P. & D.N. Duarte. 1990. Les mécanismes predominants dans la transférence des sédiments dans l'estuaire du Mondego (Portugal). In: E. Quélennec (ed.). *Littoral 1990: Comptes rendues du 1<sup>er</sup> Symposium International de l'Association Européenne Eurocoast*: 141-144. Eurocoast, Marseille, France.
- Ribeiro, C., M.A. Pardal, F. Martinho, R. Margalho, M.E. Tiritan, E. Rocha & M.J. Rocha. *In press*. Distribution of endocrine disruptors in the Mondego River estuary, Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*.



- Ribeiro, J.L. 2001. *Zonas húmidas costeiras e ordenamento territorial. O caso do estuário do Mondego*. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Ribeiro, R., J. Reis, C. Santos, F. Gonçalves & A.M. Soares. 1996. Spawning of Anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Mondego Estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **42**: 467-482.
- Rocha, J.S. 1998. Reflexões sobre a regularização fluvial no rio Mondego. Intervenção do LNEC. *Sociedade e Território*, **27**: 8-20.
- Rodrigues, E.T.S. 2004. *Variação das comunidades macrobentónicas subtidais do estuário do Mondego ao longo de mais de uma década*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Rodrigues, M.F. 2002. *Caracterização dos povoamentos macrobentónicos intertidais do substrato rochoso do Cabo Mondego - Aplicação*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Salas, F., A. Borja & J.C. Marques. 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterise the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators*, **4**: 215-225.
- Salas, F., C. Marcos, A. Pérez-Ruzafa & J.C. Marques. 2005. Application of the Exergy Index as ecological indicator along an organic enrichment gradient in the Mar Menor Lagoon (South-Eastern Spain). *Energy*, **30**: 2505-2522.
- Salas, F., C. Marcos, J.M. Neto, J. Patrício, A. Pérez-Ruzafa & J.C. Marques. 2006. User friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean and Coastal Management*, **49**: 308-331.
- Salas, F., J. Patrício, C. Marcos, M.A. Pardal, A. Pérez-Ruzafa & J.C. Marques. 2006. Are Taxonomic Distinctness measures compliant to other ecological indicators in assessing ecological status? *Marine Pollution Bulletin*, **52**: 817-829 .
- Salas, F., J. Patrício & J.C. Marques. 2006. *Ecological indicators in coastal and estuarine environmental quality assessment. A user friendly guide for practitioners*. Coimbra University Press, Coimbra, Portugal.
- Sanches, R. 1996. *O problema secular do Mondego e a sua solução*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal.
- Santos, T. 1997. *Effects of habitat loss on waders (Aves, Charadrii) in the Mondego estuary (Portugal)*. M. Sc., Faculty of Sciences and Technology of University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Santos, T., J.A. Cabral, R.J. Lopes, M.A. Pardal, J.C. Marques & J. Goss-Custard. 2005. Competition for feeding in waders: a case study in an estuary of south temperate Europe (Mondego, Portugal). *Hydrobiologia*, **544**: 155-166.
- Silva-Santos, P., M.A. Pardal, R.J. Lopes, T. Múrias & J.A. Cabral. 2008. Testing the Stochastic Dynamic Methodology (StDM) as a management tool in a shallow temperate estuary of south Europe (Mondego, Portugal). *Ecological Modelling*, **210**: 377-402.
- Sousa, A.I. 2005. *Influence of salinity, light and nutrients on Enteromorpha sp. spores*. Faculty of Sciences and Technology of University of Coimbra, Coimbra, Portugal.





- Sousa, A.I., I. Martins, A.I. Lillebø, M.R. Flindt & M.A. Pardal. 2007. Influence of salinity, nutrients and light on the germination and growth of *Enteromorpha* sp. spores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **341**: 142-150.
- Sousa, A.I., A.I. Lillebø & M.A. Pardal. *In press*. Contribution of *Spartina maritima* to the reduction of eutrophication in estuarine systems. *Environmental Pollution*.
- Teixeira, H. 2005. *Avaliação do comportamento de indicadores de qualidade ecológica em diferentes cenários de impacto ambiental: o caso do estuário do Mondego*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Teixeira, H., F. Salas, A. Borja, J.M. Neto & J.C. Marques. 2008. A benthic perspective in assessing the ecological status of estuaries: the case of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological indicators*, **8**: 404-416.
- Teixeira, H., F. Salas, J.M. Neto, J. Patrício, R. Pinto, H. Veríssimo, J.A. García-Charton, C. Marcos, A. Pérez-Ruzafa & J.C. Marques. 2008. Ecological indices tracking distinct impacts along disturbance-recovery gradients in a temperate NE Atlantic Estuary - guidance on reference values. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **80**: 130-140.
- Vasconcelos, R.P., P. Reis-Santos, V. Fonseca, A. Maia, M. Ruano, S. França, C. Vinagre, M.J. Costa & H. Cabral. 2007. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach. *Science of The Total Environment*, **374**:199-215.
- Veloso, A.S. 1998. Projecto do Baixo Mondego: um modelo participativo para o aproveitamento e gestão do empreendimento. *Sociedade e Território*, **27**: 98-105.
- Verdelhos, T. 2003. *Impacto da eutrofização na dinâmica populacional e produção de Scrobicularia plana (da Costa) no estuário do Mondego*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Verdelhos, T., J.M. Neto, J.C. Marques & M.A. Pardal. 2005. The effect of eutrophication abatement on the bivalve *Scrobicularia plana*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **63**: 261-268.
- Veríssimo, H. 2007. *A tentative harmonisation of the OSPAR Convention and the European Water Framework Directive ecological criteria for transitional waters quality assessment*. Mondego estuary case study. MSc. Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Viegas, I., F. Martinho, J.M. Neto & M.A. Pardal. 2007. Population dynamics, distribution and secondary production of the brown shrimp *Crangon crangon* (L.) in a Southern European estuary. Latitudinal variation. *Scientia Marina*, **71**: 451-460.
- Vieira, L. 2002. *Caracterização do pelagos do braço sul do estuário do Mondego. Fitoplâncton e zooplâncton (taxocenoses de 63 e 125 m)*. *Variação sazonal e dinâmica populacional, biometria e produção de Acartia bifilosa var. inermis*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Vieira, L., U.M. Azeiteiro, J. Fonseca, R. Pastorinho, F. Morgado, P. Bacelar-Nicolau, J.C. Marques & M.J. Pereira. 2002. Condições físico-químicas, nutrientes, clorofila *a* e fitoplâncton no estuário do Mondego. *In*: R. Prego, A. da Costa Duarte, A. Panteleitchouk & T.R. Santos (eds.). *Estudos sobre contaminação ambiental na Península Ibérica*: 113-132. Instituto Piaget, Lisboa, Portugal.



- Vieira L., U.M. Azeiteiro, P. Ré, R. Pastorinho, J.C. Marques & F. Morgado. 2003. Zooplankton distribution in a temperate estuary (Mondego estuary southern arm: Western Portugal). *Acta Oecologica*, **24**: S163-S173.
- Vieira, L., F. Morgado, P. Ré, A. Nogueira, R. Pastorinho, M. Pereira, P. Bacelar-Nicolau, J.C. Marques & U.M. Azeiteiro. 2003. Population dynamics, biometry and production of *Acartia clausi* (Crustacea: Copepoda) in a temperate estuary (Mondego estuary, Western Portugal). *Invertebrate Reproduction and Development*, **44**: 9-15.
- Vieira, P.A. & M.T. Ferreira. 1994. Impacte ambiental das obras de regularização fluvial do Baixo Mondego: contributo para o seu estudo. *In: Actas da VI conferência nacional sobre a qualidade do ambiente*. Vol. I: E1-E10. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica, Portugal.

## BIBLIOGRAFIA SOBRE O ESTUÁRIO DO MIRA

- Adão, H. 2003. *Dinâmica das comunidades de meiofauna em sedimentos associados aos povoamentos de Zostera noltii no estuário do Rio Mira*. Tese de Doutoramento, Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Adão, H., M. Vincx & J.C. Marques. 1998. Temporal variation of meiofauna of the sediments of seagrass beds, *Zostera noltii* in the Mira estuary (Southeast coast of Portugal). *In: X Simpósio Ibérico de Estudos de Benthos Marinho*: 65. Praia do Carvoeiro, Algarve, Portugal.
- Adão, H., M. Vincx & J.C. Marques. 1998. Community structure and temporal variation of meiofauna of the sediments of seagrass beds, *Zostera noltii*, in Mira Estuary (South West Coast of Portugal). *In: X International Meiofauna Conference*: 13. University of Plymouth, Plymouth, UK.
- Adão, H. & J.C. Marques. 2000. Ecologia da meiofauna dos sedimentos dos povoamentos de *Zostera noltii*, no estuário do Rio Mira (costa sudoeste de Portugal). *In: G.S. Carvalho, F.V. Gomes & F.T. Pinto (eds.). A zona costeira do Alentejo*: 123-130. Associação Eurocoast-Portugal, Porto, Portugal.
- Adão, H., M. Vincx & J.C. Marques. 2003. Seasonal dynamics of meiofauna communities in *Zostera noltii* hornem sediments in the Mira estuary (SW, Portugal). *In: XXXVIII European Marine Biology Symposium*: 97. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- Adão, H., M. Vincx & J.C. Marques. 2004. Seasonal dynamics of free-living nematode communities in association with sediments of the *Zostera noltii* seagrass beds in the Mira estuary (SW Portugal).. *In: XII International Meiofauna Conference*: 122. Ravenna, Italy.
- Almeida, A.J. 1987. *Estuário do Rio Mira. Estudo comparativo dos povoamentos de Zostera noltii e Zostera marina*. Relatório não publicado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Almeida, A.J. 1988. *Estrutura, dinâmica e produção da macrofauna acompanhante dos povoamentos de Zostera noltii e Zostera marina do estuário do Rio Mira*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.



- Almeida, A.J. 1992. L'importance des zosteres dans la conservation des ressources marines: pp. 447-460. *In: M.L. Franca, L.P. Nunes & M.R. Oliveira (eds.). Colóquio "Conservação dos recursos vivos marinhos"*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas, Lisboa, Portugal.
- Almeida, A.J. 1994. Macrofauna acompanhante de zosteráceas. Importância na conservação do meio marinho: pp. 125-144. *In: C. Almaça (ed.). Professor Germano da Fonseca Sacarrão*. Museu Bocage, Lisboa, Portugal.
- Almeida, A.J., F. Andrade, J.M. Bernardo, L. Cancela da Fonseca, A.M. Costa, J. Paula, P. Ré & L. Saldanha. 1985. Estrutura, dinâmica e produção de ecossistemas estuarinos e lagunares costeiros - estuário do Rio Mira - Lagoa de Santo André. *In: I congresso sobre o Alentejo. Semeando novos rumos*. Vol. III: 1517-1521. Associação dos Municípios do Distrito de Beja, Beja, Portugal.
- Almeida, M.J. 2000. *Estudo dos fluxos de nutrientes azotados nos sapais do estuário do Mira (Portugal)*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Almeida, P.R. 1996a. *Ecologia e biologia de Liza ramada (Risso, 1826) e Chelon labrosus (Risso, 1826) (Pisces, Mugilidae) no estuário do Mira (Portugal). Inter-relações com o ecossistema estuarino*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Almeida, P.R. 1996b. Estuarine movement patterns of adult thin-lipped grey mullet, *Liza ramada* (Risso) (Pisces, Mugilidae), observed by ultrasonic tracking. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **202**: 137-150.
- 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**: 313-323.
- Almeida, P.R., J.L. Costa & M.J. Costa. 1997. *Contribuição para a criação de uma legislação específica que regule a actividade piscatória no estuário do rio Mira*. Relatório não publicado. IO/FCUL, Lisboa, Portugal.
- Amaral, V. & J. Paula. 2007. *Carcinus maenas* (Crustacea: Brachyura): influence of artificial substrate type and patchiness on estimation of megalopae settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **346**: 21-27.
- Andrade, F. 1984. Estrutura bionómica da parte terminal do estuário do Rio Mira (V. N. Milfontes - Portugal). Breve caracterização geral e distribuição dos macroepipovoamentos bentónicos. *In: V.M. Marques (ed.). Actas do IV simpósio ibérico de estudos do benthos marinho*. Vol. I: 171-178. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Andrade, F. 1986. *O estuário do Mira: caracterização geral e análise quantitativa da estrutura dos macropovoamentos bentónicos*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Andrade, F. 1986. O estuário do Rio Mira - caracterização do regime de circulação hidrológica e suas implicações. *Ambiente em Discussão*, **1**: 45-50.
- Andrade, F., M. Reis & P. Duarte. 1991. The dynamics of the tide excursion in the Mira estuary (Vila Nova de Milfontes, Portugal). A lagrangian approach. *In: M. Elliott & J.P. Ducrotoy (eds.). Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons*: 49-55. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.



- Anónimo. 1969. *Plano de rega do Alentejo. Obra de rega dos campos do Mira*. Direcção dos Serviços de Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa, Portugal.
- Anónimo. 1991. *Programa operacional de desenvolvimento rural do Mira*. Direcção-Geral de Planeamento e Agricultura, Lisboa, Portugal.
- Anónimo. 1995/96. *Recursos hídricos de Portugal continental e sua utilização*. 2 vols. Instituto da Água, Lisboa, Portugal.
- Anónimo. 1999. *Definição da capacidade de suporte do estuário do Rio Mira para a instalação de estabelecimentos de aquacultura*. Relatório não publicado, Instituto do Mar, Lisboa, Portugal.
- Barata, L.M. 1997. *Caracterização preliminar de emissões de efluentes de piscicultura semi-intensiva em meio estuarino*. Tese de Mestrado, Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Barata, M., M.C. Basílio & J.L. Baptista-Ferreira. 1997. *Nia globospora*, a new marine gasteromycete on baits of *Spartina maritima* in Portugal. *Mycological Research*, **101**: 687-69.
- Beja, P.R. 1988. *Projecto de acção pedagógica na costa sudoeste (fase I). Flora e fauna da costa sudoeste*. Relatório não publicado, Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Bettencourt, A.M. (coord.). 1992. *Comparative studies of salt marsh processes. Final report of the Mira estuary studies*. Unpublished report, Universidade de Évora, Évora, Portugal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisbon, Portugal, Instituto Superior Técnico, Lisbon, Portugal & Comissão de Coordenação da Região do Alentejo, Évora, Portugal.
- Bettencourt, A.M. (coord.). 1996. *Effects of environmental change on european salt-marshes. Structure, functioning and exchange potentialities with marine coastal waters. Vol. III. - Results of the portuguese team*. Université de Rennes I, Rennes, France.
- Bettencourt, A.M., F.M. Catarino, J. Serôdio, M.J. Lança & M.J. Alves. 1993. V - Portugal: pp. 183-235. In: *Comparative studies on salt marsh processes. Final report*. Vol. I. Université de Rennes I, Rennes, France.
- Bettencourt, A.M., R.J. Neves, M.J. Lança, P.J. Batista & M.J. Alves. 1994. Uncertainties in import/export studies and the outwelling theory. An analysis with the support of hydrodynamic modelling. In: W.J. Mitsch (ed.). *Global wetlands. Old World and New*: 235-256. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Blanton, J.O., M.A. Ferreira & F. Andrade. 2000. Effect of broad shallow sill on tidal circulation and salt transport in the entrance to a coastal plain estuary (Mira - Vila Nova de Milfontes, Portugal). *Estuaries*, **23**: 293-304.
- Blanton, J.O. & F.A. Andrade. 2001. Distortion of tidal currents and the lateral transfer of salt in a shallow coastal plain estuary (Mira, Portugal). *Estuaries*, **24**: 467-480.
- Blanton, J.O., G. Lin & S.A. Elston. 2002. Tidal current asymmetry in shallow estuaries and tidal creeks. *Continental Shelf Research*, **22**: 1731-1743.
- Bruxelas, A.T., C.A. Ferreira & P.M. Albergaria. 1985. *Contribuição para o conhecimento de algumas biocenoses bentónicas da zona de influência salina do Rio Mira, utilizando técnicas de análise*



*multivariada*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.

- Campos, M.A. & P. Fonseca. 1985. *Aplicação de alguns métodos de análise numérica ao estudo da macrofauna bentónica do estuário do Rio Mira*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Campos, M.C. 2007. *Actividade e comportamento alimentar do xarroco Halobatrachus didactylus (Bloch & Schneider, 1801)*. Tese de Mestrado, Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Campos, M.C., J.L. Costa, B.R. Quintella, M.J. Costa & P.R. Almeida. *In press*. Activity and movement patterns of the Lusitanian toadfish inferred from pressure sensitive data-loggers in the Mira estuary (Portugal). *Fisheries Management and Ecology*.
- Cartaxana, A. 1994. Distribution and migrations of the prawn *Palaemon longirostris* in the River Mira estuary (southwest Portugal). *Estuaries*, **17**: 685-694.
- Castro, P., I. Valiela & H. Freitas. 2007. The use of sedimentary %C, %N,  $\delta^{15}\text{N}$ , and Pb concentrations to assess historical changes in anthropogenic influence on Portuguese estuaries. *Environmental Pollution*, **147**: 706-712.
- Chainho, P., M.L. Chaves, J.L. Costa, M.J. Costa & D.M. Dauer. 2008. Use of multimetric indices to classify estuaries with different hydromorphological characteristics and different levels of human pressure. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 1128-1137.
- Costa, J.L. 2004. *A biologia do xarroco Halobatrachus didactylus (Bloch & Schneider, 1801) e o seu papel na estrutura e funcionamento dos ecossistemas em que se insere; referência especial à população do estuário do Mira*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Costa, J.L., I. Domingos, A.J. Almeida, E. Feunteun & M.J. Costa. *In press*. The interactions between *Halobatrachus didactylus* and *Anguilla anguilla*: what happens when these species occur in sympatry? *Cybium*, **32**: 111-117.
- Costa, M.J., J.L. Costa, P.R. Almeida & C.A. Assis. 1994. Do eel grass beds and salt marsh borders act as preferential nurseries and spawning grounds for fish? An example of the Mira estuary in Portugal. *Ecological Engineering*, **3**: 187-195.
- Costa, M.J., F. Catarino & A. Bettencourt. 2001. The role of salt marshes in the Mira estuary (Portugal). *Wetlands Ecology and Management*, **9**: 121-134.
- Costa, M.J., C.I. Santos & H.N. Cabral. 2002. Comparative analysis of a temperate and a tropical seagrass bed fish assemblages in two estuarine systems: the Mira estuary (Portugal) and the Mussulo Lagoon (Angola). *Cahiers de Biologie Marine*, **43**: 73-81.
- Cruz, C.S. 1985. A vegetação potencial do Alentejo. Elementos para o estabelecimento de uma situação ecológica de referência. *In: I congresso sobre o Alentejo. Semeando novos rumos*. Vol. III: 1356-1379. Associação dos Municípios do Distrito de Beja, Beja, Portugal.
- Esteves, E., M.A. Chicharo, T.Pina, M.L. Coelho & J.P. Andrade. 2000. Comparison of RNA/DNA ratios obtained with two methods for nucleic acid quantification in gobiid larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **245**: 43-55.



- Esteves, E. T. Pina, M.A. Chícharo & J.P. Andrade. 2000. Distribution of estuarine fish larvae: Nutritional condition and co-occurrence with predators and prey. *Acta Oecologica*, **21**: 161–173.
- Esteves, E. & J.P. Andrade. 2008. Diel and seasonal distribution patterns of eggs, embryos and larvae of Twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in a lowland tidal river. *Acta Oecologica*, **34**: 172-185.
- Farinha, J.C. & A. Trindade. 1994. *Contribuição para o inventário e caracterização de zonas húmidas em Portugal continental*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Feio, M. 1951. A evolução do relevo do Baixo Alentejo e Algarve. *Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal*, **32**: 303-477.
- Feio, M. 1984. Geomorfologia. In: J.T. Oliveira (coord.). *Carta geológica de Portugal, notícia explicativa da folha 7*: 11-16. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa, Portugal.
- Fernandes, M.G. 1982. *Contribuição para o estudo da ecologia bacteriana do estuário do Rio Mira*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Ferreira, C.M. 1994. *Estrutura trófica da comunidade macrobentónica dos povoamentos de *Zostera noltii* Hornem e *Zostera marina* L. do estuário do Rio Mira (Portugal)*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal.
- Ferreira, J.G. T.Simas, A. Nobre, M.C. Silva, K. Schifferegger, J. Lencart-Silva, 2003. *Identification of Sensitive Areas and Vulnerable Zones In Transitional and Coastal Portuguese Systems. Application of the United States National Estuarine Eutrophication Assessment to the Minho, Lima, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Tagus, Sado, Mira, Ria Formosa and Guadiana systems*. Instituto da Água, Lisboa, Portugal & Instituto do Mar, IMAR, Coimbra, Portugal.
- Fonseca, R. 1988. *Projecto de acção pedagógica na costa sudoeste (fase I). Geologia da costa sudoeste*. Relatório não publicado, Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, Portugal.
- Godinho, R.P. 1997. *Estudo da influência da qualidade da água e comunidade bentónica na produção semi-intensiva de robalo e dourada no Rio Mira*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Guerreiro, J.A. 1991. *Ecologia, dinâmica e produção de *Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778) (Mollusca, Bivalvia) nos estuários dos rios Mira e Tejo (Portugal)*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Guerreiro, J.A. 1995. Energy budget of *Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778) in the Mira estuary (Portugal). *Portugaliae Zoologica*, **3**: 15-27.
- Guerreiro, J.A. & T. Rafael. 1995. Growth and production of *Venerupis pullastra* (Montagu, 1803) in the Mira estuary (Portugal). *Portugaliae Zoologica*, **3**: 7-13.
- Guerreiro, V., P. Bettencourt & A. Santos. 1998. Avaliação de impactes ambientais em sistemas estuarinos: revisão de estudos de caso nos estuários do Sado, Mira e Ria Formosa. In: *Actas do I simpósio interdisciplinar sobre processos estuarinos*: 151-156. Universidade do Algarve, Faro, Portugal.





- Henriques, M.V. & C.P. Gama. 2000. Evolução histórica e recente dos estuários do sudoeste alentejano (Rio Mira, ribeiras de Seixe e Aljezur). *In*: G.S. Carvalho, F.V. Gomes & F.T. Pinto (eds.). *A zona costeira do Alentejo*: 201-204. Associação Eurocoast-Portugal, Porto, Portugal.
- Júlio, C.M. 1993. *Distribuição espaço-temporal das larvas de moluscos bivalves no estuário do Rio Mira*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Kleyn, H.F. 1960. *Contribution to the geology of the Odemira-São Luís region (southern Portugal)*. Ph.D. Thesis, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands.
- Leal, A.M. 1984. Estado actual das ostras dos estuários do Tejo, Sado, Mira e do Algarve. *In*: *Seminário sobre aquacultura*: 71-86. Instituto Nacional de Investigação das Pescas, Lisboa, Portugal & Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, Lisboa, Portugal.
- Leitão, P.J. 1997. *Cálculo do prisma de maré do estuário do Rio Mira através da utilização de técnicas de detecção remota*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Loureiro, J., M.N. Nunes & O.F. Botelho. 1984. *Monografia hidrológica do Rio Mira*. Comissão de Coordenação da Região do Alentejo, Évora, Portugal.
- Loureiro, J., M.N. Nunes & O.F. Botelho. 1986. *Bacia hidrográfica do Rio Mira*. *In*: Divisão de Hidrometria (ed.). *Monografias hidrológicas dos principais cursos de água de Portugal continental*: 465-499. Direcção-Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Lisboa, Portugal.
- Marques, J.C. & D. Bellan-Santini. 1987. Crustacés amphipodes des côtes du Portugal: faune de l'estuaire du Mira (Alentejo, côte sud-ouest). *Cahiers de Biologie Marine*, **28**: 465-480.
- Martins, M.J. 1995. *Estratégias alimentares de crustáceos decápodes no estuário do Rio Mira: Carcinus maenas (Linnaeus, 1758), Crangon crangon (Linnaeus, 1758), Palaemon longirostris Milne-Edwards, 1837, Palaemon serratus (Pennant, 1777) e Penaeus kerathurus (Forskäl, 1775)*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Martins, M.J., M.J. Costa, M.J. Correia & J.L. Costa. 1996. Diel and seasonal food intake of the shrimp *Crangon crangon* (L., 1758) in the Mira estuary. *In*: J.M. Viéitez & J. Junoy (eds.). *IX simposio ibérico de estudios del bentos marino. Libro de resúmenes*: 316-317. Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares, Spain.
- Martins, M.J., M.J. Costa & J.L. Costa. 1996. Trophic relationships of decapod crustaceans in the Mira estuary (southwest Portugal). *In*: J.M. Viéitez & J. Junoy (eds.). *IX simposio ibérico de estudios del bentos marino. Libro de resúmenes*: 84-85. Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares, Spain.
- Mattos, M.A. 1995. Distribuição espaço-temporal do zooplâncton do estuário do Rio Mira. *Relatórios Científicos e Técnicos do Instituto Português de Investigação Marítima*, **11**: 1-29.
- Mil-Homens, M., R.L. Stevens, F. Abrantes & I. Cato. 2006. Heavy metal assessment for surface sediments from three areas of the Portuguese continental shelf. *Continental Shelf Research*, **26**: 1184-1205.





- Mil-Homens, M., R.L. Stevens, W. Boer, F. Abrantes & I. Cato. 2006. Pollution history of heavy metals on the Portuguese shelf using  $^{210}\text{Pb}$ -geochronology, *Science of The Total Environment*, **367**: 466-480.
- Moore, S.J. 1987. Redescription of the leptomedusan *Blackfordia virginica*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **67**: 287-291.
- Moreira, S.M., I. Lima, R. Ribeiro & L. Guilhermino. 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.
- Moreira, S.M., M. Moreira-Santos, L. Guilhermino & R. Ribeiro. 2006. An in situ postexposure feeding assay with *Carcinus maenas* for estuarine sediment-overlying water toxicity evaluations *Environmental Pollution*, **139**: 318-329.
- Mota, C., C. Garrett, V. Mina, C. Carvalho & J. Ramalho. 1988. *Estudo ambiental da bacia hidrográfica do Rio Mira. Relatório de progresso*. Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente, Lisboa, Portugal.
- Paula, J. 1987. *Distribuição do macrozooplâncton num meio estuarino*. Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Paula, J. 1989. Rhythms of larval release of decapod crustaceans in the Mira estuary, Portugal. *Marine Biology*, **100**: 309-312.
- Paula, J. 1993. *Ecologia da fase larvar e recrutamento de crustáceos decápodes no estuário do Rio Mira*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Paula, J. & A. Cartaxana. 1986. *Ciclo biológico de crustáceos decápodes*. Relatório não publicado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Pessoa, M.F. 1999. *Imposex em *Hinia reticulata* (L.) (Gastropoda). Um contributo para a biomonitorização dos níveis de estanho e derivados orgânicos no litoral sudoeste português*. Tese de Doutoramento, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Pessoa, M.F., A. Fernando & J.S. Oliveira. 2000. Caracterização ambiental do estuário do Rio Mira recorrendo a *Hinia (=Nassarius) reticulata* L. (Gastropoda) como potencial espécie bioindicadora. In: G.S. Carvalho, F.V. Gomes & F.T. Pinto (eds.). *A zona costeira do Alentejo*: 131-142. Associação Eurocoast-Portugal, Porto, Portugal.
- Quaresma, A.M. 1985. Importância histórica do Rio Mira como via de penetração no interior - séculos XIX e XX. In: *I congresso sobre o Alentejo. Semeando novos rumos*. Vol. I: 232-246. Associação dos Municípios do Distrito de Beja, Beja, Portugal.
- Quaresma, A.M. 1987. Rio Mira - características físicas e navios de comércio. In: *II congresso sobre o Alentejo. Semeando novos rumos*. Vol. II: 509-517. Comissão Promotora do II Congresso sobre o Alentejo, Beja, Portugal.
- Quaresma, A.M. 1988. *Apontamento histórico sobre Vila Nova de Milfontes*. 2ª edição. Edição de autor, Vila Nova de Milfontes, Portugal.
- Quaresma, A.M. 1988. *Projecto de acção pedagógica na costa sudoeste (fase I). História da costa sudoeste*. Relatório não publicado, Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, Portugal.



- Quaresma, A.M. 1989. *Odemira. Subsídios para uma monografia - I*. Câmara Municipal de Odemira, Odemira, Portugal.
- Quaresma, A.M. 2003. *Vila Nova de Milfontes – História*. Junta de Freguesia de Vila Nova de Milfontes, Vila Nova de Milfontes, Portugal.
- Ramos, L., T. Núncio, M.E. Borralho, J.R. Pais & E. Vlachos. 1988. *Os recursos hídricos no sul de Portugal. Vol. II. - Primeiro diagnóstico*. Comissão para o Levantamento e Acompanhamento da Gestão dos Recursos Hídricos do Alentejo e Algarve, Lisboa, Portugal.
- Rodrigues da Costa, A.B. 1982. A bacia hidrográfica do Rio Mira. *Anais do Clube Militar Naval*, **112**: 761-777.
- Rosado, J.N. & M.L. Acheman. 1988. *Recreio e turismo. Entre Mira e Guadiana*. Comissão de Coordenação da Região do Alentejo, Évora, Portugal.
- Silva, I.C., A.M. Dinis, S.M. Francisco, A.A.V. Flores & J. Paula. 2006. Longitudinal distribution and lateral pattern of megalopal settlement and juvenile recruitment of *Carcinus maenas* (L.) (Brachyura, Portunidae) in the Mira River estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **69**: 179-188.
- Silva, P.C. 1993. *Estudo de uma população de Nereis diversicolor O.F. Müller, 1776 (Annelida, Polychaeta) no estuário do Mira*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Trigo, M.I. 1994. *Predação por lontra (Lutra lutra Linnaeus, 1758) em pisciculturas do estuário do Mira*. Relatório de Estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Vasconcelos, R.P., P. Reis-Santos, V. Fonseca, A. Maia, M. Ruano, S. França, C. Vinagre, M.J. Costa & H. Cabral. 2007. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach. *Science of The Total Environment*, **374**:199-215.
- Vasconcelos, R.P., P. Reis-Santos, S. Tanner, A. Maia, C. Latkoczy, D. Günther, M.J. Costa & H. Cabral. 2008. Evidence of estuarine nursery origin of five coastal fish species along the Portuguese coast through otolith elemental fingerprints. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **79**: 317–327.

## **BIBLIOGRAFIA SOBRE A INFLUÊNCIA DE CAUDAIS, DESCARGAS DE ÁGUA DOCE E EVENTOS EXTREMOS NAS COMUNIDADES BENTÓNICAS ESTUARINAS**

- Alden, R.W., S.B. Weisberg, J.A. Ranasinghe & D.M. Dauer. 1997. Optimizing temporal sampling strategies for benthic environmental monitoring programs. *Marine Pollution Bulletin*, **34**: 913-922.
- Ardissona, P-L. & E. Bourget. 1997. A study of the relationship between freshwater runoff and benthos abundance: a scale-oriented approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **45**: 535–545.
- Attrill, M.J. 2002. A testable linear model for diversity trends in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, **71**: 262-269.
- Attrill M.J., S.D. Rundle & R.M. Thomas. 1996. The influence of drought-induced low freshwater flow on an upper-estuarine macroinvertebrate community. *Water Research*; **30**: 261-268.



- Attrill, M.J. & M. Power. 2000. Effects on invertebrate populations of drought-induced changes in estuarine water quality. *Marine Ecology Progress Series*, **203**: 133-143.
- Attrill, M.J. & M. Power. 2000. Modelling the effect of drought on estuarine water quality. *Water Research*, **34**: 1584-1594.
- Bald, J., A. Borja, I. Muxika, J. Franco & V. Valencia. 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: a case study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin*, **50**: 1508-1522.
- Biles, C.L., M. Solan, I. Isaksson, D.M. Paterson, C. Emes & D.G. Raffaelli. 2003. Flow modifies the effect of biodiversity on ecosystem functioning: an in situ study of estuarine sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **285-286**: 165-177.
- Boesch, D.F., R.J. Diaz & R.W. Virnstein. 1976. Effects of tropical storm Agnes on soft-bottom communities of the James and York estuaries and the lower Chesapeake Bay. *Chesapeake Science*, **17**: 246-259.
- Borja, A., J. Franco & V. Pérez. 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, **40**: 1100-1114.
- Borja, A., I. Muxika & J. Franco. 2003. The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, **46**: 835-845.
- Bulger, A.J., B.P. Hayden, M.E. Monaco, D.E. Nelson & M.G. McCormick-Ray. 1993. Biologically-based estuarine salinity zones derived from a multivariate analysis. *Estuaries*, **16**: 311-322.
- Cardoso P.G., D. Raffaelli, A.I. Lillebø, T. Verdelhos & M.A. Pardal. 2008. The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**: 553-565.
- Cardoso, P.G., D. Raffaelli & M.A. Pardal. 2008. The impact of extreme weather events on the seagrass *Zostera noltii* and related *Hydrobia ulvae* population. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 483-492.
- Chapman, P.M. & R.O. Brinkhurst. 1981. Seasonal changes in interstitial salinities and seasonal movements of subtidal benthic invertebrates in the Fraser River estuary, B.C. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **12**: 49-66.
- Cognetti, G. & F. Maltagliati. 2000. Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine Pollution Bulletin*, **40**: 7-14.
- Connell, J.H. & W.P. Sousa. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *The American Naturalist*, **121**: 789-824.
- Costa, M.J., R. Vasconcelos, J.L. Costa & H.N. Cabral. 2007. River flow influence on the fish community of the Tagus estuary (Portugal). *Hydrobiologia*, **587**: 113-123.
- Cowie, P.R., S. Widdicombe & M.C. Austen. 2000. Effects of physical disturbance on an estuarine intertidal community: field and mesocosm results compared. *Marine Biology*, **136**: 485-495.



- Currie, D.R. & K.J. Small. 2006. The influence of dry-season conditions on the bottom dwelling fauna of an east Australian sub-tropical estuary. *Hydrobiologia*, **560**:345–361.
- Dame, R.F. & D.M. Allen. 1996. Between estuaries and the sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **200**: 169-185.
- David A.F., M.A. Champ. 2006. What is the future fate of estuaries given nutrient over-enrichment, freshwater diversion and low flows? *Marine Pollution Bulletin*, **52**: 247–258.
- Dauer, D.M. 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, **26**: 249-257.
- Dauer, D.M. & R.W. Alden. 1995. Long-term trends in the macrobenthos and water quality of the lower Chesapeake Bay (1985-1991). *Marine Pollution Bulletin*, **30**: 840-850.
- de Castro, M., M. Gomez-Gesteira, R. Prego & I. Alvarez. 2004. Ria-ocean exchange driven by tides in the Ria of Ferrol (NW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **61**: 15-24.
- Elliott, M. & D.S. McLusky. 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **55**: 815-827.
- Ferraro, S.P., R.C. Swartz, F.A. Cole & W. Schults. 1993. Temporal changes in the benthos along a pollution gradient: discriminating the effects of natural phenomena from sewage-industrial wastewater effects. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **33**: 383-407.
- Ferreira, J.G., W.J. Wolff, T.C. Simas & S.B. Bricker. 2005. Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology? *Ecological Modelling*, **187**: 513-523.
- Flemer, D.A. & M.A. Champ. 2006. What is the future fate of estuaries given nutrient over-enrichment, freshwater diversion and low flows? *Marine Pollution Bulletin*, **52**: 247–258.
- Flint, R.W. & R.D. Kalke. 1986. Niche characterization of dominant estuarine benthic species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **22**: 657-674.
- Francoeur, S.N. & B.J.F. Biggs. 2006. Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. *Hydrobiologia*, **561**:59–69.
- Gaines, S.D. & M.W. Denny. 1993. The Largest, smallest, highest, lowest, longest, and shortest: extremes in ecology. *Ecology*, **74**: 1677-1692.
- Gibson, J.R. & R.G. Najjar. 2000. The response of Chesapeake Bay salinity to climate-induced changes in streamflow. *Limnology and Oceanography*, **40**: 1764-1772.
- Grange, N., A.K. Whitfield, C.J. de Villiers & B.R. Allanson. 2000. The response of two South African east coast estuaries to altered river flow regimes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **10**: 155-177.
- Hastie, B.F. & S.D.A. Smith. 2006. Benthic macrofaunal communities in intermittent estuaries during a drought: Comparisons with permanently open estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **330**: 356–367.



- Hentschel, B.T. 2004. Sediment resuspension and boundary layer flow dramatically increase the growth rates of interface-feeding spionid polychaetes. *Journal of Marine Systems*, **49**: 209-224.
- Hermand, R., C. Salen-Picard, E. Alliot & C. Degiovanni. 2008. Macrofaunal density, biomass and composition of estuarine sediments and their relationship to the river plume of the Rhone River (NW Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **79**: 367–376.
- Katz, R.W., G.S. Brush & M.B. Parlange. 2005. Statistics of extremes: modelling ecological disturbances. *Ecology*, **86**: 1124-1134.
- Kimmerer, W.J. 2002. Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms: physical effects or trophic linkages? *Marine Ecology Progress Series*, **243**: 39-55.
- Lercari D., O. Defeo & E. Celentano. 2002. Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, **44**: 1397-1404.
- Mathews, W.J. & E. Marsh-Matthews 2003. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshwater Biology*, **48**: 1232-1253.
- Matthews, T.G. 2006. Spatial and temporal changes in abundance of the infaunal bivalve *Soletellina alba* (Lamarck, 1818 during a time of drought in the seasonally-closed Hopkins River Estuary, Victoria, Australia Estuarine. *Coastal and Shelf Science*, **66**: 13-20.
- Pardal, M.A., P.G. Cardoso, J.P. Sousa, J.C. Marques & D. Raffaelli. 2004. Assessing environmental quality: a novel approach. *Marine Ecology Progress Series*, **267**: 1-8.
- Peterson, C.H. 1984. Does a rigorous criterion for environmental identity preclude the existence of multiple stable points? *The American Naturalist*, **124**: 127-133.
- Pillay, D. & R. Perissinotto. 2005. The benthic macrofauna of the St. Lucia estuary during the 2005 drought year. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **77**: 35-46.
- Poultona, V.K., J.R. Lovvorna & J.Y. Takekawa. 2004. Spatial and overwinter changes in clam populations of San Pablo Bay, a semiarid estuary with highly variable freshwater inflow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **59**: 459-473.
- Ritter, C., P.A. Montagna & S. Applebaum. 2005. Short-term succession dynamics of macrobenthos in a salinity-stressed estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **323**: 57-69.
- Salen-Picard, C. & D. Arlhac. 2002. Long-term changes in a Mediterranean benthic community: relationships between the Polychaete assemblages and hydrological variations of the Rhône river. *Estuaries*, **25**: 1121-1130.
- Seuront, L. & F.G. Schmitt. 2003. *Mediterranean Biological Time Series*, **22**: 43-49.
- Silva, G. 2006. Structure and dynamics of soft-bottom benthic macroinvertebrates communities: a case study in the Tagus estuary. Msc. Thesis, University of Lisbon, Lisbon, Portugal.
- Silva, G., J.L. Costa, P.R. Almeida & M.J. Costa. 2006. Structure and dynamics of a benthic invertebrate community in an intertidal area of the Tagus estuary: a six year data series. *Hydrobiologia*, **555**: 115-128.



- Sutherland, J.P. 1974. Multiple stable points in natural communities. *The American Naturalist*, **108**: 859-873.
- Teske. P.R. & T. Wooldridge. 2001. A comparison of the macrobenthic faunas of permanently open and temporarily open/closed South African estuaries. *Hydrobiologia*, **464**: 227-243.
- Teske. P.R. & T. Wooldridge. 2003. What limits the distribution of subtidal macrobenthos in permanently open and temporarily open/closed South African estuaries? Salinity vs. sediment particle size. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **57**: 225-238.
- Weisberg, S.B., J.A. Ranasingue, C. Schaffner, R.J. Diaz, D.M. Dauer & J.B. Frithsen. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, **20**: 149-158.
- Weyhenmeyer, G.A., E. Willén & L. Sonesten. 2004. Effects of an extreme precipitation event on water chemistry and phytoplankton in the Swedish Lake Mälaren. *Boreal Environment Research*, **9**: 409-420.



## SÉRIES DE PARÂMETROS AMBIENTAIS E BIOLÓGICOS DISPONÍVEIS PARA O ESTUÁRIO DO MONDEGO

Fonte	Parâmetros	Campanhas	Nº. de estações	Observações
Costa <i>et al.</i> , 2004; Chainho <i>et al.</i> , 2006	Macroinvertebrados bentónicos (abundância e biomassa); temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; sólidos suspensos totais; granulometria do sedimento; profundidade; matéria orgânica; clorofila <i>a</i> ; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P); metais pesados (As, Pb, Cr, Cu, Zn)	Julho 2000; Outubro 2000; Fevereiro 2001; Junho 2001	10	Toda a extensão do estuário
Cardoso <i>et al.</i> , 2005; Verdelhos <i>et al.</i> , 2005	Macroinvertebrados bentónicos (abundância e biomassa); temperatura; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P); precipitação; biomassa de macroalgas e <i>Zostera noltii</i> ; salinidade	Fevereiro 1993 a Janeiro 1997; Janeiro 1999 a Dezembro 2002	3	Braço Sul (intertidal)
Cardoso <i>et al.</i> , 2008	Matéria orgânica; clorofila <i>a</i> ; salinidade; oxigénio dissolvido;	Fevereiro 1993 a Janeiro 1997; Janeiro 1999 a Dezembro 2005	3	Braço Sul (intertidal)
Lillebø, 1997	Granulometria do sedimento	Fevereiro 1993 a Dezembro 95	3	Braço Sul (intertidal)
Marques, 1989	Macroinvertebrados bentónicos (abundância); temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; matéria orgânica; clorofila <i>a</i> ; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P), pH; granulometria do sedimento	Inverno 1985 e Verão 1986		Toda a extensão do estuário (intertidal e subtidal rochoso e móvel)
Rodrigues, 2004	Macroinvertebrados bentónicos (abundância); temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; matéria orgânica; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , P), pH; granulometria do sedimento	Primavera 1990, 1992	13	Toda a extensão do estuário (subtidal móvel)
Rodrigues, 2004	Macroinvertebrados bentónicos (abundância e biomassa); temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; matéria orgânica; clorofila <i>a</i> ; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P), pH; granulometria do sedimento, sílica	Primavera 1998, 2000 e 2002	14	Toda a extensão do estuário (subtidal móvel)
INAG, 2004	Macroinvertebrados bentónicos (abundância e biomassa trimestrais); temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; sólidos suspensos totais; granulometria do sedimento; profundidade; matéria orgânica; clorofila <i>a</i> ; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P); transparência; pH; zooplâncton (biomassa mensal); peixes (abundâncias e biomassas mensal); turbidez; sílica; dados em suporte SIG	Janeiro 2003 a Dezembro 2005	25	Toda a extensão do estuário (subtidal móvel)
INAG, 2004	Cádmio, Crómio, Cobre, Mercúrio, Níquel, Chumbo, Zinco, Prata, Alumínio, Cálcio, Ferro, Magnésio, Manganésio, Sílica, PCB's e DDT	Fevereiro e Agosto de 2003	25	Toda a extensão do estuário (subtidal móvel)
INAG, 2004	Batimetria (SIG)	2003		Toda a extensão do estuário
INAG, 2007	Macroinvertebrados bentónicos (abundância e biomassa trimestrais); temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; sólidos suspensos totais; granulometria do sedimento; profundidade; matéria orgânica; clorofila <i>a</i> ; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P); transparência; pH; turbidez; dados em suporte SIG	Janeiro 2006 a Dezembro 2007	25	Toda a extensão do estuário (subtidal móvel)
IMAR, 2008	Macroinvertebrados bentónicos (ainda em fase de processamento)	Janeiro 2008 a Junho 2008	25	Toda a extensão do estuário (subtidal móvel)
IMAR, 2008	Temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; sólidos suspensos totais; granulometria do sedimento; profundidade; matéria orgânica; clorofila <i>a</i> ; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P); transparência; pH; turbidez; dados em suporte SIG	Janeiro 2008 a Junho 2008	25	Toda a extensão do estuário (subtidal móvel)
IMAR, 2008	Macroinvertebrados bentónicos (ainda em fase de processamento)	Janeiro 2008-Agosto 2008	4	Braço Sul (intertidal)





IMAR, 2008	Temperatura; salinidade, nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P); matéria orgânica no sedimento, clorofila a, microfitobentos, biomassa de macroalgas e biomassa e área de <i>Zostera noltii</i>	Janeiro 2008-Agosto 2008	4	Braço Sul (intertidal)
IMAR, 2008	Meiofauna bentónica (em fase de processamento) – visto apenas Verão 2006 (abundância e lista de espécies)	Primavera 2006 a Outono 2007 (trimestral)	12	Toda a extensão do estuário (subtidal móvel)

## SÉRIES DE PARÂMETROS AMBIENTAIS E BIOLÓGICOS DISPONÍVEIS PARA O ESTUÁRIO DO MIRA

Fonte	Parâmetros	Campanhas	Nº. de estações	Observações
Andrade, 1986; Campos & Fonseca, 1985	Macroinvertebrados bentónicos (abundância), batimetria, salinidade, granulometria do sedimento, profundidade temperatura, turbidez, oxigénio dissolvido	Junho 1984 (pontual)	45	Toda a extensão do estuário
Almeida, 1988; Ferreira, 1994	Macroinvertebrados bentónicos (abundância), matéria orgânica	Fevereiro 1984 - Janeiro 1985 (mensal)	4	Em povoamentos de <i>Zostera</i> spp.
Bruxelas, Ferreira & Albergaria, 1985	Macroinvertebrados bentónicos (abundância), granulometria do sedimento	Junho 1984 (pontual)	105	Toda a extensão do estuário
Chainho <i>et al.</i> , 2008 e P. Chainho, não publicado	Macroinvertebrados bentónicos (abundância e biomassa); Água: temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; sólidos suspensos totais; profundidade; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P); Sedimento: granulometria; matéria orgânica; metais pesados (As, Pb, Cr, Cu, Zn)	Outubro 2003; Março 2004	11	Toda a extensão do estuário
Ferreira <i>et al.</i> , 2003	Nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> )	Dezembro 1990 - Outubro 1992		Em povoamentos de <i>Zostera</i> spp.
Ferreira <i>et al.</i> , 2003	Temperatura, salinidade, clorofila a	Fevereiro-Outubro 1989		Toda a extensão do estuário
Adão, 2003	Biomassa de <i>Zostera noltii</i> (AFDW, peso seco); meiofauna bentónica (nº de indivíduos/10 cm <sup>-2</sup> ); Água: temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; clorofila a; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P, SiO <sub>2</sub> ); pH; Sedimento: granulometria; matéria orgânica; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P, SiO <sub>2</sub> )	Junho 1994 a Agosto 1995 (quinzenais)	2	Em povoamentos de <i>Zostera noltii</i> no intertidal
IMAR, 1999	Temperatura; salinidade; oxigénio dissolvido; turbidez	1997/98 (sazonal)	16	Toda a extensão do estuário
INAG	Temperatura; pH; oxigénio dissolvido; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , P); coliformes fecais; coliformes totais; CBO <sub>5</sub> ; CQO; condutividade	Outubro 1986; Dezembro 1986; Fevereiro 1987; Abril 1987; Junho 1987	1	Odemira
INAG	Temperatura; pH; sólidos suspensos totais; oxigénio dissolvido; salinidade; nutrientes (NO <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>4</sub> , P, Si); clorofilas (a, b, c); feopigmentos; policlorobifenilos; pesticidas organoclorados; hidrocarbonetos; metais pesados (Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, Hg); granulometria do sedimento; TOC	Fevereiro e Setembro 2002 Fevereiro e Setembro 2003 Setembro 2004	5	Toda a extensão do estuário
INAG	Nível hidrométrico instantâneo	Julho 2001 - Janeiro 2002	1	Ribeira do Torgal
INAG	Caudal médio diário; escoamento médio mensal	Outubro 1957 - Setembro 1962	1	Pego das Carretas
INAG	Nível médio diário	Outubro 1975 - Março 1982	1	Sta. Clara-a Velha



## 2.2. Desenvolvimento da Base de Dados em suporte SIG

A informação relativa aos dados biológicos e ambientais recolhidos no âmbito do projecto EFICAS foi armazenada, compilada, analisada e editada em formato SIG.

Por definição, um SIG é constituído por um computador e por um programa de informação geográfica. A conjugação do *Hardware* com o *Software* permite entrar, armazenar, produzir, transformar, medir, analisar, classificar, combinar, sub-amostrar, entre outros, dados que, por denominador comum, são espacialmente representáveis e estão registados num mesmo sistema de coordenadas. Estas características constituem a base estrutural e funcional de um sistema de informação geográfica.

As matrizes de dados inicialmente armazenadas em folhas de cálculo Microsoft Excel® foram tratadas e importadas para formato dBase (.dbf4) e posteriormente importadas para o ArcCatalog®, ficando os dados armazenados sob a forma de *Personal Geodatabase* em Microsoft Access®. A estrutura da base de dados georeferenciada para os estuários do Mira e do Mondego foi definida e nela foram introduzidos os dados obtidos no âmbito do projecto EFICAS.

O sistema de coordenadas utilizado é UTM WGS84. A Figura 1 esquematiza e sintetiza a metodologia seguida.

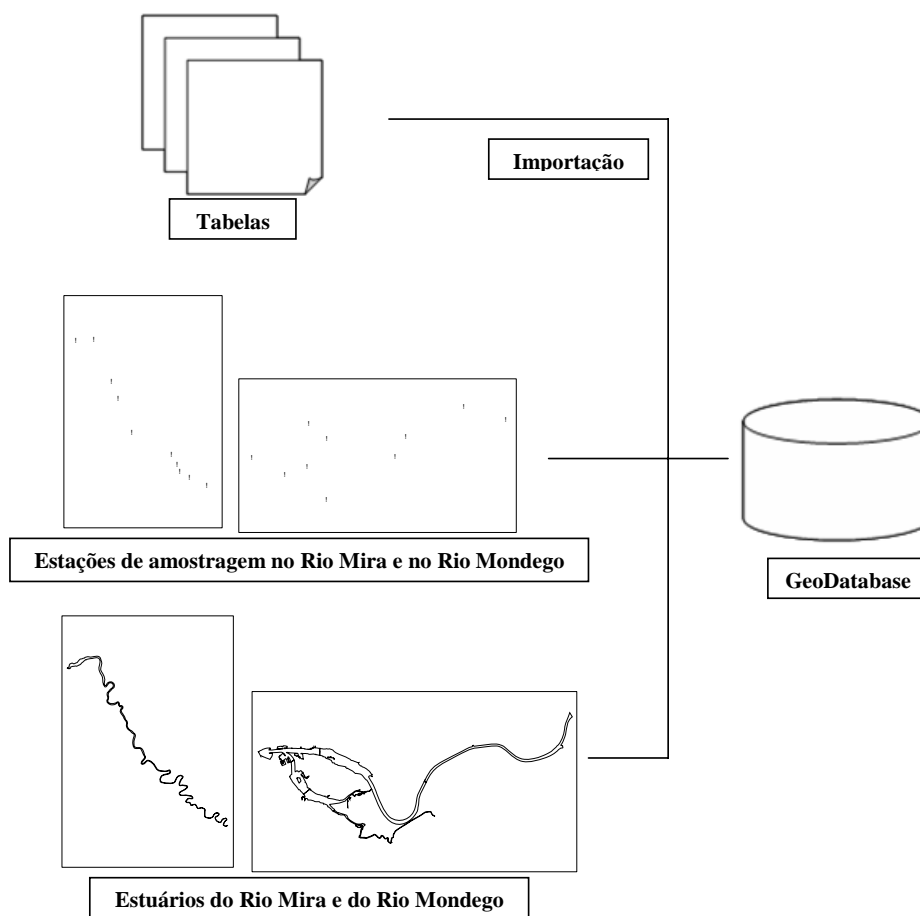


Figura 1. Esquema síntese da metodologia utilizada na criação da base de dados.

## A. Mira

A geodatabase criada para o estuário do Mira, Mira2007, obedece ao diagrama de entidades apresentado na Figura 2.

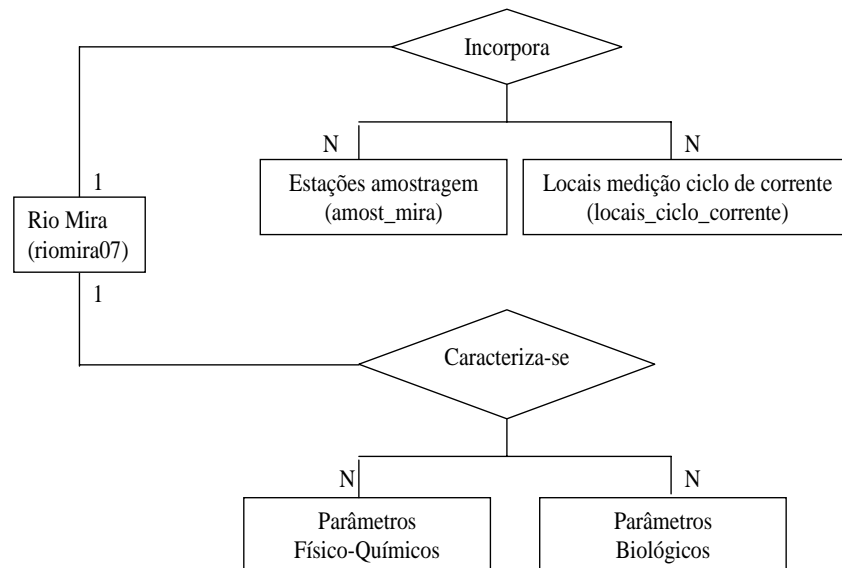


Figura 2. Diagrama de entidades que define a estrutura da base de dados do estuário do Mira.

A informação tabular em formato .dbf foi igualmente associada espacialmente a três *shapefiles*, uma relativa às estações de amostragem (amostmira.shp), cuja geometria é ponto, geo-referenciadas com recurso a um Magellan GPS 320; outra relativa ao local onde se efectuaram os ciclos de medição da velocidade da corrente (locsmira.shp), também geo-referenciados com recurso a um Magellan GPS 320, e também com geometria ponto; e uma última *shapefile* relativa ao estuário do Mira, cuja geometria é polígono (riomira.shp) (Figura 3).

Para obter a *shapefile* associada ao estuário do Mira (riomira.shp) foi primeiro feita a georeferenciação das cartas militares de Portugal, à escala 1:25000 do lgeoE, para o sistema de coordenadas UTM WGS84, e de seguida a digitalização do polígono com recurso a ferramentas de edição do Arcview 8.3. Utilizaram-se as seguintes cartas militares: 544, 552, 553, 561.

As três *shapefiles*, assim como a informação tabular relativamente aos parâmetros físico-químicos e biológicos, foram armazenadas na base de dados Mira2007.

Foram introduzidos os parâmetros físico-químicos referentes ao período de amostragem entre 2006 e 2007; os dados de macrofauna bentónica, malha de 0,5 mm, referentes ao período de amostragem de 2006; os dados de meiofauna e os dados relativos aos géneros de nemátodes, referentes à amostragem feita no Verão de 2006.

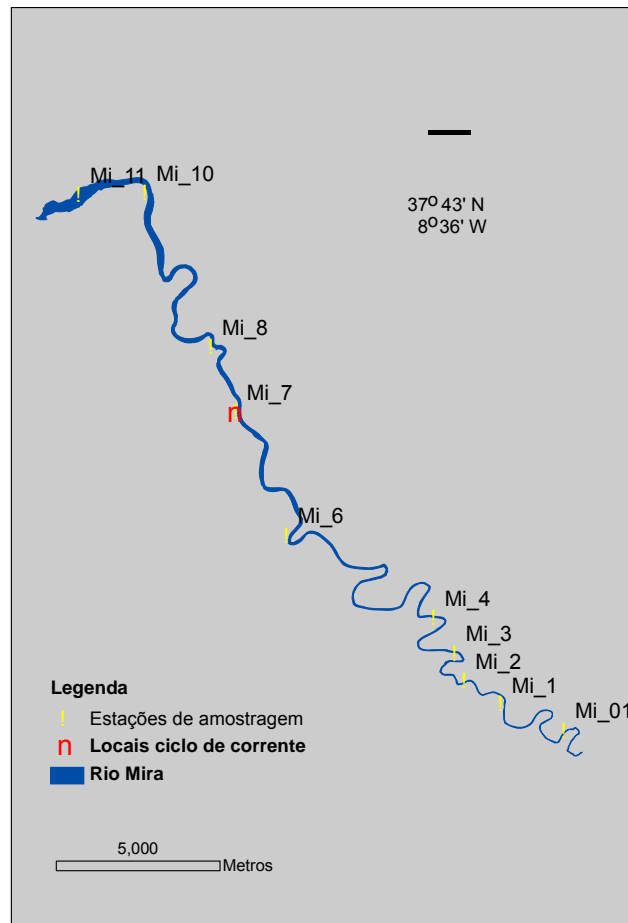


Figura 3. Estuário do Mira. Localização das estações de amostragem e do local de medição do ciclo de corrente.

No que diz respeito aos parâmetros físico-químicos, criaram-se duas tabelas para cada parâmetro, uma para a informação recolhida em profundidade e outra para a informação recolhida à superfície.

No que diz respeito à macrofauna bentónica, optou-se por incluir numa mesma tabela todas as espécies de macroinvertebrados identificadas em cada estação do ano. Para cada espécie foi armazenada a informação acerca do número de indivíduos por  $m^2$  e da biomassa por  $m^2$ . No total, criaram-se 12 tabelas: 6 tabelas organizam a informação por estação de amostragem e as restantes 6 organizam-na por réplicas de amostragem. Destas 6 tabelas, 2 correspondem ao Inverno e ao Outono e as restantes 4 correspondem à Primavera e ao Verão. Foi necessário criar duas tabelas para cada uma destas duas últimas estações do ano devido ao grande número de espécies identificadas.

Para armazenar a informação relativa à meiofauna, criou-se uma tabela onde estão incluídos todos os grupos taxonómicos. A cada grupo está associado o número de indivíduos por  $10\text{ cm}^2$  e o desvio padrão associado. De igual forma, criou-se uma tabela para armazenar o número de indivíduos por  $10\text{ cm}^2$  de todos os géneros de nemátodes e o desvio padrão associado.

As Tabelas 1, 2 e 3 descrevem os parâmetros físico-químicos e biológicos dos estuários do Mira e do Mondego e especificam a informação que foi introduzida na base de dados.

## B. Mondego

A geodatabase criada para o estuário do Mondego, Mond2007, obedece ao diagrama de entidades apresentado na Figura 4.

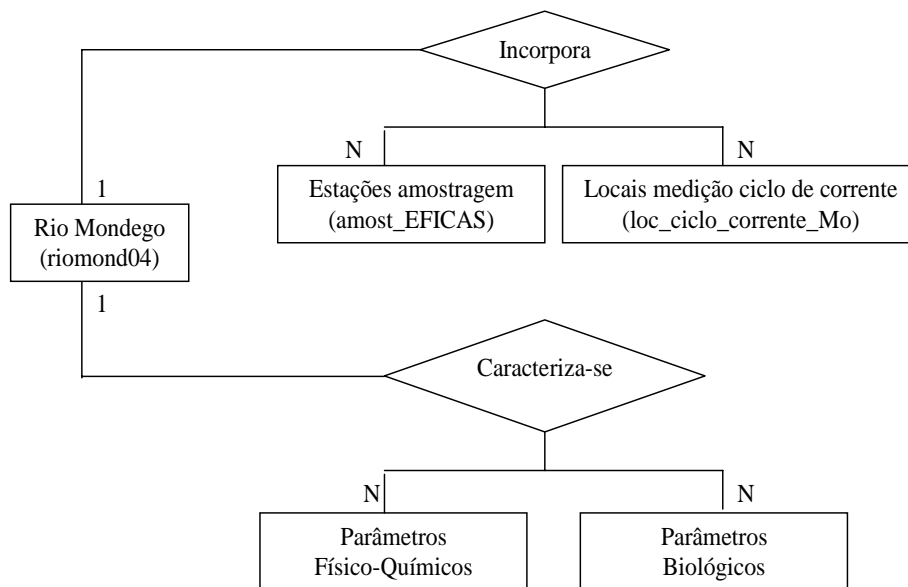


Figura 4. Diagrama de entidades que define a estrutura da base de dados do estuário do Mondego.

A informação tabular, agora em formato .dbf, foi associada espacialmente a três *shapefiles*. Uma relativa às estações de amostragem (amost.shp), cuja geometria é ponto, geo-referenciadas com recurso a um GPS Garmin EtrexVista; uma segunda relativa aos locais onde se efectuaram os ciclos de medição da velocidade da corrente (locs.shp), também geo-referenciados com recurso a um GPS Garmin Etrex, e também com geometria ponto; e por último uma terceira relativa ao estuário, cuja geometria é polígono (riomond04.shp) (Figura 5).

As três *shapefiles*, assim como a informação tabular relativamente aos parâmetros físico-químicos e biológicos, foram armazenadas na base de dados Mond2007.

Na base de dados foram introduzidos os parâmetros físico-químicos referentes ao período de amostragem entre 2006 e 2007; os dados de macrofauna bentónica, malhas de 1 mm e de 0,5 mm, referentes ao período de amostragem de 2006; os dados de meiofauna e os dados relativos aos géneros de nemátodes, referentes à amostragem feita no Verão de 2006.

No que diz respeito aos parâmetros físico-químicos, criaram-se duas tabelas para cada parâmetro, uma para a informação recolhida em profundidade e outra para a informação recolhida à superfície.

No que diz respeito à macrofauna bentónica, optou-se por incluir numa mesma tabela todas as espécies de macroinvertebrados identificadas em cada estação do ano. Para cada espécie foi armazenada a informação

acerca do número de indivíduos por m<sup>2</sup> e da biomassa por m<sup>2</sup>. No total criaram-se 16 tabelas: 8 tabelas organizam a informação por estação de amostragem e as restantes 8 organizam-na por réplicas de amostragem. Das 8 tabelas, 4 armazenam a informação respeitante à malha de 1 mm, sendo uma tabela para cada estação do ano (Primavera, Verão, Outono, Inverno); e as restantes 4 armazenam a informação respeitante à malha de 0,5 mm, também uma para cada estação do ano.

Para armazenar a informação relativa à meiofauna, criou-se uma tabela onde estão incluídos todos os grupos taxonómicos. A cada grupo está associado o número de indivíduos por 10 cm<sup>2</sup> e o desvio padrão associado. De igual forma, criou-se uma tabela para armazenar o número de indivíduos por 10 cm<sup>2</sup> de todos os géneros de nemátodes e o desvio padrão associado.

As tabelas 1, 2 e 3 descrevem as tabelas dos parâmetros físico-químicos e biológicos dos estuários do Mondego e especificam a informação que foi introduzida na base de dados.

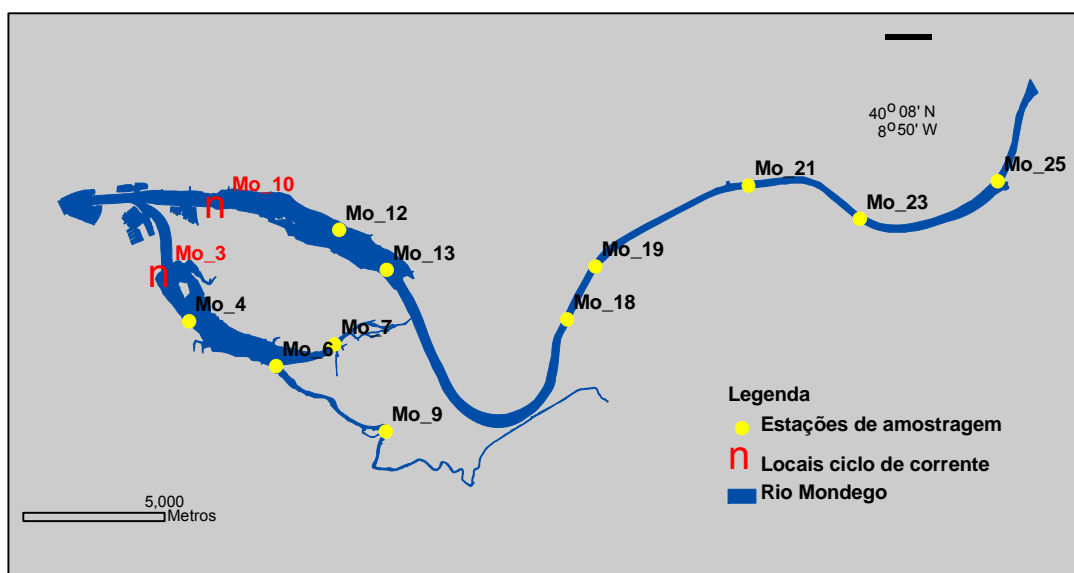


Figura 5. Estuário do Mondego. Localização das estações de amostragem e dos locais de medição do ciclo de corrente.

Tabela 1. Descrição das tabelas e tipos de dados associados para os parâmetros transparência e profundidade.

Ficheiro	Mondego	Mira
<b>PROFUND</b>	Profundidade (m), todas as estações do ano de 2006 e de 2007.	Profundidade (m) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007.
<b>TRANSPAR</b>	Transparência (m), para todas as estações do ano de 2006 e de 2007.	Transparência (m), para todas as estações do ano de 2006 e de 2007.



Tabela 2. Descrição das tabelas e tipos de dados associados na determinação da qualidade da água e sedimento.

<b>Ficheiro</b>	<b>Mondego</b>	<b>Mira</b>
<b>CONDFUNDO</b>	-----	Condutividade (mS/cm <sup>3</sup> ) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>CONDSUP</b>	-----	Condutividade (mS/cm <sup>3</sup> ) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>NH4FUNDO</b>	Quantificação de Amónia (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Quantificação de Amónia (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>NH4SUP</b>	Quantificação de Amónia (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Quantificação de Amónia (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>NO2FUNDO</b>	Quantificação de Nitritos (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Quantificação de Nitritos (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>NO2SUP</b>	Quantificação de Nitritos (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Quantificação de Nitritos (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>NO3FUNDO</b>	Quantificação de Nitratos (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Quantificação de Nitratos (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>NO3SUP</b>	Quantificação de Nitratos (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Quantificação de Nitratos (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>O2FUNDO</b>	Quantificação de Oxigénio (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Quantificação de Oxigénio (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>O2SUP</b>	Quantificação de Oxigénio (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Quantificação de Oxigénio (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>O2FUNDOPERC</b>	Percentagem de Oxigénio (%) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Percentagem de Oxigénio (%) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>O2SUPPERC</b>	Percentagem de Oxigénio (%) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Percentagem de Oxigénio (%) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>pHFUNDO</b>	Valores de pH para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Valores de pH para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>pHSUP</b>	Valores de pH para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Valores de pH para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.

<b>PO4FUNDO</b>	Quantificação de Fosfato (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Quantificação de Fosfato (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>PO4SUP</b>	Quantificação de Fosfato (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Quantificação de Fosfato (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>SALINFUNDO</b>	Salinidade relativa às amostras de água recolhidas no fundo, para todas as estações do ano 2006 e de 2007.	Salinidade relativa às amostras de água recolhidas no fundo, para todas as estações do ano de 2006 e de 2007.
<b>SALINSUP</b>	Salinidade relativa às amostras de água recolhidas à superfície, para todas as estações do ano de 2006 e de 2007.	Salinidade relativa às amostras de água recolhidas à superfície, para todas as estações do ano de 2006 e de 2007.
<b>SSTMGLFUNDO</b>	Sólidos suspensos totais (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Sólidos suspensos totais (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>SSTMGLSUP</b>	Sólidos suspensos totais (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Sólidos suspensos totais (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>TEMPFUNDO</b>	Temperatura (Graus Centígrados) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Temperatura (Graus Centígrados) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>TEMPSUP</b>	Temperatura (Graus Centígrados) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Temperatura (Graus Centígrados) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>ClorofilasFUNDO</b>	Concentração de Clorofila a (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.	Concentração de Clorofila a (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de fundo.
<b>ClorofilasSUP</b>	Concentração de Clorofila a (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.	Concentração de Clorofila a (mg/l) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007. Amostragem de superfície.
<b>GRANULOMETRIA</b>	Percentagem de sedimento das classes granulométricas 1, 2, 3, 4 e 5 quantificada para todas as estações do ano 2006 e de 2007.	Percentagem de sedimento das classes granulométricas 1, 2, 3, 4 e 5 quantificada para todas as estações do ano de 2006 e de 2007.
<b>TCO</b>	Teor em Carbono Orgânico (%) para todas as estações do ano 2006 e Inverno de 2007.	Teor em Carbono Orgânico (%) para todas as estações do ano de 2006 e de 2007.

Tabela 3. Descrição das tabelas e tipos de dados associados na determinação da qualidade biológica com base nas comunidades bentónicas.

<b>Ficheiro</b>	<b>Mondego</b>	<b>Mira</b>
<b>BEstINV06_1_05</b>	-----	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em

		cada estação de amostragem, no Inverno de 2006. Malha de 0,5 mm.
<b>BEstINV06_05</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, numa malha de 0,5 mm, no Inverno de 2006.	-----
<b>BEstINV06_1</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, numa malha de 1 mm, no Inverno de 2006.	-----
<b>BEstPRIM06_1_05a</b>		Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, na Primavera de 2006. Malha de 0,5 mm.
<b>BEstPRIM06_1_05b</b>	-----	
<b>BEstPRIM06_05</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, numa malha de 0,5 mm, na Primavera de 2006.	-----
<b>BEstPRIM06_1</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, numa malha de 1 mm, na Primavera de 2006.	-----
<b>BEstVER06_1_05a</b>		Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, no Verão de 2006. Malha de 0,5 mm.
<b>BEstVER06_1_05b</b>	-----	
<b>BEstVER06_05</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, numa malha de 0,5 mm, no Verão de 2006.	-----
<b>BEstVER06_1</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, numa malha de 1 mm, no Verão de 2006.	-----
<b>BEstOUT06_1_05</b>		Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, no Outono de 2006. Malha de 0,5 mm.
<b>BEstOUT06_05</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de	-----

	amostragem, numa malha de 0,5 mm, no Outono de 2006.	
<b>BEstOUT06_1</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada estação de amostragem, numa malha de 1 mm, no Outono de 2006.	-----
<b>BReplINV06_1_05</b>	-----	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, no Inverno de 2006. Malha de 0,5 mm.
<b>BReplINV06_05</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, numa malha de 0,5 mm, no Inverno de 2006.	-----
<b>BReplINV06_1</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, numa malha de 1 mm, no Inverno de 2006.	-----
<b>BReplPRIM06_1_05a</b>		Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, na Primavera de 2006. Malha de 0,5 mm.
<b>BReplPRIM06_1_05b</b>	-----	
<b>BReplPRIM06_05</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, numa malha de 0,5 mm, na Primavera de 2006.	-----
<b>BReplPRIM06_1</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, numa malha de 1 mm, na Primavera de 2006.	-----
<b>BReplIVER06_1_05a</b>		Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, no Verão de 2006. Malha de 0,5 mm.
<b>BReplIVER06_1_05b</b>	-----	
<b>BReplIVER06_05</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, numa malha de 0,5 mm, no Verão de 2006.	-----
<b>BReplIVER06_1</b>	Número de indivíduos/m <sup>2</sup> e biomassa/m <sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de	-----

amostragem, numa malha de 1 mm, no Verão de 2006.

**BReplOUT\_1\_05**

-----

Número de indivíduos/m<sup>2</sup> e biomassa/m<sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, no Outono de 2006. Malha de 0,5 mm.

**BReplOUT06\_05**

Número de indivíduos/m<sup>2</sup> e biomassa/m<sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, numa malha de 0,5 mm, no Outono de 2006.

-----

**BReplOUT06\_1**

Número de indivíduos/m<sup>2</sup> e biomassa/m<sup>2</sup> das espécies macrobentónicas identificadas em cada réplica de amostragem, numa malha de 1 mm, no Outono de 2006.

-----

**MEstPRIM06**

Número de indivíduos/10cm<sup>2</sup> e desvio padrão associado, dos grandes grupos de meiofauna identificados em cada estação amostrada, no Verão de 2006.

Número de indivíduos/10cm<sup>2</sup> e desvio padrão associado, dos grandes grupos de meiofauna identificados em cada estação amostrada, no Verão de 2006.

**NEstPRIM06**

Número de indivíduos/10cm<sup>2</sup> e desvio padrão associado, dos géneros de nemátodes identificados em cada estação amostrada, no Verão de 2006.

Número de indivíduos/10cm<sup>2</sup> e desvio padrão associado, dos géneros de nemátodes identificados em cada estação amostrada, no Verão de 2006.

---

A informação introduzida na base de dados georeferenciada permitiu criar mapas temáticos que caracterizam os estuários do Mondego e do Mira.

Uma vez que as estações de amostragem não são em número suficiente para permitir fazer uma interpolação cuidada, optou-se por criar os mapas temáticos simplesmente apresentando os valores disponíveis em cada estação de amostragem.

Foram criados os mapas dos parâmetros salinidade, profundidade, transparência, pH, clorofila a, DIN, DIP, granulometria, oxigénio dissolvido, condutividade, sólidos suspensos totais, TCO para as quatro estações dos anos 2006 e 2007 e para ambos os estuários. As Figuras 6 a 19 ilustram alguns destes mapas.

Todos os dados utilizados na elaboração deste projecto estão disponíveis para utilização por entidades públicas, nomeadamente no âmbito da aplicação de políticas ambientais, tendo a equipa do projecto a salvaguarda de exploração dos dados por 3 anos, com início na presente data.

A. MIRA

Salinidade - Ano 2006 (Amostragem de fundo)

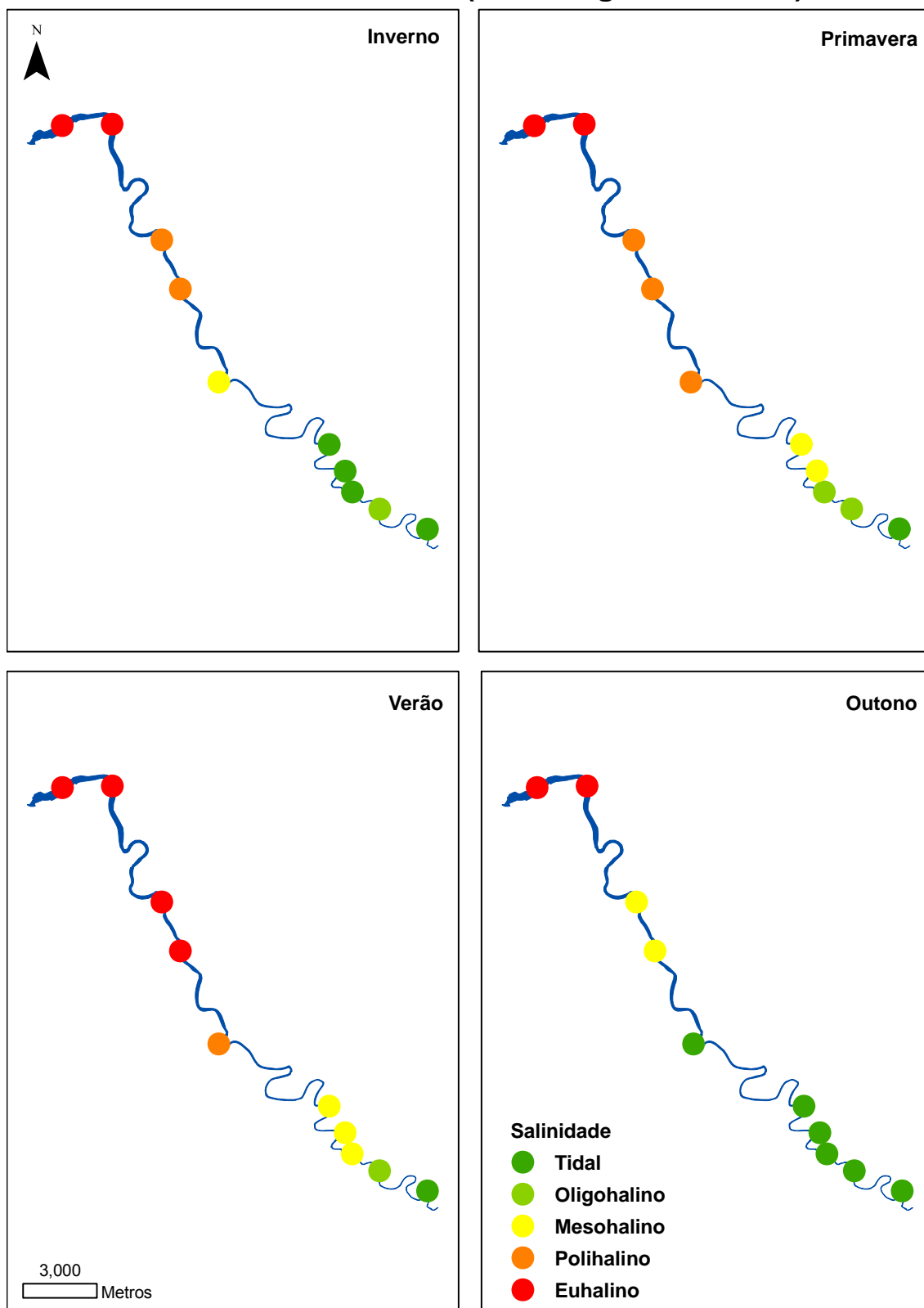


Figura 6. Classificação da salinidade de amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mira (tidal < 0,5; oligohalino 0,5 – 5,0; mesohalino 5,0 – 18,0; polihalino 18,0 – 30,0; euhalino >30,0).



## Salinidade - Ano 2007 (Amostragem de fundo)

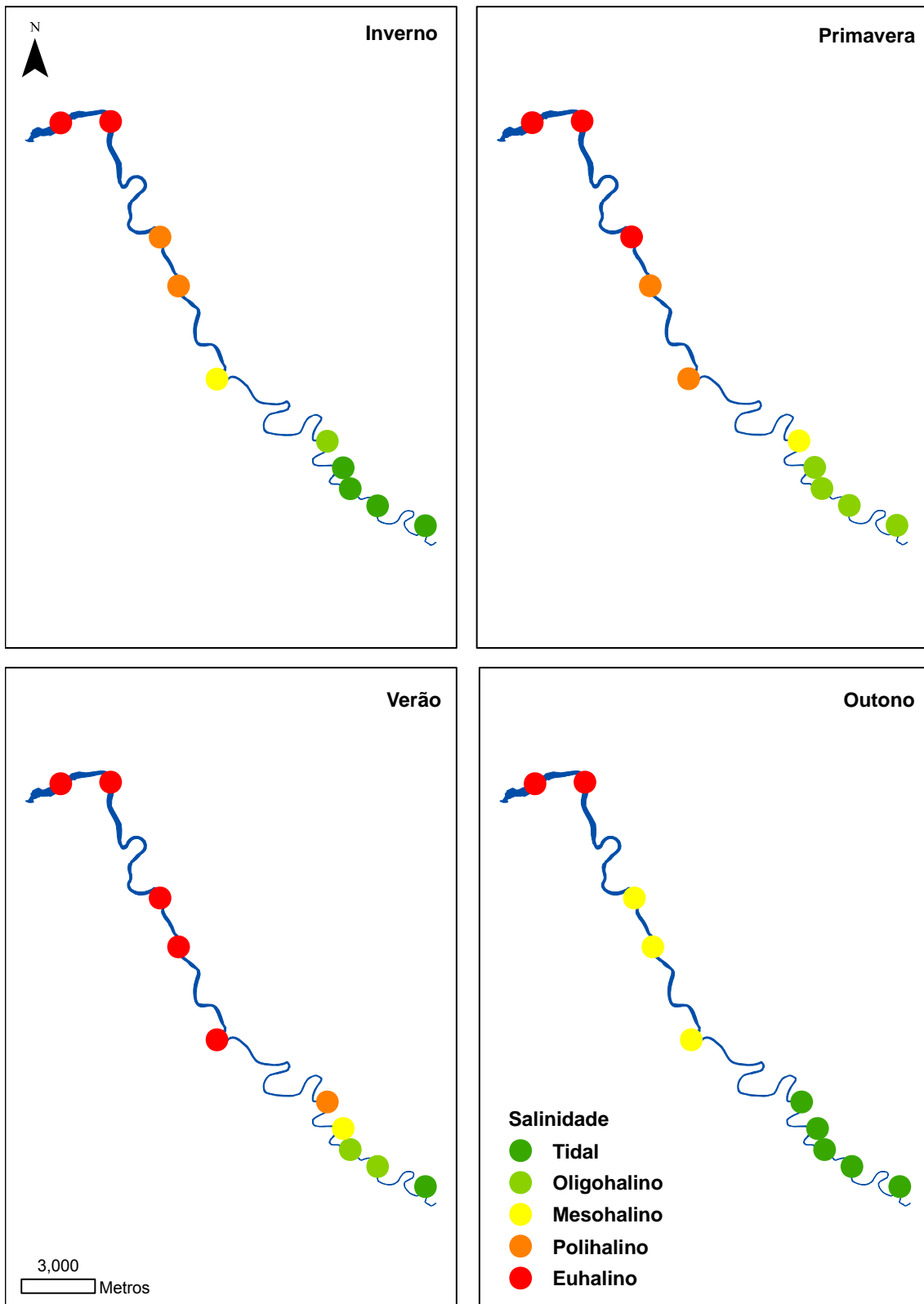


Figura 7. Classificação da salinidade de amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2007, no estuário do Mira ((tidal < 0,5; oligohalino 0,5 – 5,0; mesohalino 5,0 – 18,0; polihalino 18,0 – 30,0; euhalino >30,0).

### Oxigénio (mg/l) - Ano 2006 (Amostragem de fundo)

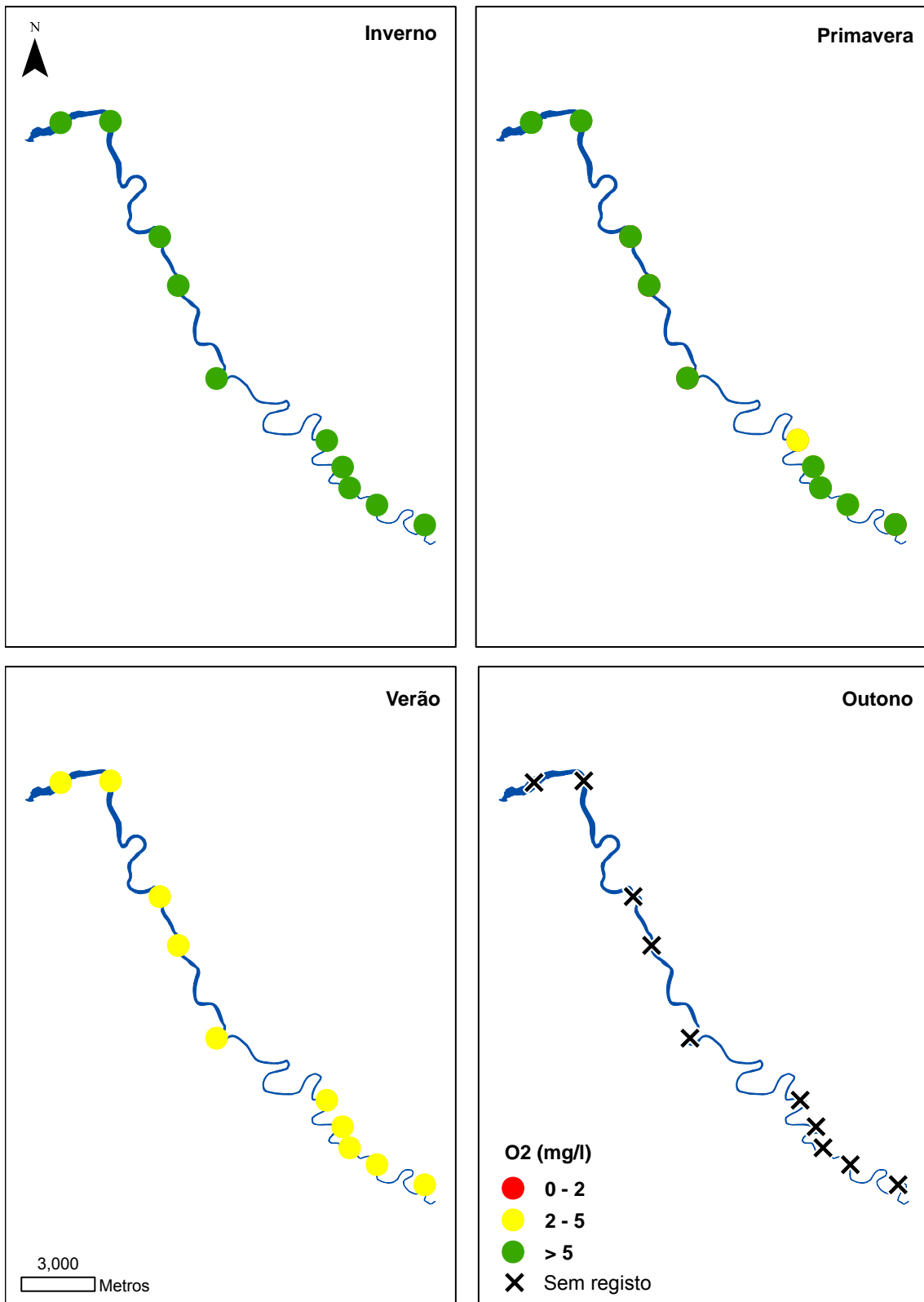


Figura 8. Quantificação de oxigénio (mg/l) em amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mira.

## Clorofila a - Ano 2006 (Amostragem de fundo)

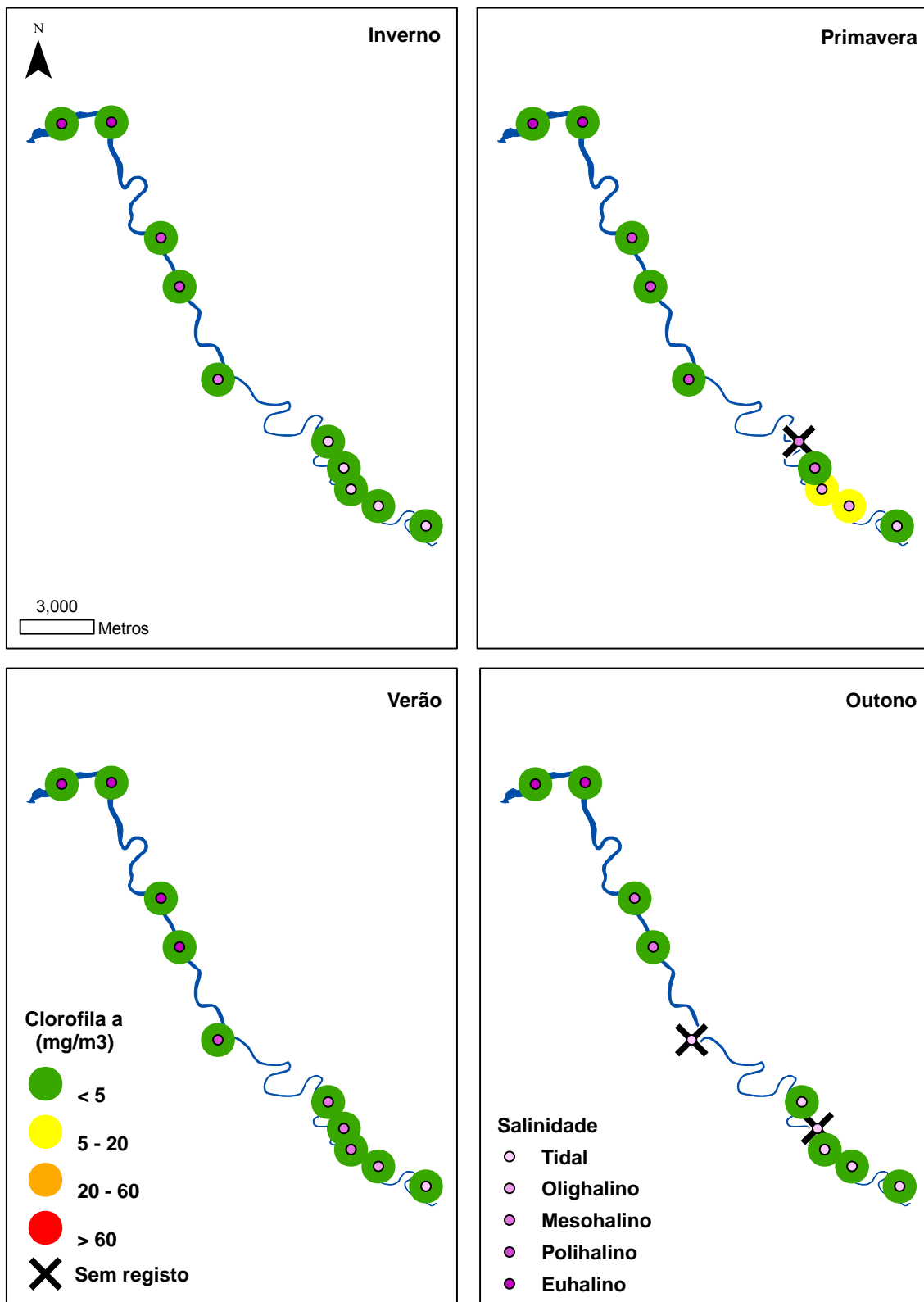


Figura 9. Quantificação da clorofila a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) em amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mira.

### Azoto total (mg/l) - Ano 2006 (Amostragem de fundo)

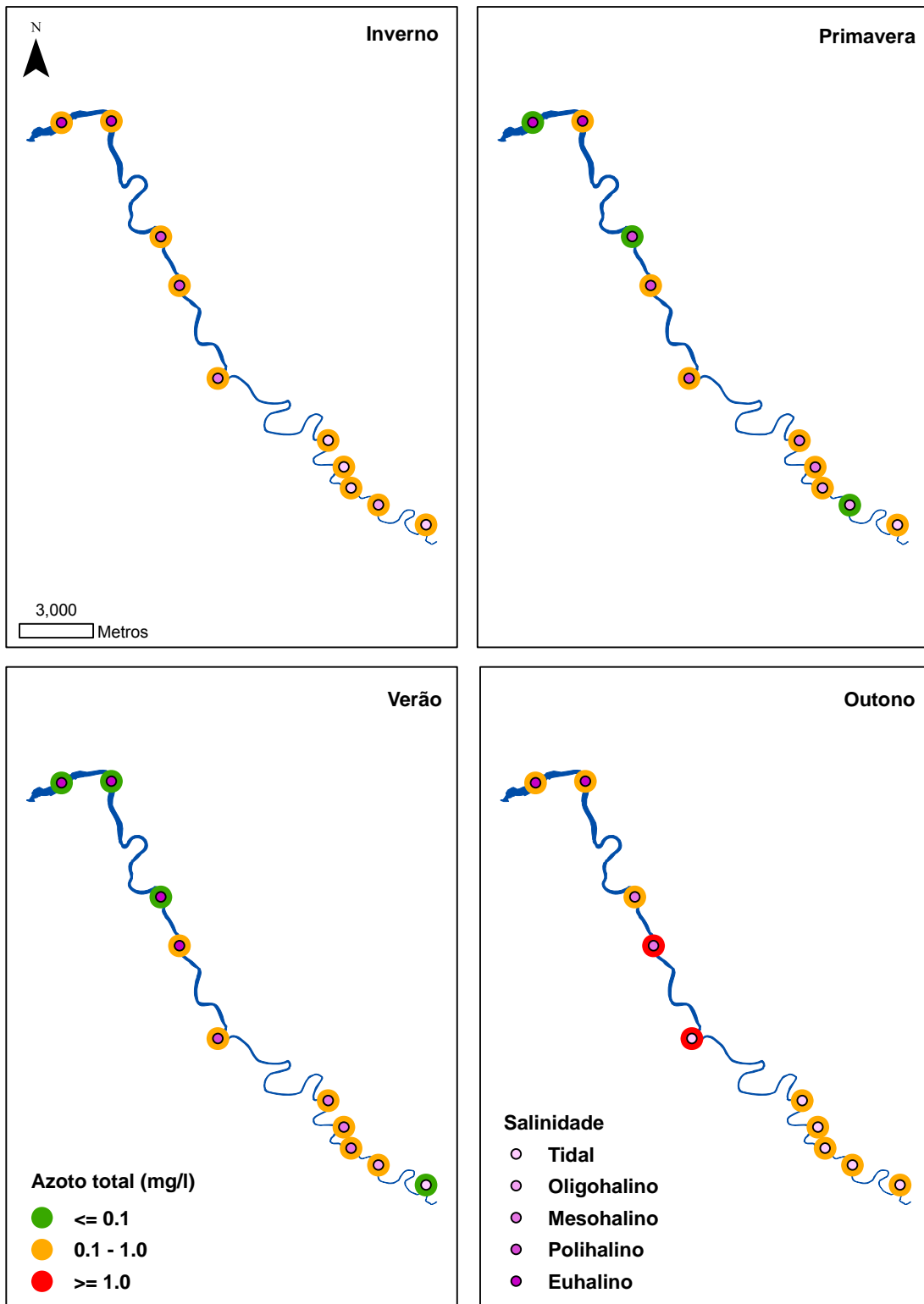


Figura 10. Quantificação de azoto total (mg/l) em amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mira.

## Fósforo (mg/l) - Ano 2006 (Amostragem de fundo)

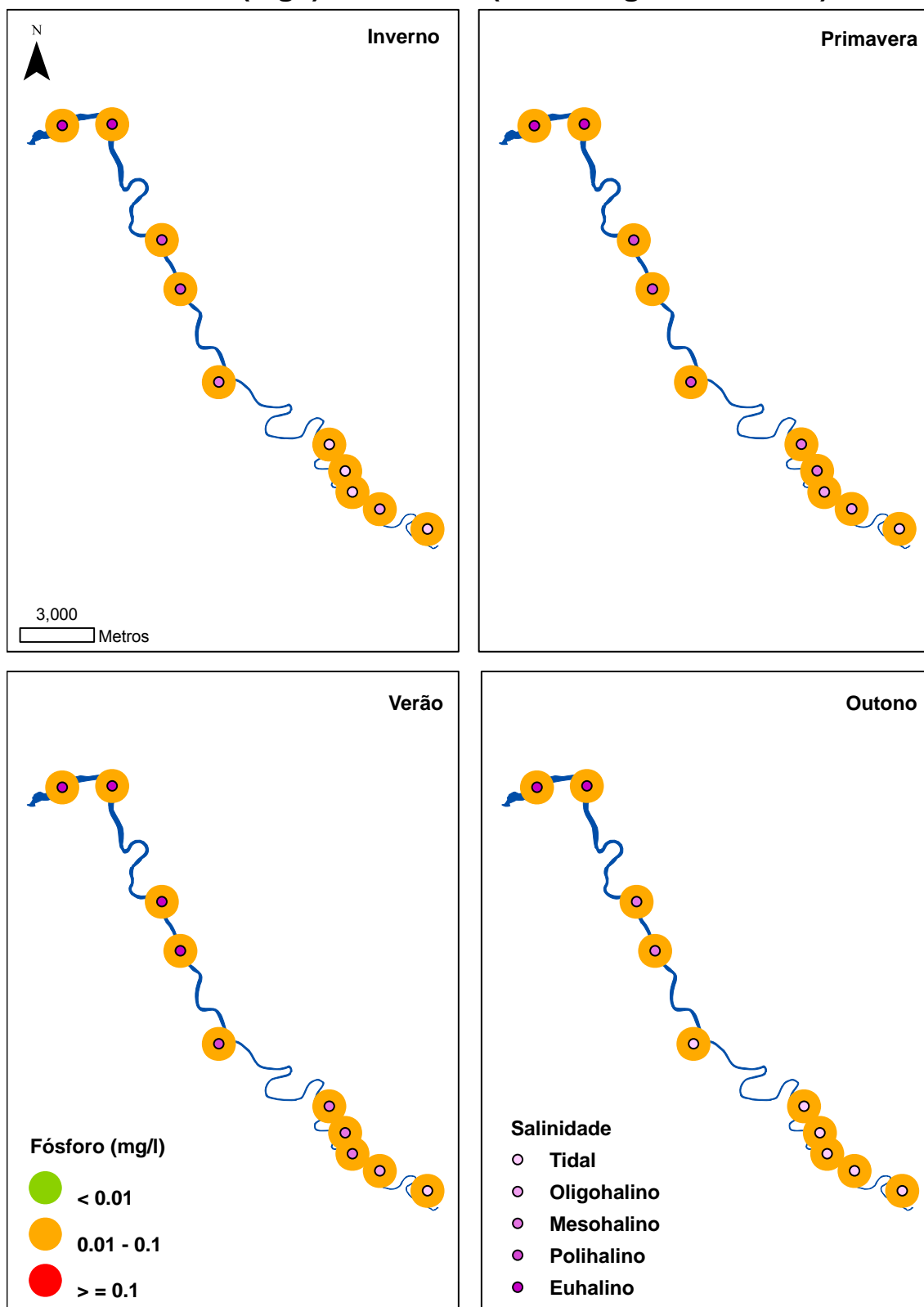


Figura 11. Quantificação de fósforo (mg/l) em amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mira.

## Sedimento - Ano 2006

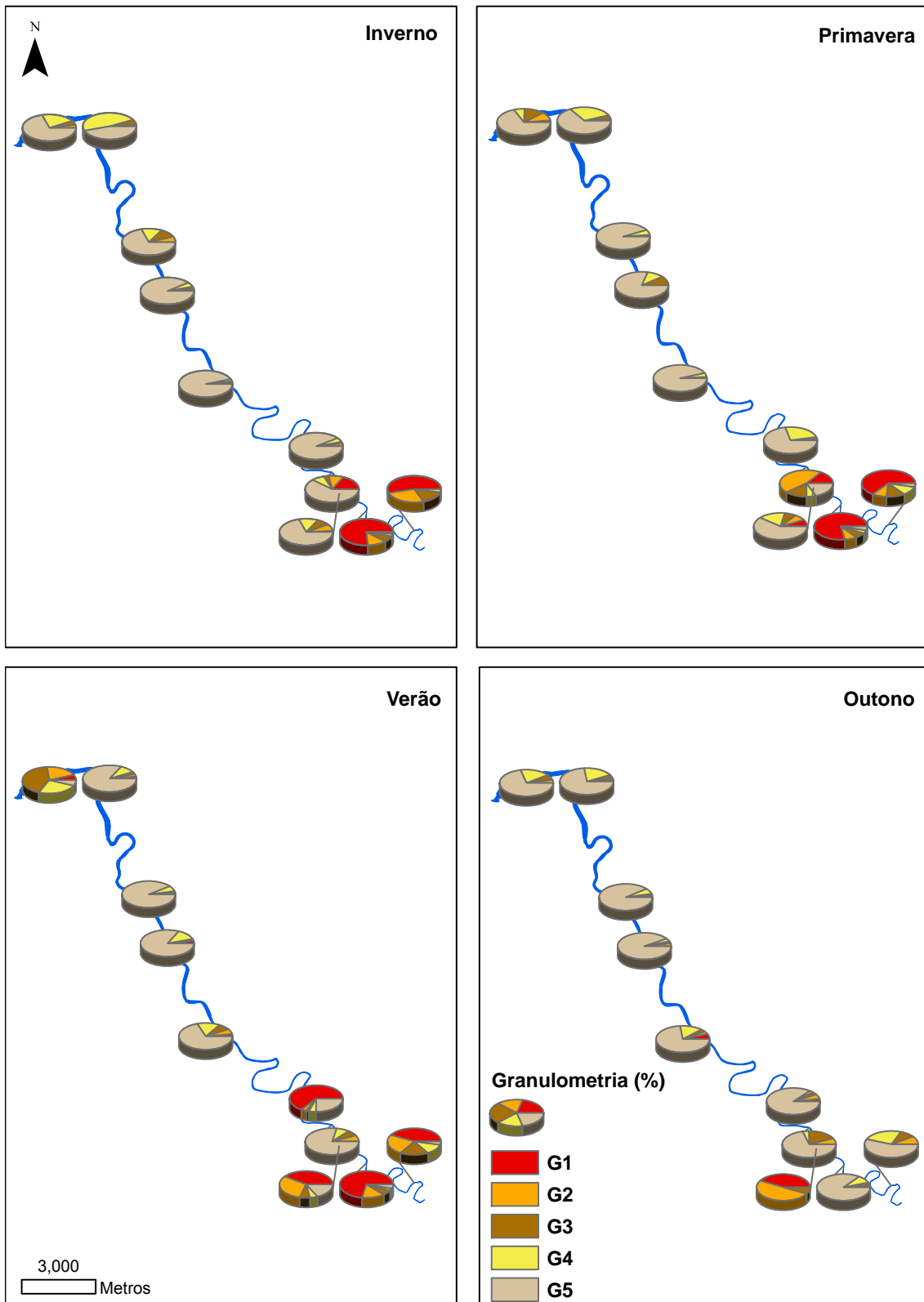


Figura 12. Percentagem de sedimento das classes granulométricas 1 (Cascalho), 2 (Areia Grossa), 3 (Areia Média), 4 (Areia Fina) e 5 (Vasa) quantificada para todas as estações do ano 2006, no estuário do Mira.



## B. MONDEGO

### Salinidade - Ano 2006 Amostragem de fundo

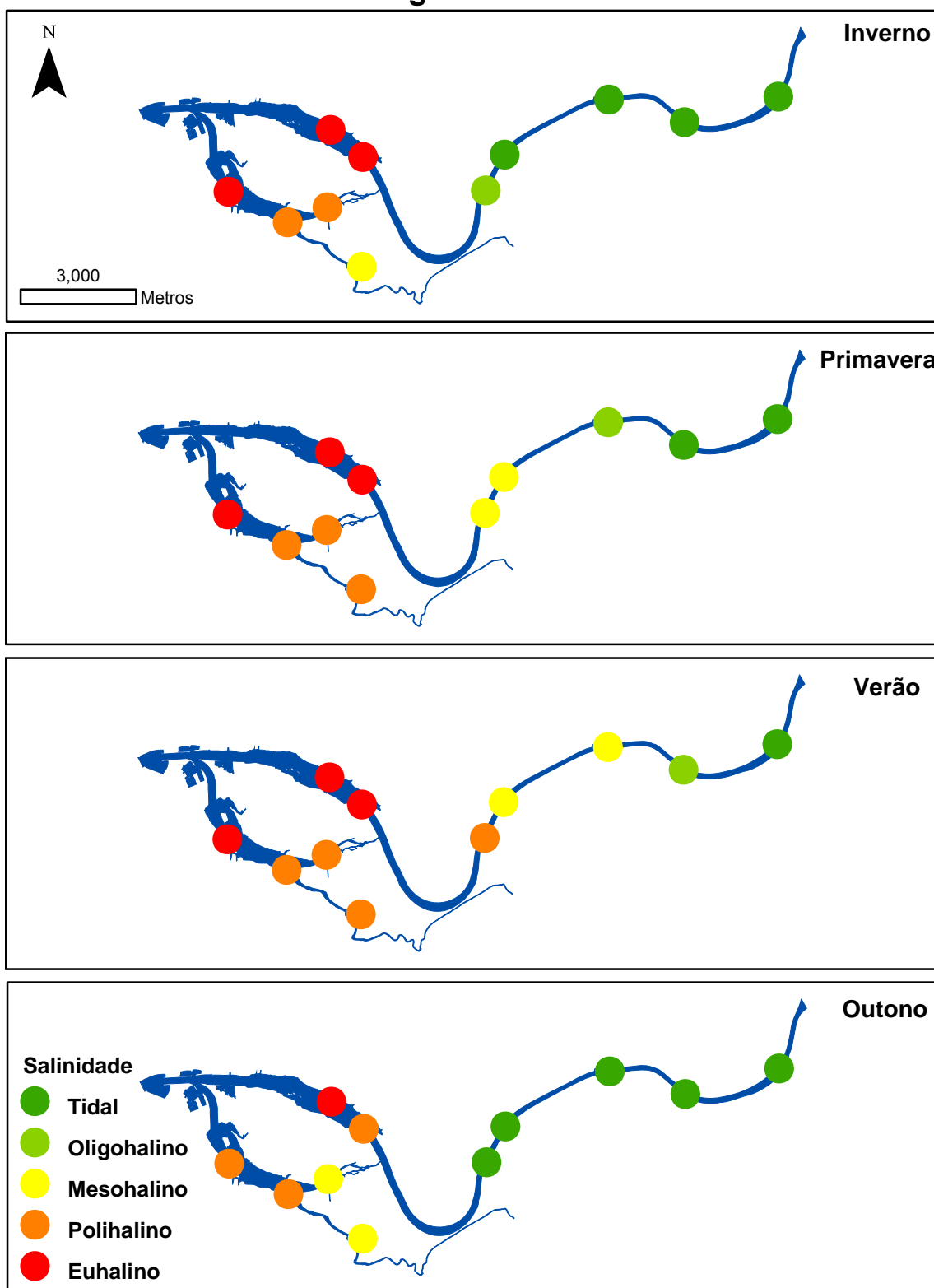


Figura 13. Classificação da salinidade de amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mondego (tidal < 0,5; oligohalino 0,5 – 5,0; mesohalino 5,0 – 18,0; polihalino 18,0 – 30,0; euhalino >30,0).

## Salinidade - Ano 2007 Amostragem de fundo

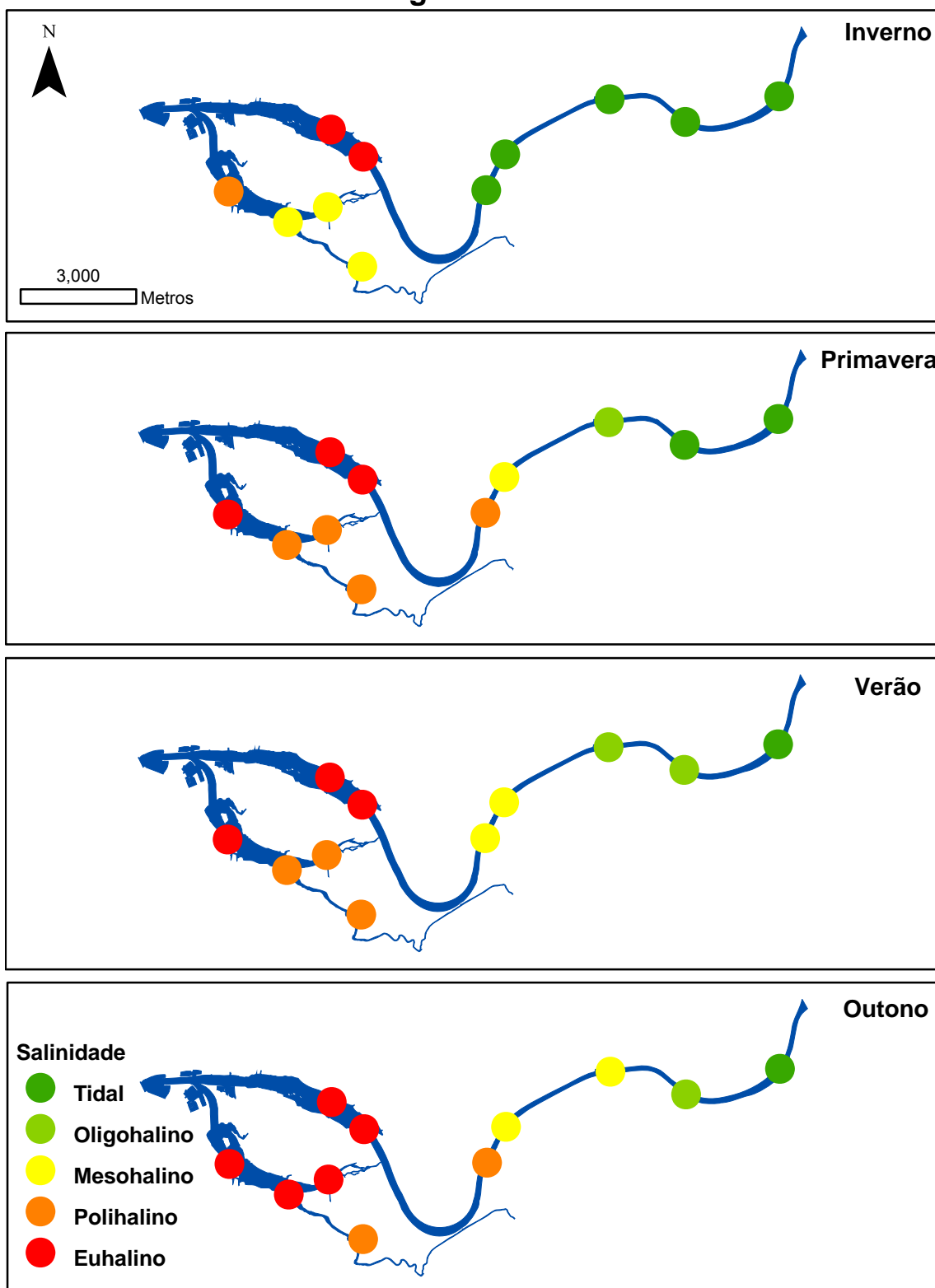


Figura 14. Classificação da salinidade de amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2007, no estuário do Mondego (tidal < 0,5; oligohalino 0,5 – 5,0; mesohalino 5,0 – 18,0; polihalino 18,0 – 30,0; euhalino >30,0).

### Oxigénio (mg/l) - Ano 2006 Amostragem de fundo

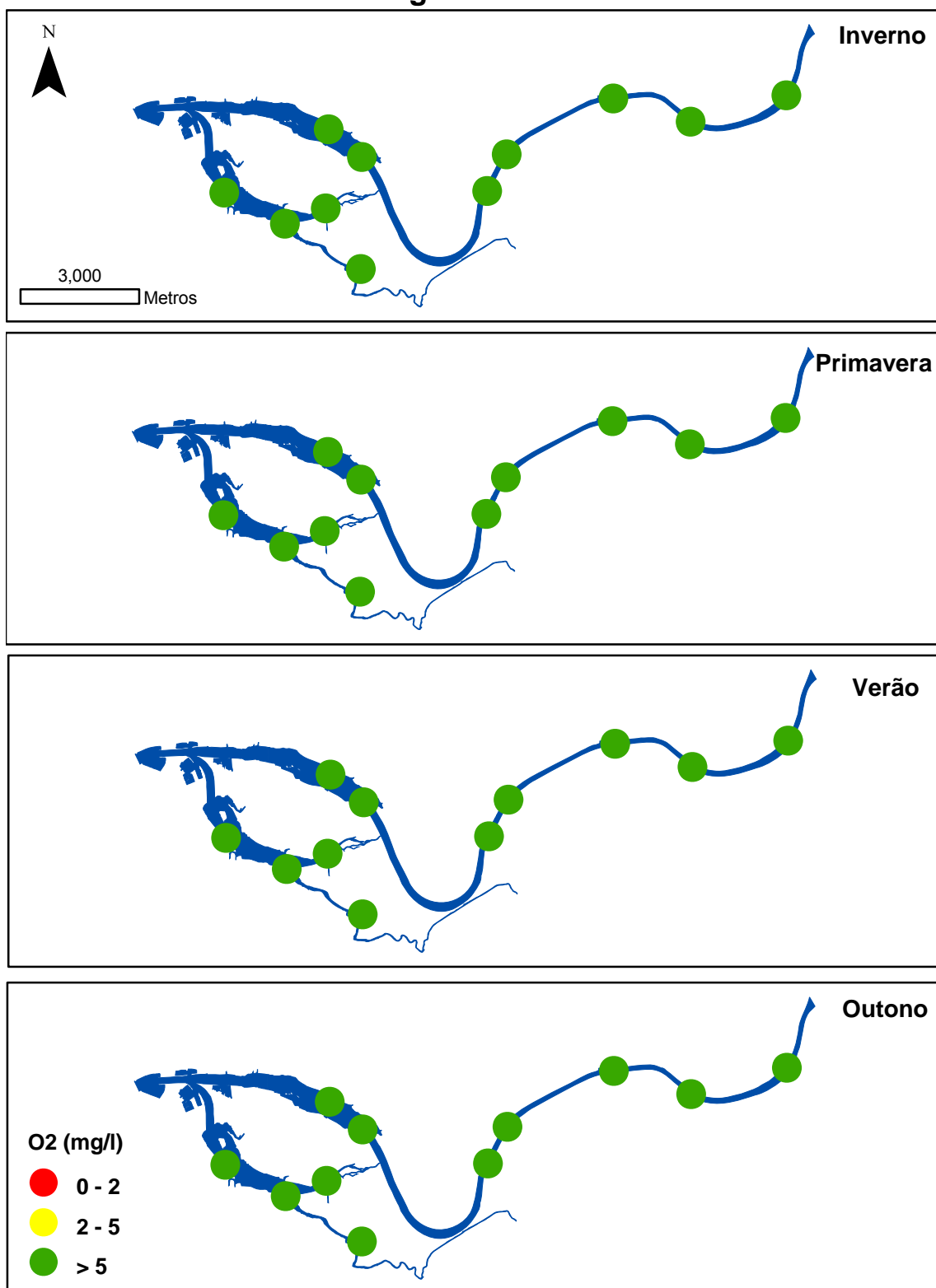


Figura 15. Quantificação de oxigénio (mg/l) em amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mondego.

## Clorofila a - Ano 2006 Amostragem de fundo

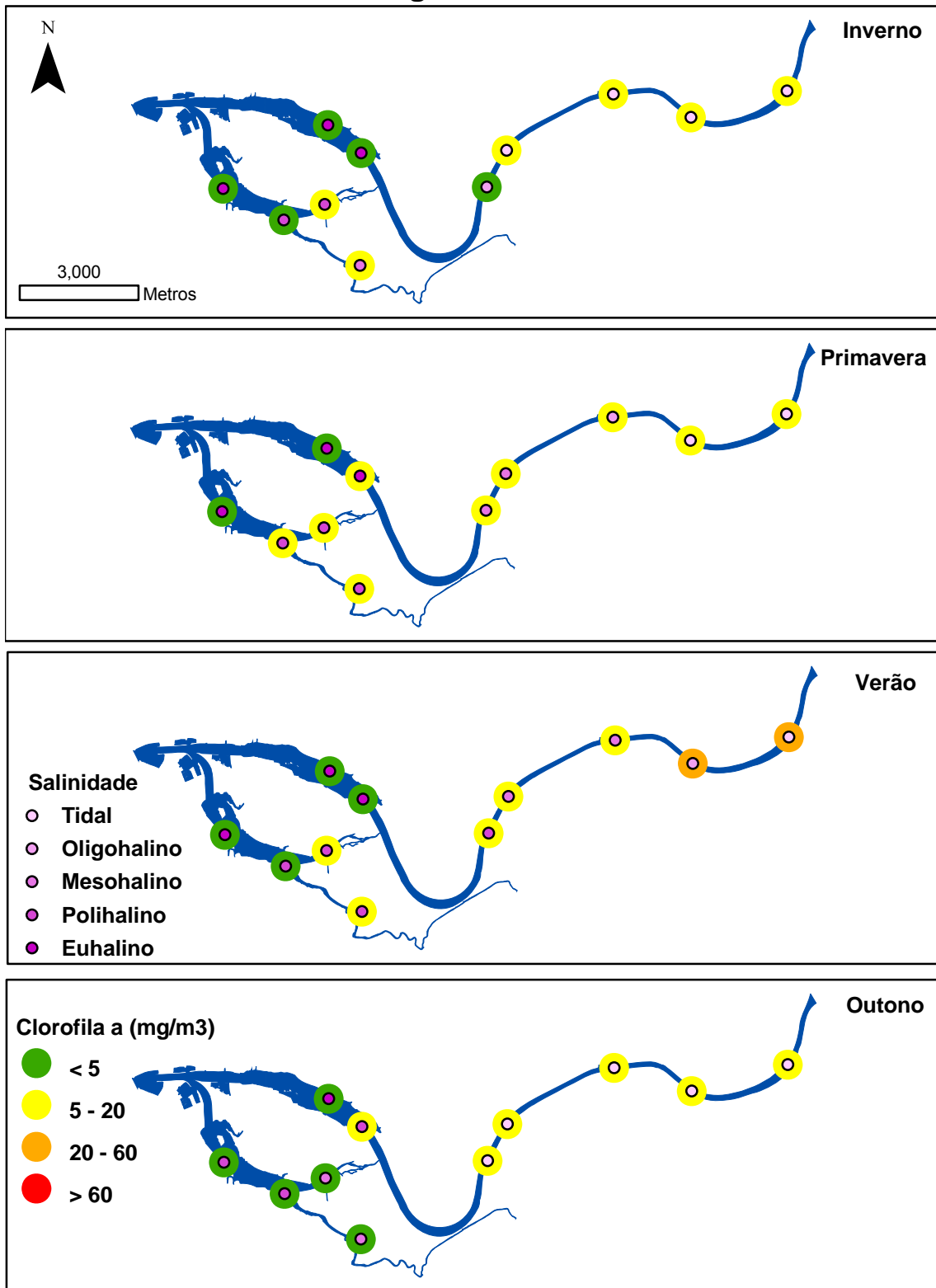


Figura 16. Quantificação da clorofila a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) em amostras de água de superfície, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mondego.

### Azoto total (mg/l)- Ano 2006 Amostragem de fundo

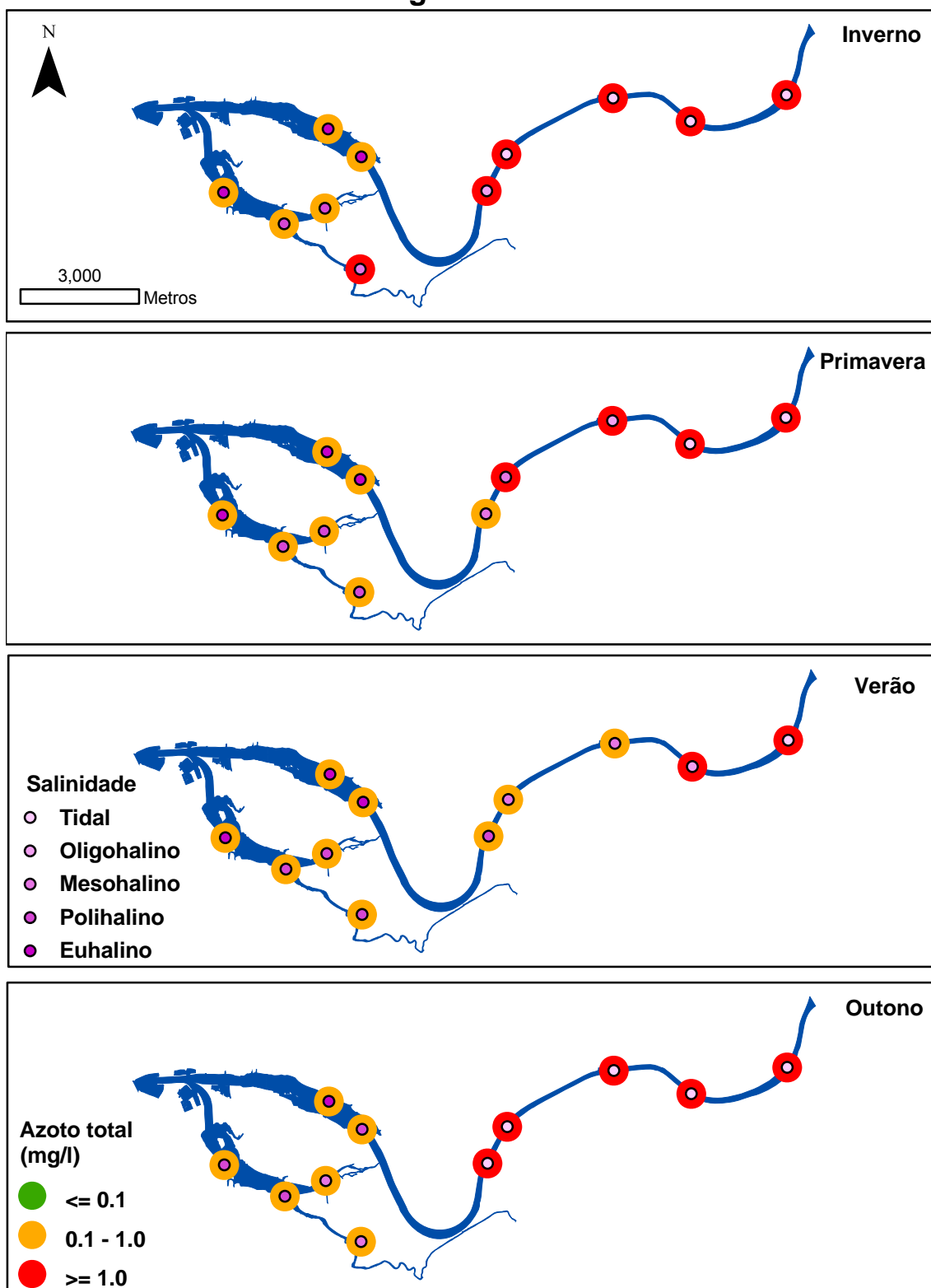


Figura 17. Quantificação de azoto total (mg/l) em amostras de água de superfície, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mondego.

## Fósforo (mg/l)- Ano 2006 Amostragem de fundo

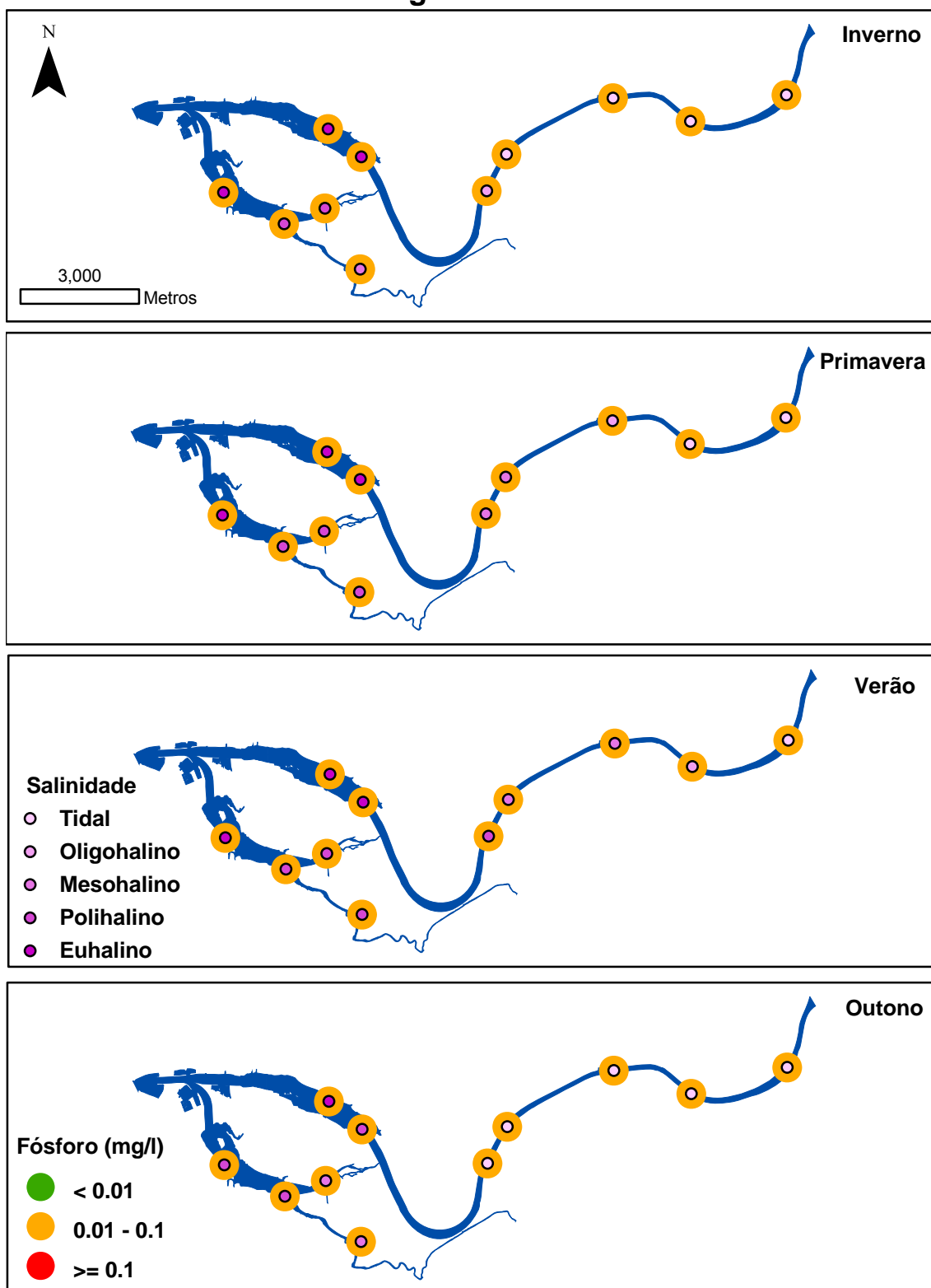


Figura 18. Quantificação de fósforo (mg/l) em amostras de água de fundo, nas quatro estações do ano 2006, no estuário do Mondego.



## Sedimento - Ano 2006

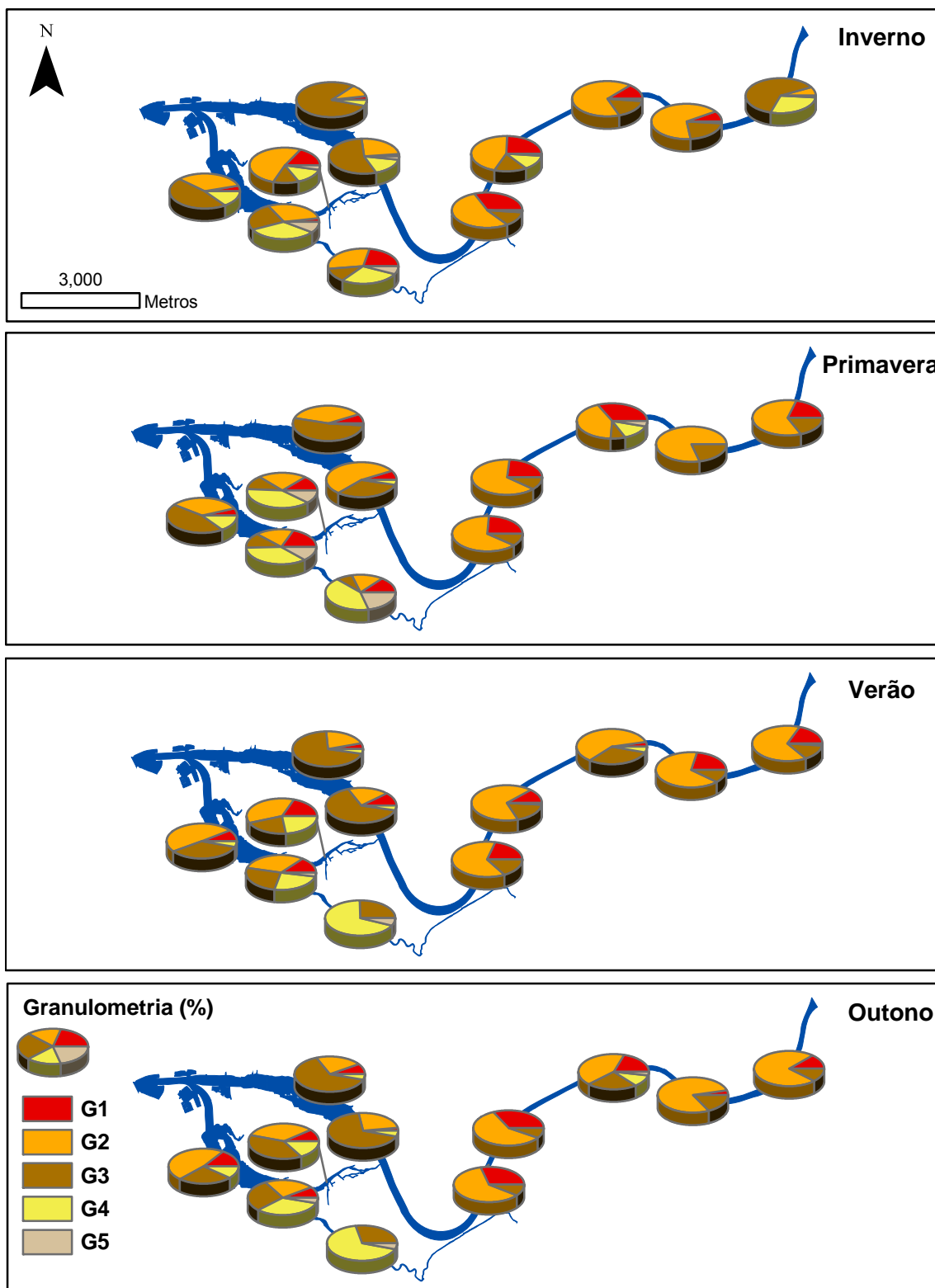


Figura 19. Percentagem de sedimento das classes granulométricas 1 (Cascalho), 2 (Areia Grossa), 3 (Areia Média), 4 (Areia Fina) e 5 (Vasa) quantificada para todas as estações do ano 2006, no estuário do Mondego.

## 2.3. Recolha de dados

### 2.3.1. Metodologia

Foram definidas 10 estações de amostragem no estuário do Mira (Figura 3) e 11 no estuário do Mondego (Figura 5), de modo representar todas as classes de salinidade do sistema de Veneza (tidal < 0,5; oligohalino 0,5 – 5,0; mesohalino 5,0 – 18,0; polihalino 18,0 – 30,0; euhalino >30,0). No estuário do Mondego escolheram-se estações características dos subsistemas do braço Norte e do braço Sul. Em ambos os estuários as amostragens foram efectuadas com periodicidade trimestral, durante dois anos, no período de estufa da preia-mar  $\pm 2$  horas. As metodologias adoptadas para ambos os estuários são seguidamente descritas.

#### 2.3.1.1. Parâmetros físico-químicos

Em cada estação de amostragem foram efectuadas medições das variáveis salinidade, condutividade ( $\text{mS/cm}^3$ ), oxigénio dissolvido ( $\text{mg/l}$  e %), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e pH, junto ao fundo e à superfície da coluna de água, com a utilização de uma sonda multiparamétrica. Foram ainda medidas a profundidade (m) e a transparência (m), esta última recorrendo à utilização de um disco de Secchi. Foram recolhidas amostras de água, junto ao fundo e à superfície da coluna de água, para posterior determinação das concentrações de nitratos ( $\text{mg/l}$ ), nitritos ( $\text{mg/l}$ ), amónia ( $\text{mg/l}$ ), fosfatos ( $\text{mg/l}$ ), sólidos suspensos totais ( $\text{mg/l}$ ) e clorofila *a* ( $\text{mg/l}$ ). No estuário do Mira, nas estações com baixa profundidade, onde se verificou não se registarem quaisquer diferenças nos parâmetros medidos no fundo e à superfície, foram registados dados e recolhidas amostras de água unicamente junto ao fundo.

A determinação dos nitratos foi feita pelo método de redução em coluna de cádmio. Os nitratos são reduzidos a nitritos na presença de cádmio previamente tratado com sulfato de cobre ( $\text{CuSO}_4$ ) numa coluna de vidro. Os nitritos daí resultantes são determinados com base na reacção de Griess. A acidificação (pH 1,7-2,5) de uma solução de nitritos origina ácido nitroso ( $\text{HNO}_2$ ). Adicionando uma amina aromática (sulfanilamida), forma-se um sal diazónico que reage quantitativamente com uma segunda amina aromática (naftiletilenodiamida), originando um composto corado de rosa, cuja concentração se mede num espectrofotómetro a 543 nm. A determinação dos nitritos foi feita de acordo com o descrito anteriormente para a quantificação dos nitritos. A concentração de nitratos obtém-se subtraindo o valor da determinação dos nitritos ao valor da determinação dos nitritos após redução na coluna de cádmio. Os métodos utilizados seguiram os protocolos indicados em Strickland & Parsons (1972) e APHA (1995). O azoto da amónia foi determinado de acordo com Anónimo (1992), por calorimetria utilizando o azul de indofeno, através da reacção entre o fenol e a amónia em solução alcalina (pH 9,9-13,1). Hipoclorito de sódio é utilizado como oxidante, nitroprússida como catalizador e citrato de sódio como corrector da salinidade. O fósforo, na forma de ortofosfato, foi determinado pelo método do ácido ascórbico (Anónimo, 1992). Um composto de ácido molibdico reage, em meio ácido, com o ortofosfato para formar ácido molibdofosfórico, que é reduzido pelo ácido ascórbico a azul de molibdénio. A cor de reacção é determinada por espectrofotometria a 882 nm. A clorofila *a* foi determinada por espectrofotometria após extracção com acetona a 90%, de acordo com Strickland & Parsons (1972).

Foram ainda recolhidas amostras de sedimento para determinação da granulometria do sedimento e do teor em carbono orgânico (%). A granulometria do sedimento foi determinada por separação das diversas fracções através de uma coluna de quatro crivos (0,063 mm, 0,250 mm, 0,500 mm e 2,000 mm) do tipo “AFNOR”, após secagem a 60 °C. A granulometria em cada estação de amostragem foi classificada como cascalho (G1: >2mm), areia grossa (G2: 0,500-2,000mm), areia média (G3: 0,250-0,500mm), areia fina (G4: 0,063-0,250 mm) e vasa (G5: <0,063mm). O teor em carbono orgânico foi determinado pela diferença entre os pesos de uma amostra seca a 60 °C numa estufa durante 24 horas, e o peso da mesma amostra após combustão numa mufla a 480 °C, durante 12 horas.

Para além das medições pontuais efectuadas simultaneamente com a amostragem biológica, em quatro campanhas de amostragem, foram ainda realizados ciclos de 12 horas para medição da velocidade da corrente, de modo a determinar a variação diária dos parâmetros salinidade, oxigénio dissolvido, temperatura, pH, turbidez, profundidade e velocidade da corrente. No estuário do Mira, os ciclos de 12 horas foram realizados numa única estação de amostragem localizada na zona de maior amplitude salina (mesohalino), a estação Mi7 (Figura 3). No estuário do Mondego, os ciclos de medição da velocidade da corrente foram efectuados em cada período de amostragem numa maré de grande amplitude e numa maré de pequena amplitude. Estas medições ocorreram em dois locais com características hidrodinâmicas distintas, um localizado no braço Norte, junto à ponte da Figueira da Foz (estação Mo10) e outro no braço Sul, próximo da ponte da Gala (estação Mo3) (Figura 5).

#### **2.3.1.2. Macroinvertebrados bentónicos**

Em cada estação foram recolhidos 3 replicados de sedimento da zona subtidal, com utilização de uma draga van Veen modelo LMG, com uma área de 0,050 m<sup>2</sup> (Mira) 0,078 m<sup>2</sup> (Mondego) As amostras foram fixadas com uma solução de formaldeído a 4%, neutralizado com borato de sódio, e posteriormente lavadas através de um crivo de malha calibrada a 500 µm. Os espécimes retidos foram conservados em álcool, para posterior contagem e identificação ao menor nível taxonómico possível. Foram ainda calculadas a densidade (ind.m<sup>-2</sup>) e a biomassa (g. PSLC.m<sup>-2</sup>) correspondentes às campanhas já identificadas.

#### **2.3.1.3. Meiobentos**

Em ambos os estuários, a amostragem da meiofauna e das comunidades de nemátodes dos sedimentos subtidais foi realizada em simultâneo com a amostragem de macrofauna, utilizando um core específico para amostragem de sedimentos subtidais, com diâmetro interno de 4,6 cm. Em cada estação de amostragem o core foi introduzido no sedimento até à profundidade de 3 cm, e foram realizadas 4 réplicas. As amostras foram preservadas em formaldeído a 4%. Posteriormente, foram analisados 3 replicados por estação. A extracção da meiofauna é maximizada por separação de gradientes de densidade, através de centrifugação. O método utilizado foi desenvolvido na secção de Biologia Marinha da Universidade de Ghent, Bélgica. As amostras fixadas foram lavadas através de um crivo de malha calibrada a 1 mm para remoção de restos de conchas e o remanescente foi crivado através de um crivo de malha calibrada a 38 µm. O material retido no crivo foi acondicionado em tubos de centrifugação, aos quais foi adicionada uma solução coloidal de “Ludox HS40”. Após a extracção foi adicionada uma solução neutra de formaldeído a

4% à amostra. Os organismos meiobentônicos foram posteriormente contados e identificados a níveis taxonômicos superiores com o auxílio de microscópio (Adão, 2003).

Em cada estação de amostragem foram retirados, aleatoriamente, 120 nemátodes (ou o total de nemátodes se fossem menos de 120) de cada réplica, e foram montados em lâminas de microscopia permanentes, seguindo o procedimento descrito por Vincx (1996). Os nemátodes foram identificados até ao nível taxonômico do género, usando as chaves de Platt & Warwick (1988).

A análise da variação espacial das comunidades de meiofauna e de nemátodes foi referente à amostragem de Verão de 2006.

## **2.3.2. Resultados**

### **2.3.2.1. Parâmetros físico-químicos**

O processamento de dados relativamente aos parâmetros físico-químicos medidos nos estuários do Mira e do Mondego (água e sedimento) foi realizado como previsto e os resultados dos parâmetros físico-químicos processados foram integrados na base de dados em SIG, de acordo com o descrito nas Tabelas 1 e 2.

### **2.3.2.2 Macroinvertebrados bentónicos**

Os dados processados referentes à identificação, contagem e biomassa de macroinvertebrados bentónicos foram integrados na base de dados em SIG, de acordo com o descrito na Tabela 3. O lista dos taxa identificados nos estuários do Mira e do Mondego encontra-se pode ser consultada no Anexo I.

### **2.3.2.3. Meiofauna**

Os dados processados referentes à identificação, contagem e abundância dos grandes grupos da meiofauna e dos nemátodes estuarinos identificados até ao nível taxonômico do género foram integrados na base de dados em SIG, de acordo com o descrito na Tabela 3.

## **2.4. Experiências em Mesocosmos**

### **2.4.1. Introdução**

Os dados recolhidos durante os dois anos de amostragem do projecto permitiram reunir a informação necessária para delinear o desenho experimental dos testes a realizar em mesocosmos, tendo como objectivo avaliar, de uma forma independente, a influência dos factores ambientais salinidade e velocidade da corrente sobre algumas espécies-chave das comunidades de macroinvertebrados bentónicos dos estuários do Mondego e do Mira.

Tendo-se verificado que, após a ocorrência de cheias, as comunidades de invertebrados ficam particularmente empobrecidas, procurou-se com estas experiências analisar qual o factor limitante para as espécies bentónicas, nomeadamente as elevadas velocidades da corrente ou as reduzidas salinidades.

Numa primeira fase procedeu-se à montagem e adaptação do equipamento e à verificação do seu funcionamento, tendo-se depois efectuado as recolhas do material necessário para a realização das experiências e os testes experimentais propriamente ditos.

### **2.4.2. Métodos**

As amostras de invertebrados para os testes foram recolhidas durante o período de Verão de 2008, em ambos os estuários estudados, nas estações 6 e 7, respectivamente para o Mondego e o Mira.

#### *Velocidade da corrente*

A recolha das amostras a testar foi efectuada com cores metálicos rectangulares (20x9x9cm), que foram enterrados nos sedimentos subtidais até o conteúdo preencher uma altura de 9 cm. As amostras de sedimento foram retidas no core através da colocação de uma placa metálica transversal através de ranhuras laterais em ambos os lados do core, e que seccionou o sedimento à altura desejada. Foram recolhidas 15 amostras, que foram transportadas para o laboratório numa mala térmica com água à altura do sedimento (Figura 20A), posteriormente oxigenada durante o período de permanência das amostras no laboratório. Foi recolhida uma amostra de sedimento para determinação da granulometria e efectuadas medições de alguns parâmetros físico-químicos (salinidade, oxigénio dissolvido e temperatura) com uma sonda multiparâmetros.

No laboratório, as amostras foram transferidas para uma caixa de acrílico com as mesmas dimensões do core, de forma a manter a coesão natural do sedimento recolhido (Figura 20B). As amostras que apresentaram algum nível de desagregação ou uma altura significativamente superior à superfície da caixa de acrílico foram rejeitadas. Após acomodação da amostra na caixa de acrílico, esta foi colocada na câmara de experimentação, dentro do tanque experimental (Figura 20C).

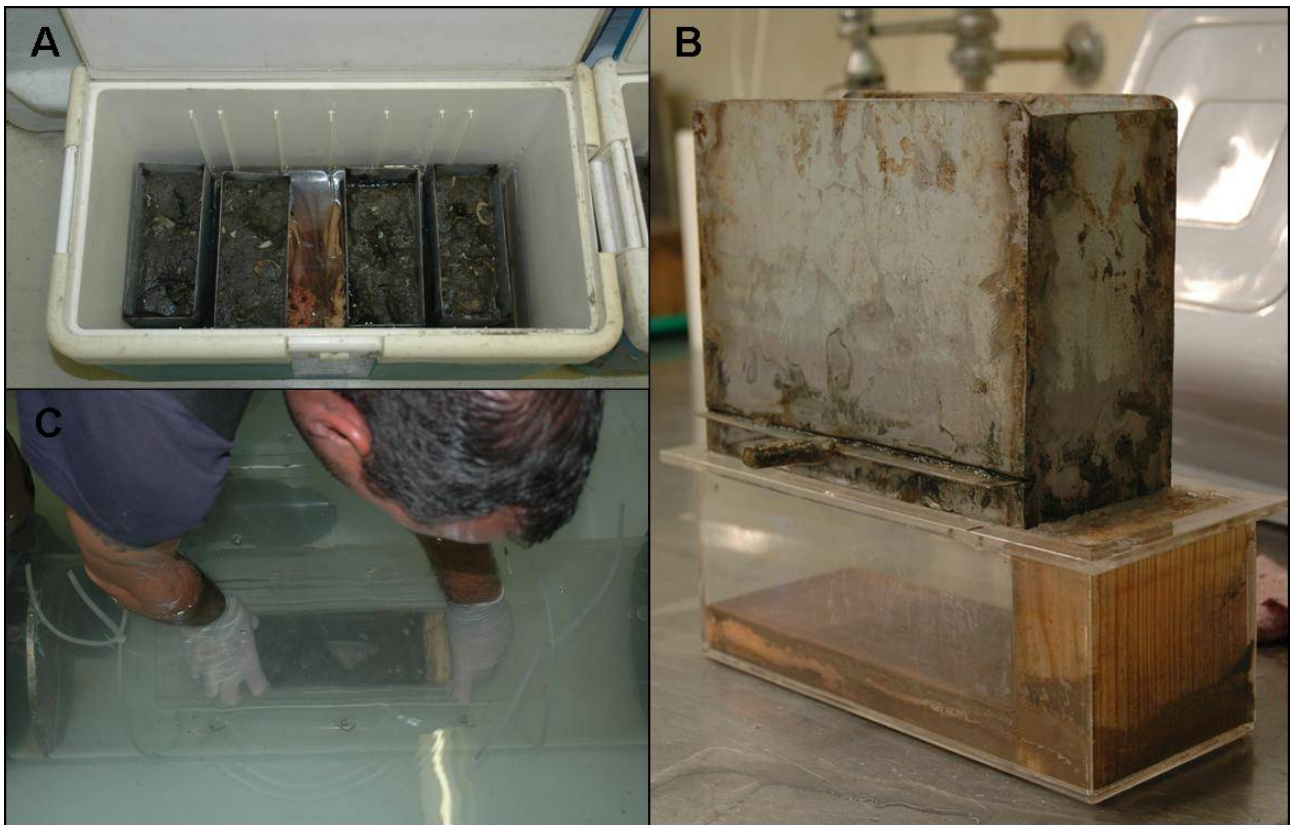


Figura 20. Imagens ilustrativas do transporte de amostras para o teste de velocidades de corrente (A), core de amostragem e caixa de experimentação (B) e da colocação da caixa de experimentação com amostra na câmara de experimentação.

O tanque experimental é constituído por um tubo de circulação (sistema de circulação tipo Brett modificado), que não é mais do que um sistema semi-fechado de circulação de água construído com tubos de PVC (25 cm de diâmetro), que incorpora uma câmara de experimentação em acrílico transparente (72 x 25 cm) com uma rede em aço inoxidável em cada extremidade. Nestas redes de aço está encaixada uma placa horizontal acrílica, com uma abertura rectangular com dimensões semelhantes à das caixas acrílicas, e onde as mesmas são inseridas, de modo a ficarem fixas na posição horizontal. Cerca de 3 m a jusante da câmara de experimentação foi instalada uma câmara de recolha, que consiste numa secção cilíndrica em acrílico transparente, com uma abertura rectangular inferior, onde são encaixados sacos de recolha amovíveis, constituídos por uma rede de malha calibrada com 0,5 mm. Contígua à abertura rectangular está colocada uma rede de malha calibrada com 0,5 mm, com o mesmo diâmetro da secção cilíndrica, que tem como função reter os organismos menores que essa dimensão, que cairão dentro do saco de recolha, por acção da gravidade. A circulação da água no sistema é promovida por um motor submersível (Flyght, modelo SR4620.410 HG). A velocidade de corrente pode ser controlada pelo investigador a partir de um dispositivo controlador de frequências (Telemecanique, modelo mini AC drive Altivar 31) que regula a rotação da hélice do motor. Para o efeito, foi efectuado um procedimento de calibração entre a velocidade de rotação da hélice do motor e a correspondente velocidade de corrente (medida com um fluxómetro da Hydro-bios, modelo RHCM). A equação resultante desta relação linear (velocidade do motor = 0.03 [velocidade da corrente] – 0,005,  $r^2 = 0.99$ ,  $P < 0,001$ ) foi utilizada para calcular a velocidade a que teria de rodar a hélice do motor para se atingir uma determinada velocidade de corrente. Com este procedimento foi

possível obter um perfil consistente de velocidade de corrente entre 0 e 1,5 ms<sup>-1</sup>. Para diminuir a turbulência do fluxo foi utilizado um colimador constituído por uma secção com vários pequenos tubos (10 x 1 cm). O tubo de experimentação encontra-se submerso num tanque de contenção em fibra-de-vidro (dimensões: 3x1,5x1m) com 4500 L de capacidade máxima. O tanque de experimentação está equipado com um sistema de filtração e manutenção da qualidade da água, cuja salinidade correspondeu à salinidade medida no local de recolha. A experiência teve início com a colocação da amostra na câmara de experimentação e sujeita às velocidades de teste. A velocidade foi aumentada a intervalos iguais, de hora a hora, até atingir a velocidade de teste para cada ensaio, de acordo com os valores apresentados na Tabela 4. A velocidade V<sub>0,0</sub> corresponde aos valores médios registados ao longo dos ciclos de medição de 12 horas, em regime hidrológico normal (ver Anexo II). A experiência foi realizada durante um período de 6 horas para cada amostra, procurando simular a amplitude de correntes verificada entre cada período de estofa-baixa-mar/estofa-preia-mar. No final da experiência, a caixa de acrílico com a amostra foi retirada da câmara de experimentação, o seu conteúdo preservado em formol 4% e posteriormente triado para identificação e contagem dos organismos. O saco de recolha foi retirado da câmara de recolha e o seu conteúdo foi preservado em álcool e posteriormente os organismos recolhidos foram identificados e contados. Foram testados 3 replicados para cada velocidade de corrente, para cada estuário.

Tabela 4. Velocidades de correntes testadas em mesocosmos, para as amostras recolhidas nos estuários do Mondego e do Mira

Velocidade (ms <sup>-1</sup> )	1ª hora	2ª hora	3ª hora	4ª hora	5ª hora	6ª hora
V <sub>0,0</sub>	0,00	0,07	0,14	0,21	0,28	0,35
V <sub>0,5</sub>	0,00	0,10	0,20	0,30	0,40	0,50
V <sub>1,0</sub>	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,00
V <sub>1,5</sub>	0,00	0,30	0,60	0,90	1,20	1,50

A taxa de arrastamento dos organismos nas várias velocidades testadas foi comparada mediante a aplicação de análise de variância (one-way ANOVA; P<0,05). Estes testes foram efectuados separadamente para o total dos organismos do Mondego e do Mira e para algumas espécies em que a dimensão das respectivas amostras permitiu a sua análise individualizada.

#### Salinidade

A recolha dos organismos a testar foi efectuada através da lavagem de sedimento com um balde de malha calibrada a 0,5 mm, no local de recolha. Os organismos recolhidos foram acondicionados em recipientes e transportados em malas térmicas refrigeradas para o laboratório. As amostras foram triadas no próprio dia da recolha, tendo sido separados os organismos de espécies diferentes, com o cuidado de reter apenas aqueles que estivessem em boas condições (i.e. integridade morfológica e boa vitalidade). Todo o manuseamento foi efectuado com água recolhida no local de amostragem. Os organismos recolhidos foram posteriormente distribuídos por caixas de Petri, onde foram mantidos durante 8 horas, após o que se deu início à experiência. As espécies testadas foram aquelas para as quais foi recolhido um número de organismos suficiente (N), por replicado, para a análise estatística, nomeadamente, *Streblospio shrubsolii* (N=3), *Hydrobia ulvae* (N=5) e *Nephtys hombergii* (N=5) no estuário do Mira e *Cyathura carinata* (N=10) e



*Tharyx* sp. (N=10) no estuário do Mondego, tendo sido considerados 3 replicados para cada combinação espécie x salinidade. A salinidade foi ajustada a intervalos de 1 hora, de forma a simular a diminuição progressiva do seu valor intersticial durante a ocorrência de uma cheia, de acordo com o desenho experimental indicado na Tabela 5.

Tabela 5. Salinidades testadas em mesocosmos, para as amostras recolhidas nos estuários do Mondego e do Mira

Salinidade	1ª hora	2ª hora	3ª hora	4ª hora	5ª hora	6ª hora
S <sub>25,0</sub>	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0	25,0
S <sub>5,0</sub>	21,7	18,4	15,1	11,8	8,5	5,2
S <sub>0,5</sub>	20,9	16,8	12,7	8,6	4,5	0,4

A taxa de sobrevivência dos organismos nas várias salinidades testadas foi comparada mediante a aplicação de análise de variância (one-way ANOVA; P<0,05).

### 2.4.3. Resultados

#### *Velocidade da corrente*

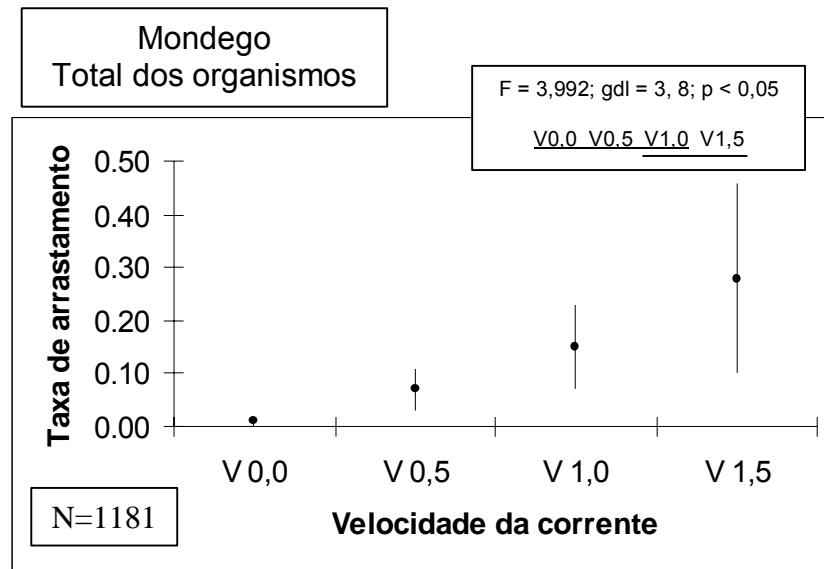
Verificaram-se diferenças significativas na taxa de arrastamento dos macroinvertebrados bentónicos em função da velocidade da corrente, quer para as amostras provenientes do Mondego (Figura 21A), quer para as amostras provenientes do Mira (Figura 21B). Em ambas as situações, este arrastamento é superior a velocidades mais altas do que a velocidades mais baixas. No entanto, enquanto no primeiro caso as taxas de arrastamento obtidas para as duas velocidades mais baixas são diferentes da observada para a velocidade superior, no segundo caso, as únicas diferenças detectadas envolvem a velocidade mais baixa e as restantes. Estes resultados são reveladores de que, em caso de incremento da velocidade da corrente, como acontece em situação de cheia, aumenta a percentagem de organismos arrastados do local de origem.

As diferenças obtidas entre as amostras do Mira e do Mondego deverão estar relacionadas com a natureza dos respectivos sedimentos. Assim, no caso das amostras do Mira, constituídas fundamentalmente por vasas finas, ter-se-á dado um arrastamento importante das partículas sedimentares superficiais, mesmo a velocidades da corrente relativamente reduzidas, ou seja, logo a 0,5 m/s. Esse fenómeno terá conduzido rapidamente ao arrastamento dos organismos presentes nas camadas superficiais. Por tal motivo, quando se testaram velocidades de corrente superiores já não se observaram variações significativas na percentagem de arrastamento dos organismos. De qualquer forma, por causa da facilidade de erosão das camadas superficiais destas amostras, a taxa de arrastamento dos organismos a partir da velocidade da corrente de 0,5 m/s variou entre 0,30 e 0,40, ou seja, mais de um terço dos organismos foram arrastados a partir desse valor.

Pelo contrário, a granulometria mais elevada das amostras do Mondego terá sido responsável por uma menor erosão das partículas sedimentares e, conseqüentemente, por um menor arrastamento dos organismos – taxa sempre inferior a 0,30. Por esse mesmo motivo, a taxa de arrastamento a 0,5 m/s foi

ainda bastante inferior (cerca 25%) à que se verificou a 1,5 m/s, parecendo quase ocorrer um incremento exponencial na taxa de arrastamento dos organismos em função da velocidade da corrente.

### A. Mondego



### B. Mira

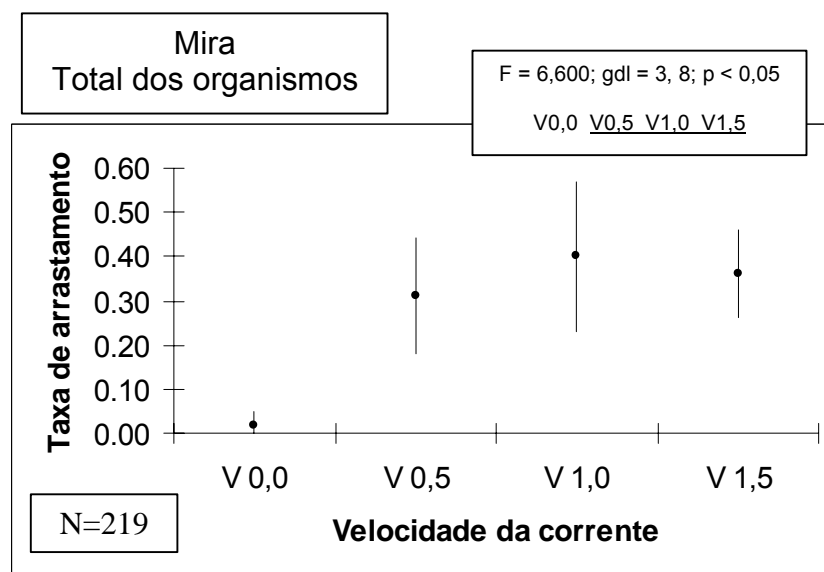
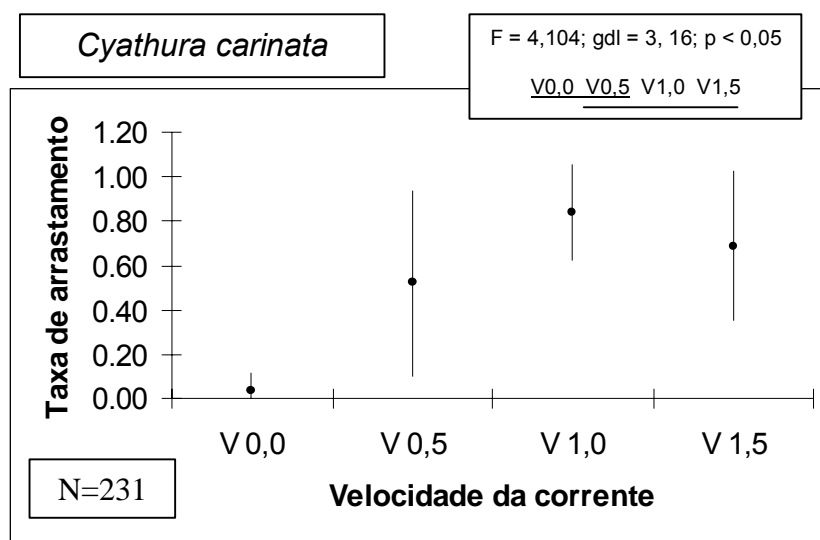


Figura 21. Variação da taxa de arrastamento (média ± desvio padrão) do total de macroinvertebrados bentónicos das amostras dos estuários do A. Mondego e B. Mira, em função das diferentes velocidades testadas. São apresentados os resultados da ANOVA e os grupos de velocidades para os quais se encontraram diferenças significativas - as linhas unem os subgrupos homogêneos.

Naturalmente, a taxa de arrastamento dos organismos varia de acordo com os taxa analisados. De entre as espécies estudadas, aquelas em que a dimensão das amostras permitiu detectar variações no arrastamento dos exemplares em função da velocidade da corrente, foram *Cyathura carinata* (Figura 22A) e *Scrobicularia plana* (Figura 22B).

**A. Mondego**



**B. Mira**

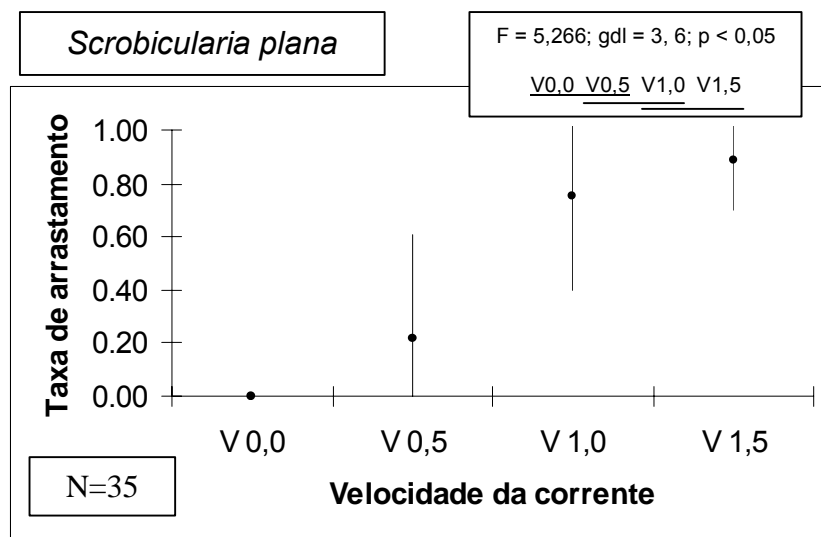


Figura 22. Variação da taxa de arrastamento (média ± desvio padrão) dos indivíduos de A. *Cyathura carinata* e B. *Scrobicularia plana*, em função das diferentes velocidades testadas. São apresentados os resultados da ANOVA e os grupos de velocidades para os quais se encontraram diferenças significativas - as linhas unem os subgrupos homogêneos.

No caso do isópode, 50% do efectivo populacional foi arrastado logo a 0,5 m/s, enquanto que para o bivalve isso só aconteceu a partir de 1,0 m/s. Para ambas as espécies pode chegar a ocorrer uma taxa de

arrastamento superior a 80%. É de ressaltar que para *S. plana* estes resultados são válidos apenas para organismos de pequena dimensão (juvenis), visto que os indivíduos adultos podem encontrar-se enterrados no substrato a uma profundidade superior àquela a que foi retirada a amostra (Zwarts et al., 1994). Já para *Tharyx* sp. (N=600), *Streblospio shrubsolii* (N=221), *Alkmaria romijni* (N=93) e *Heteromastus filiformis* (N=90), não se verificaram taxas de arrastamento significativas a qualquer velocidade da corrente, evidenciando que estas espécies, pelo facto de construírem tubos mucosos, serão menos susceptíveis a fenómenos deste tipo, uma vez que agregarão o sedimento em torno dos seus tubos (Flach et al., 1998). *Nephtys hombergii* (N=51), *Hydrobia ulvae* (N=25) e *Hediste diversicolor* (N=24) também não revelaram taxas de arrastamento diferentes em termos estatísticos às várias velocidades da corrente, mas neste caso isso deverá ter-se ficado a dever à reduzida dimensão das suas amostras. De facto, há uma tendência para que os exemplares de *Hydrobia ulvae* comecem a ser arrastados a partir de 0,5 m/s (taxas de arrastamento às diferentes velocidades: 0,00-0,67-1,00-1,00), os de *Nephtys hombergii* a partir de 1,0 m/s (taxas de arrastamento às diferentes velocidades: 0,00-0,00-0,07-0,17) e os de *Hediste diversicolor* a partir de 1,5 m/s (taxas de arrastamento às diferentes velocidades: 0,00-0,00-0,00-0,33).

### Salinidade

As espécies *Hydrobia ulvae* (Figura 23), *Streblospio shrubsolii* (Figura 24) e *Cyathura carinata* (Figura 25) não denotaram níveis de mortalidade assinaláveis à medida que a salinidade foi sendo reduzida, não sendo as variações ocorridas estatisticamente significativas. São, portanto, espécies bastante tolerantes a variações halinas, que dificilmente serão afectadas pela redução da salinidade em condições de cheia. Estes dados terão que ser validados para períodos de permanência maiores, uma vez que as espécies testadas poderão ter capacidade de regulação osmótica por um período de tempo limitado, mas superior às 6 horas em que decorreram os testes.

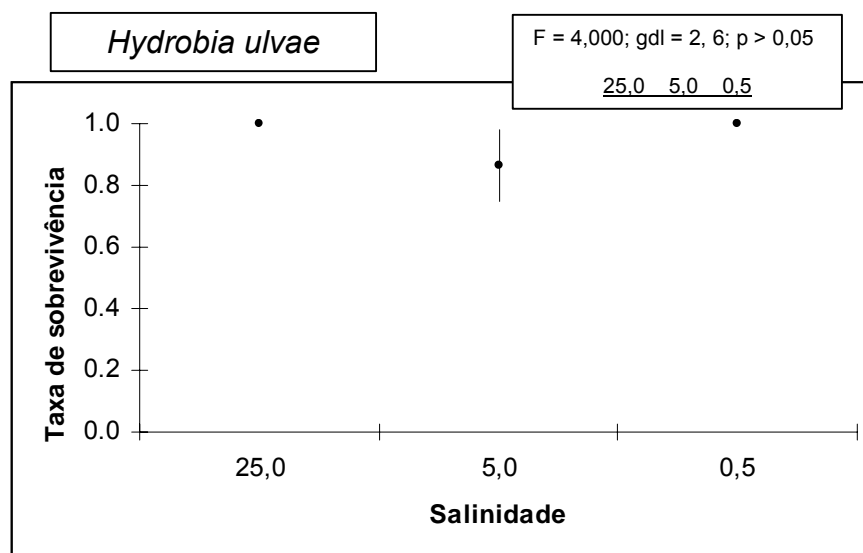


Figura 23. Variação da taxa de sobrevivência (média ± desvio padrão) dos indivíduos de *Hydrobia ulvae*, em função das salinidades testadas. São apresentados os resultados da ANOVA e os grupos de velocidades para os quais se encontraram diferenças significativas - as linhas unem os subgrupos homogêneos.

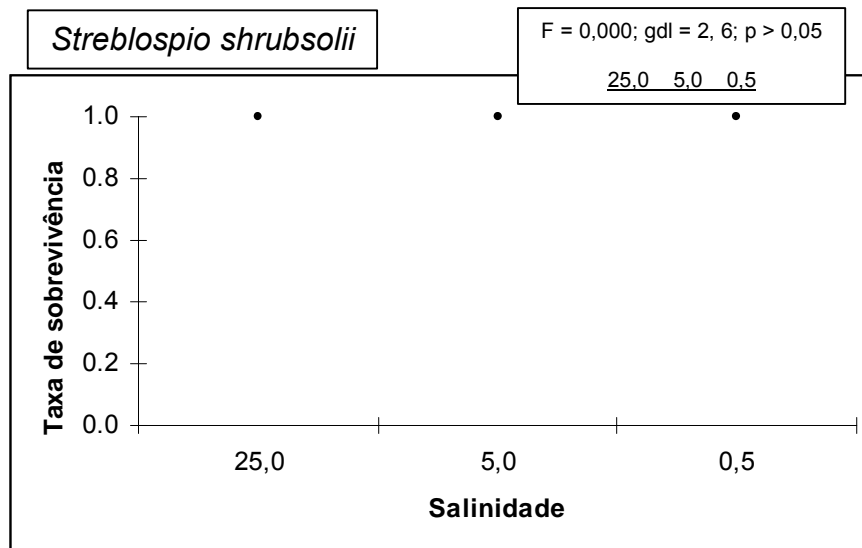


Figura 24. Variação da taxa de sobrevivência (média ± desvio padrão) dos indivíduos de *Streblospio shrubsolii*, em função das salinidades testadas. São apresentados os resultados da ANOVA e os grupos de velocidades para os quais se encontraram diferenças significativas - as linhas unem os subgrupos homogêneos.

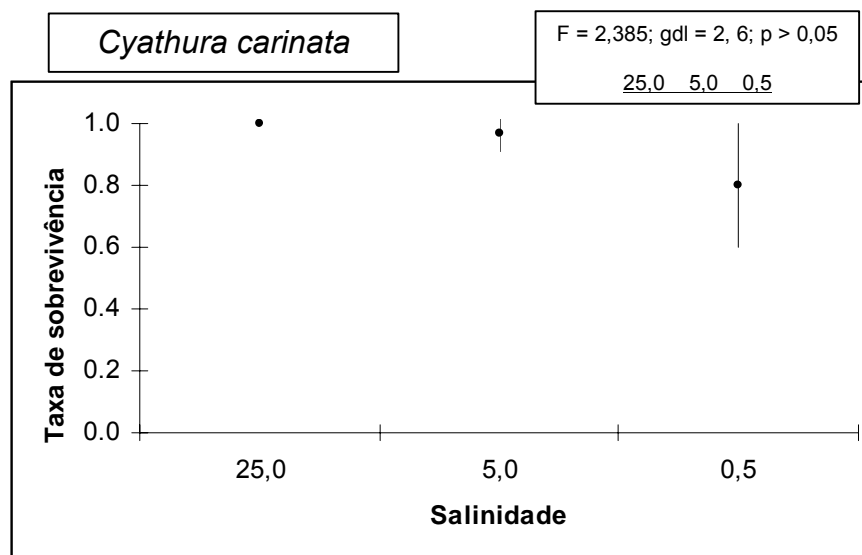


Figura 25. Variação da taxa de sobrevivência (média ± desvio padrão) dos indivíduos de *Cyathura carinata*, em função das salinidades testadas. São apresentados os resultados da ANOVA e os grupos de velocidades para os quais se encontraram diferenças significativas - as linhas unem os subgrupos homogêneos.

Pelo contrário, os taxa *Nephtys hombergii* (Figura 26) e *Tharix* sp. (Figura 27) revelaram taxas de mortalidade acrescidas quando a salinidade decresceu. No caso da primeira espécie isso foi visível apenas aos 0,5, enquanto para o segundo taxa tal índice de mortalidade acrescido foi detectável logo aos 5,0.

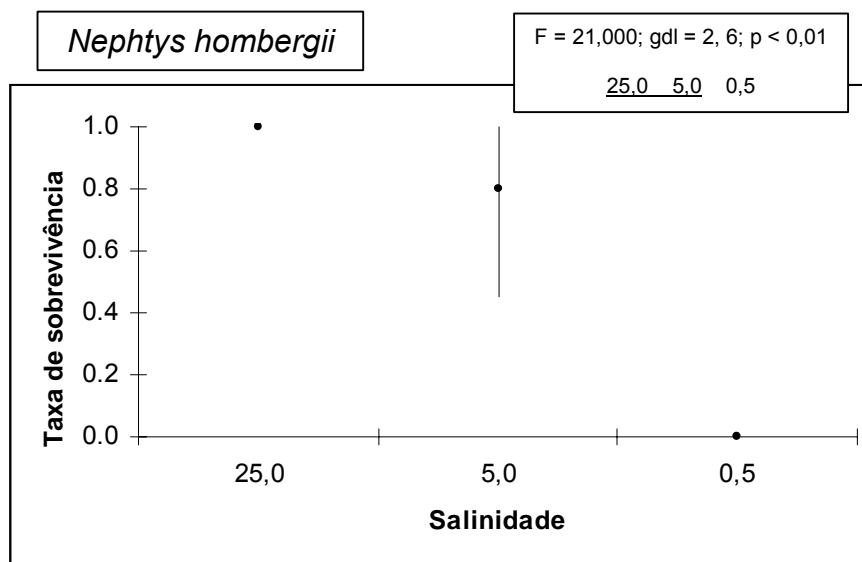


Figura 26. Variação da taxa de sobrevivência (média ± desvio padrão) dos indivíduos de *Nephtys hombergii*, em função das salinidades testadas. São apresentados os resultados da ANOVA e os grupos de velocidades para os quais se encontraram diferenças significativas - as linhas unem os subgrupos homogêneos.

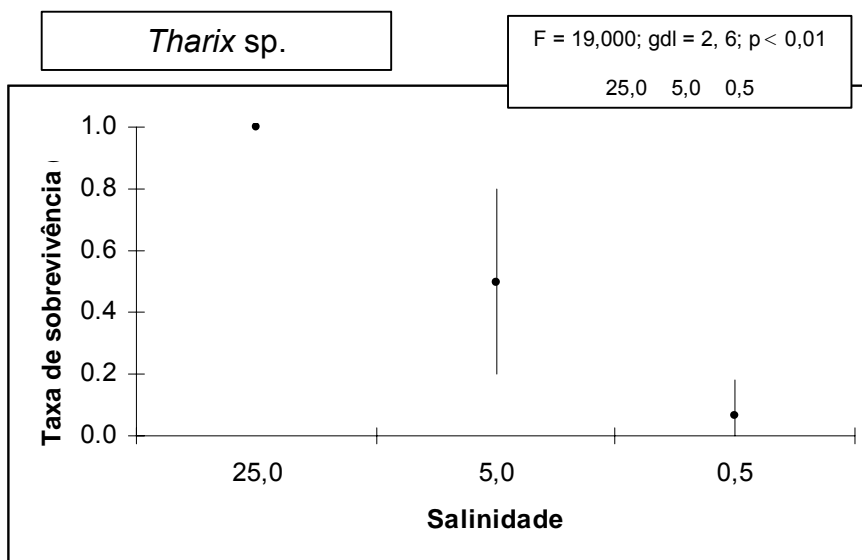


Figura 27. Variação da taxa de sobrevivência (média ± desvio padrão) dos indivíduos de *Tharix* sp., em função das salinidades testadas. São apresentados os resultados da ANOVA e os grupos de velocidades para os quais se encontraram diferenças significativas - as linhas unem os subgrupos homogêneos.

Conclui-se, assim, que para algumas espécies típicas da região intermédia estuarina, o decréscimo da salinidade na sequência de uma cheia pode acarretar mortalidades acrescidas dos exemplares. Nalguns casos, logo quando os níveis halinos descem para 5,0, noutros só depois dos 0,5. Outras espécies, contudo, serão menos sensíveis a este efeito de dessalinização.

#### **2.4.4. Conclusões**

As experiências realizadas em mesocosmos no âmbito deste projecto demonstraram que os macroinvertebrados estuarinos podem ser bastante afectados pela ocorrência de cheias, quer devido ao abaixamento da salinidade, quer devido ao arrastamento por causa do aumento da corrente. Estes resultados corroboram as observações obtidas a partir das amostragens efectuadas após a ocorrência de cheias, que apontam para uma forte redução do número de espécies e da densidade de organismos (Chainho et al., 2006). Naturalmente, o grau de afectação varia de acordo com a ecologia da espécie. Essas diferenças deverão ser investigadas no futuro.



## **2.5. Integração de dados**

### **2.5.1 Caso de estudo do Mondego**

#### **2.5.1.1 Características gerais do Rio Mondego**

O rio Mondego encontra-se na parte central de Portugal. Nasce na Serra da Estrela e percorre cerca de 227 km até à foz. A sua bacia hidrográfica tem uma área de 6670 km<sup>2</sup>, sendo a maior inteiramente compreendida em território português. O seu percurso desenvolve-se inicialmente, e até à cidade de Coimbra, por uma superfície caracterizada por uma paisagem de vales estreitos, profundos e de declives acentuados. A jusante desta cidade, nos 35 km que o separam do mar, junto à Figueira da Foz, o rio percorre uma vasta planície aluvial, conhecida por Região do Baixo Mondego, que compreende aproximadamente 15 000 ha de férteis solos agrícolas. Os principais tributários do Mondego são os rios Dão, Ançã e Foja, na margem direita, e Alva, Ceira, Cernache, Ega, Arunca e Pranto, na margem esquerda.

Os terrenos circundantes do rio Mondego, principalmente os que constituem a área que sofre a influência do plano de inundação da zona do Baixo Mondego, assumem grande importância económica, especialmente no que diz respeito à produção agrícola. A sua grande fertilidade era dada outrora pela massa sedimentar transportada de áreas a montante pelas enxurradas de Inverno e aqui depositadas após o transbordo do rio. Contudo, esses fenómenos cíclicos de inundação periódica, embora conferindo natural fertilidade aos campos, conduziam também a avultados prejuízos para os habitantes locais. Este facto levou à implementação de planos de regularização do leito e à criação de um sistema de canais de irrigação.

Deste modo, e integrado num plano mais vasto que visava o fornecimento de água às populações, indústria, agricultura e produção de energia eléctrica, na década de 1980 foi iniciada uma profunda intervenção estrutural com intenção de controlar as cheias e de aumentar a eficiência da capacidade de irrigação dos campos de cultivo dispostos ao longo dos últimos 40 km do curso do rio. Passados mais de 20 anos, os trabalhos ainda não se encontram terminados, e têm vindo a ser feitos por etapas dentro da área compreendida entre as cidades de Coimbra e Figueira da Foz. As modificações no Baixo Mondego tornaram possível o controlo de cheias, a gestão de água e a intensificação das práticas agrícolas. A consolidação das instalações portuárias permitiu o aumento da segurança oferecida aos navios estacionados. No entanto, estas alterações conduziram ao aparecimento de problemas ambientais nas áreas estuarinas com reduzido hidrodinamismo.

#### **Evolução morfológica do estuário do Mondego**

O processo de regularização da zona da barra teve como principal objectivo a definição dos limites da área e o controlo do constante assoreamento que sofria. O leito foi afundado para permitir a entrada de navios de maior calado, ficando as obras completamente realizadas em 1984 (Proença Cunha et al., 1997). O porto marítimo passaria a oferecer melhores condições de abrigo e segurança de navegabilidade. Na segunda metade dos anos de 1980 ficou concluída a regularização do leito que atravessava a Região do Baixo Mondego até montante do ponto de separação dos braços Norte e Sul do Mondego. Desta forma, controlaram-se os fenómenos de cheia que assolavam esta área praticamente todos os Invernos. A cota do leito do rio foi rebaixada e uniformizada em grandes extensões do seu curso, podendo facilmente atingir

profundidades superiores a 3 m, permitindo a navegação de embarcações de recreio mesmo durante a maré vazia até à confluência do rio Arunca, 21 km a montante da foz.

Na primeira metade da década de 1990, foi feita a regularização do troço do rio onde ocorre a separação dos dois braços, o que impôs a interrupção da ligação existente entre eles. Durante estas obras, o canal norte foi afundado 1,5 m a 2 m e as margens aterradas (Proença Cunha et al., 1997), impondo a diminuição da largura do leito do rio em cerca de 75%. Esta redução, em princípio, permitiria o aumento da velocidade da água e o conseqüente aumento da carga sedimentar que esta poderia transportar para fora do sistema, contribuindo para evitar os assoreamentos que normalmente ocorriam nestas secções do rio. A comunicação entre os dois canais passou a efectuar-se inicialmente através de 4 manilhas de cimento com aproximadamente 0,4 m de diâmetro. No entanto, devido à acumulação de sedimentos, esta estreita abertura rapidamente ficou colmatada e impediu a passagem de água entre os dois braços. Como forma de restabelecer esta ligação, no início da segunda metade da década de 1990, foi feita uma nova abertura, com secção de 1 m<sup>2</sup> na parte superior do enrocamento da margem, que passou a permitir a passagem de água durante o período compreendido entre 1,5 a 2 horas antes e depois do pico da preia-mar. Ainda durante a segunda metade dos anos de 1990, foi construído o Terminal de Granéis Sólidos do porto marítimo, imediatamente a jusante da ponte da Figueira da Foz, que ficou concluído em 1997 (Proença Cunha et al., 1997) e encerrou as grandes alterações arquitectadas para o estuário do Mondego.

#### **Descrição detalhada da parte jusante do estuário**

O estuário do Mondego (40°08'N, 8°50'W) tem cerca de 21 km de extensão (Figura 5) (até onde entronca o Rio Arunca), uma área de 8,6 km<sup>2</sup>, uma profundidade média de cerca de 2 m e uma profundidade típica que varia entre os 8 m e os 2 m nas zonas subtidais. A deposição de sedimento na zona de jusante levou à formação de uma ilha que individualiza dois braços – braço Norte e braço Sul – com cerca de 7 km de comprimento. O braço Norte com profundidades máximas de 10 m é o mais profundo e dinâmico.

O braço Sul ficou particularmente assoreado nas zonas a montante, desde a realização das obras de aprofundamento do leito e enchimento das margens entre a zona de separação dos dois canais e o porto comercial, concluídas por volta de 1994. Entre esta data e 1997, quando o enrocamento da margem esquerda do braço Norte foi rasgado em cerca de 1 m<sup>2</sup> para permitir a comunicação entre os dois canais, o braço Sul apresentava um hidrodinamismo tipicamente marcado pelas marés e pelas descargas irregulares do rio Pranto, comportando-se como um sistema tipo “saco”.

A abertura de 1 m<sup>2</sup> teve um carácter experimental, deixando que se manifestassem ténues efeitos do que um aumento da circulação hidráulica no canal Sul possibilitaria. O elevado tempo de residência, juntamente com a avultada descarga de nutrientes vindos do rio Pranto, são os principais responsáveis pelos sintomas de degradação ambiental em curso no braço Sul. Deste modo, perspectivou-se a abertura como forma de atenuar a influência destes factores e combater os sintomas de eutrofização que na altura se revelaram em algumas áreas deste sector do estuário.

Como consequência das diferenças morfológicas, a propagação nos dois canais é muito diferente, podendo o nível atingir os 5 m em preia-mar no canal Norte, enquanto que no canal Sul não ultrapassa os 4 m

(Marques et al., 2003). Por estas duas características básicas, morfologia e propagação da massa de água, as zonas abrigadas são mais típicas do braço Sul, aumentando fortemente a possibilidade de se gerarem e acumularem no seu interior maiores quantidades de biomassa de macroalgas verdes oportunistas.

O nível de maré na embocadura tem uma variação idêntica à de outros estuários portugueses, variando entre 0,35 e 3,3 m, com uma semi-amplitude média da ordem de 1 m. O caudal médio do rio Mondego é de  $79 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , podendo ultrapassar os  $140 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  em anos húmidos e ser inferior a  $27 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  em anos secos (Marques et al., 2004). O tempo de residência foi estimado em 2 dias no braço Norte e em 3 dias no braço Sul (INAG, 2002).

Resumindo, durante a década de 1990, ocorreram no estuário duas alterações hidráulicas importantes:

a) Entre 1990 e 1994, a comunicação entre os dois braços do estuário esteve totalmente interrompida a montante devido aos trabalhos de enrocamento das margens;

b) Entre 1997 e 1998, foram levadas a cabo uma série de medidas experimentais de mitigação e testadas formas de melhorar a condição do sistema: i) A descarga da água doce através do rio Pranto foi reduzida, diminuindo a descarga de nutrientes no braço Sul. Esta descarga foi desviada para o braço Norte através de uma comporta localizada mais a montante; ii) A comunicação entre o braço Norte e o Sul foi parcialmente restabelecida (por períodos de apenas 1,5h a 2h antes e depois do pico da maré, através de uma secção de  $1 \text{ m}^2$ ), melhorando a circulação da água.

Um estudo de longo termo, levado a cabo no estuário desde meados dos anos de 1980, permitiu seguir a resposta de vários elementos de qualidade do sistema (ex. qualidade da água, hidrodinamismo, dinâmica dos sedimentos, comunidades de macroinvertebrados bentónicos intertidais e subtidais, pradarias de *Zostera noltii* e macroalgas) a estas alterações físicas, bem como registar a ocorrências de alguns efeitos climáticos extremos. As principais alterações podem ser sumariadas da seguinte forma:

a) Apesar das alterações morfológicas introduzidas artificialmente no curso natural do rio desde os anos 60, os sintomas de eutrofização não foram visíveis no estuário antes do início da década de 1990.

b) Depois da interrupção da ligação entre os dois braços a montante, especialmente de 1991 a 1997, as condições ecológicas do braço Sul apresentaram uma rápida deterioração. O efeito combinado entre um aumento do tempo de residência e um aumento da concentração de nutrientes passou a ser a “força motriz” por trás da emergência de claros sintomas de eutrofização: blooms sazonais de *Ulva* spp. e uma redução drástica da área ocupada pelas pradarias de *Zostera noltii*, anteriormente o habitat mais rico em termos de diversidade e produtividade (Marques et al., 1993).

c) A alteração nos produtores primários afectou a estrutura e o funcionamento das comunidades biológicas e, ao longo do tempo, estas modificações passaram a induzir a emergência de uma nova estrutura trófica, analisada em pormenor em vários estudos publicados (ver secção 2.2).

d) A partir de 1998, após a pequena intervenção experimental, o coberto vegetal apresentou uma recuperação evidente e a comunidade intertidal de macroinvertebrados tem vindo a aproximar-se, em termos estruturais, da comunidade existente no estuário na década de 1980 (Patrício et al., submetido). Apesar do aumento da concentração de nutrientes, observou-se uma evolução positiva do estado ecológico (macrófitas e coberto vegetal). Adicionalmente, com o auxílio de simulações matemáticas, verificou-se que a implementação do alargamento da comunicação entre os dois braços conduziria ao aumento da velocidade da corrente no interior do braço Sul, o que levaria à diminuição do tempo de residência da água e ao aumento da capacidade de carga pela massa de água. A vantagem seria o aumento do poder de transporte que o braço Sul passaria a ter, permitindo exportar maior quantidade de materiais dissolvidos ou em suspensão, evitando a sua acumulação dentro do sistema. Julgou-se, por conseguinte, conveniente intervir no sistema através do restabelecimento da comunicação entre os dois canais principais do estuário.

e) Em Maio de 2006, o INAG procedeu à reabertura da comunicação entre os dois braços do Mondego, através da abertura de um canal com 15 m de largura, de modo a permitir a comunicação plena entre os dois braços.

### 2.5.1.2 Variações temporais e espaciais dos parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos analisados reportam-se a colheitas realizadas durante a Primavera, em 14 estações localizadas na parte terminal do estuário (Figura 28), em 1990, 1992, 1998, 2000, 2002, 2004, 2005 e 2006. Foram efectuadas medidas *in situ* da temperatura, salinidade e oxigénio dissolvido, à superfície e junto ao fundo, e analisadas as águas recolhidas para determinação da concentração de nutrientes dissolvidos (azoto dos nitratos, azoto dos nitritos, azoto da amónia e fósforo) (Strickland & Parsons, 1972; APHA, 1995). Foram igualmente recolhidas amostras de sedimento e estimado o seu teor em matéria orgânica.

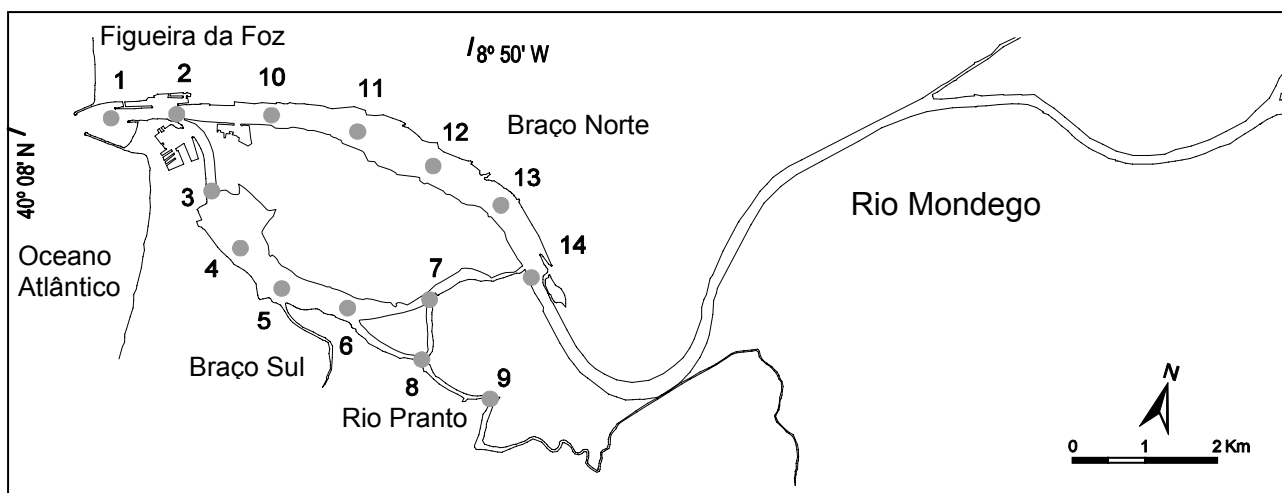


Figura 28. Parte terminal do estuário do Mondego: localização das estações de amostragem subtidais.

De 1990 a 1992, a distribuição espacial dos diferentes tipos de sedimentos no estuário permaneceu relativamente estável. Grosso modo, observou-se uma predominância de partículas de pequenas dimensões (argila e silte) e maior teor de matéria orgânica nas estações interiores do braço Sul. No braço Norte e em áreas mais a jusante no braço Sul prevalecia a areia grossa. Nas áreas mais próximas da foz a fracção de areia fina foi dominante. A partir de 1992, as características dos sedimentos do braço Norte alteraram-se devido a dragagens regulares, realizadas com o objectivo de manter boas condições de navegabilidade. Como consequência, os gradientes sedimentares anteriores ficaram irreconhecíveis ao longo do braço Norte e nas áreas próximas da foz. Pelo contrário, nas áreas mais interiores do braço Sul, as alterações foram mínimas, não sendo aparentemente afectadas pelas referidas perturbações físicas.

A qualidade da água, pelo contrário, alterou-se. Antes da interrupção da comunicação, as estações mais próximas da foz do rio caracterizavam-se por salinidades mais elevadas, enquanto que as estações no meio e no interior de ambos os braços apresentavam maiores concentrações de nitrato. Após a interrupção, devido ao decréscimo da descarga de água doce e do aumento no tempo de residência, observou-se um decréscimo do oxigénio dissolvido e um aumento importante dos nitritos e amónia no braço Sul, especialmente nas zonas interiores. A salinidade aumentou nas áreas a jusante do braço Sul. Sob estas condições, foram relatados blooms macroalgais nesta zona do estuário (1993 a 1997) (Marques et al., 1997; 2003; Martins et al., 2001). Em 2000, na sequência do restabelecimento experimental da comunicação a montante entre os braços Norte e Sul, a qualidade da água sofreu nova alteração. A concentração de oxigénio dissolvido aumentou nas zonas mais interiores do braço Sul, enquanto a concentração de nitratos e fosfatos ficou aproximadamente semelhante em todo o estuário, com excepção das estações mais próximas da foz (para mais detalhes ver Neto et al., submetido).

Por outro lado, a ocorrência de eventos climáticos extremos introduziu mudanças dramáticas, embora temporárias, em termos de qualidade da água. Na Figura 29 pode-se observar a variação do caudal efluente médio anual ( $m^3s^{-1}$ ) no Açude-Ponte de Coimbra de 1990 a 2007 (fonte: INAG, 2008, [www.inag.pt](http://www.inag.pt)). Aproximadamente um ano após a grande cheia do Inverno de 2000/2001, em função de um longo processo de drenagem de áreas agrícolas situadas a montante do rio Pranto (Marques et al., 2007), o braço Sul ainda apresentava elevadas concentrações de sílica e concentrações de clorofila *a* superiores às normais. Paralelamente, as concentrações de nitrato oriundas da descarga do rio aumentaram ao longo de todo o braço Norte e até próximo da foz.

A seca que assolou a região de 2004 a 2005 teve também efeitos dramáticos sobre as condições estuarinas. Nas zonas mais interiores do braço Sul, as concentrações de fosfato (libertado a partir do sedimento para a coluna de água) e amónia aumentaram substancialmente. Do mesmo modo, os valores de salinidade aumentaram nas áreas do braço Sul e ao longo de todo o braço Norte (para mais detalhes ver Neto et al., submetido).

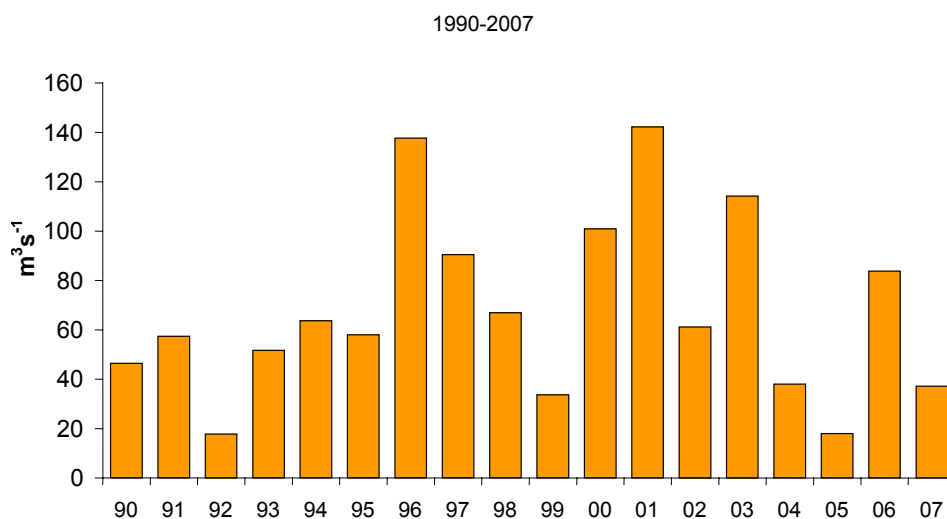


Figura 29. Caudal efluente médio anual ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) no Açude-Ponte de Coimbra de 1990 a 2007 (fonte; INAG, 2008, [www.inag.pt](http://www.inag.pt)).

### 2.5.1.3 Variações temporais e espaciais das comunidades de invertebrados bentónicos subtidais

#### Macroinvertebrados

As comunidades subtidais de macroinvertebrados bentónicos foram regularmente monitorizadas, tendo sido feitas amostragens durante a Primavera, em 14 estações localizadas na parte terminal do estuário (Figura 28), em 1990, 1992, 1998, 2000, 2002, 2004, 2005 e 2006. Até 2005 inclusivé, em cada estação foram recolhidas 5 réplicas de substrato móvel. Na Primavera de 2006 foram processadas apenas 3 réplicas. Em todas as amostragens utilizou-se uma draga van Veen modelo LMG (até 2003 a draga possuía  $0,0496 \text{ cm}^2$  de superfície de amostragem, e nas campanhas subsequentes usou-se uma draga de  $0,078 \text{ cm}^2$ ). No laboratório, utilizou-se um crivo com malha de 1 mm e, sempre que possível, os organismos foram identificados até à espécie, contados e a sua biomassa determinada ( $\text{g PSLC m}^{-2}$ ).

Os dados obtidos em cada Primavera foram analisados separadamente, com o intuito de revelar potenciais alterações das condições ecológicas ao longo do tempo, associadas a actividades humanas e à ocorrência de eventos climatéricos extremos (para mais detalhes ver Neto et al. submetido).

Em primeiro lugar, com o conjunto de dados de densidades relativos às comunidades bentónicas de macroinvertebrados, observados para cada Primavera, efectuou-se uma análise PCA. Desta análise resultou a observação de um dinamismo característico daquelas comunidades, mais fortemente influenciado pelos eventos climáticos extremos do que pelas perturbações de origem antropogénica (para mais informações ver Neto et al., submetido). Embora as perturbações de origem humana tenham efeito ao nível das comunidades de macroinvertebrados, as originadas por eventos extremos parecem ter uma influência muito mais acentuada. Observou-se a deslocação para montante de comunidades típicas de influência marinha ou outras mais características de água doce em zonas mais próximas da embocadura, respectivamente após períodos de seca acentuada ou de volumosa precipitação. Desta primeira análise resultou, também, a identificação de um grupo de 4 estações localizadas no interior do braço Sul (estações

5, 6, 7 e 8), que apareceu consistentemente agrupado ao longo de todo o tempo de estudo, por representarem uma zona relativamente homogénea dentro do sistema. Deste modo, os dados destas 4 estações foram posteriormente utilizados para seguir as variações temporais da comunidade macrobentónica subtidal e a sua eventual resposta às alterações ambientais ocorridas nessa secção do braço Sul entre 1990 e 2006. Para este efeito, foi aplicada nova PCA aos dados de densidade de macroinvertebrados bentónicos correspondentes a essas estações do interior do braço Sul.

Apesar das alterações espaciais e temporais, a análise da estrutura das comunidades macrobentónicas subtidais permitiu uma caracterização consistente de diferentes áreas estuarinas (grupos A, B e C) (Figuras 30 e 31).

Apesar de estas 3 zonas serem facilmente reconhecíveis em termos espaciais, os seus troços sofreram alterações dinâmicas ao longo do período de estudo, ilustrando a resposta das comunidades macrobentónicas às condições ambientais, nomeadamente a eventos climáticos extremos (para mais detalhes ver Neto et al, submetido). Este estudo ilustra bem como eventos desta natureza podem causar efeitos temporários dramáticos na estrutura e composição destas comunidades biológicas, a ponto de se sobrepor aos efeitos das mudanças induzidas pelo homem. Isto pode representar um verdadeiro problema no que diz respeito à avaliação e gestão da qualidade ambiental, tal como apontado por Chainho et al., 2007, que obtiveram classificações diferentes quando calcularam um conjunto de indicadores biológicos em diversas épocas do ano, durante um ano de ocorrência de uma cheia de grande intensidade (2000/2001). De facto, torna-se bastante difícil determinar o estado ecológico dos sistemas estuarinos quando perturbações naturais tendem a mascarar a resposta de potenciais indicadores ecológicos (Dauvin, 2007; Elliot & Quintino, 2007). Este problema pode adquirir uma importância marcante no cenário das alterações climáticas globais que estamos a enfrentar.

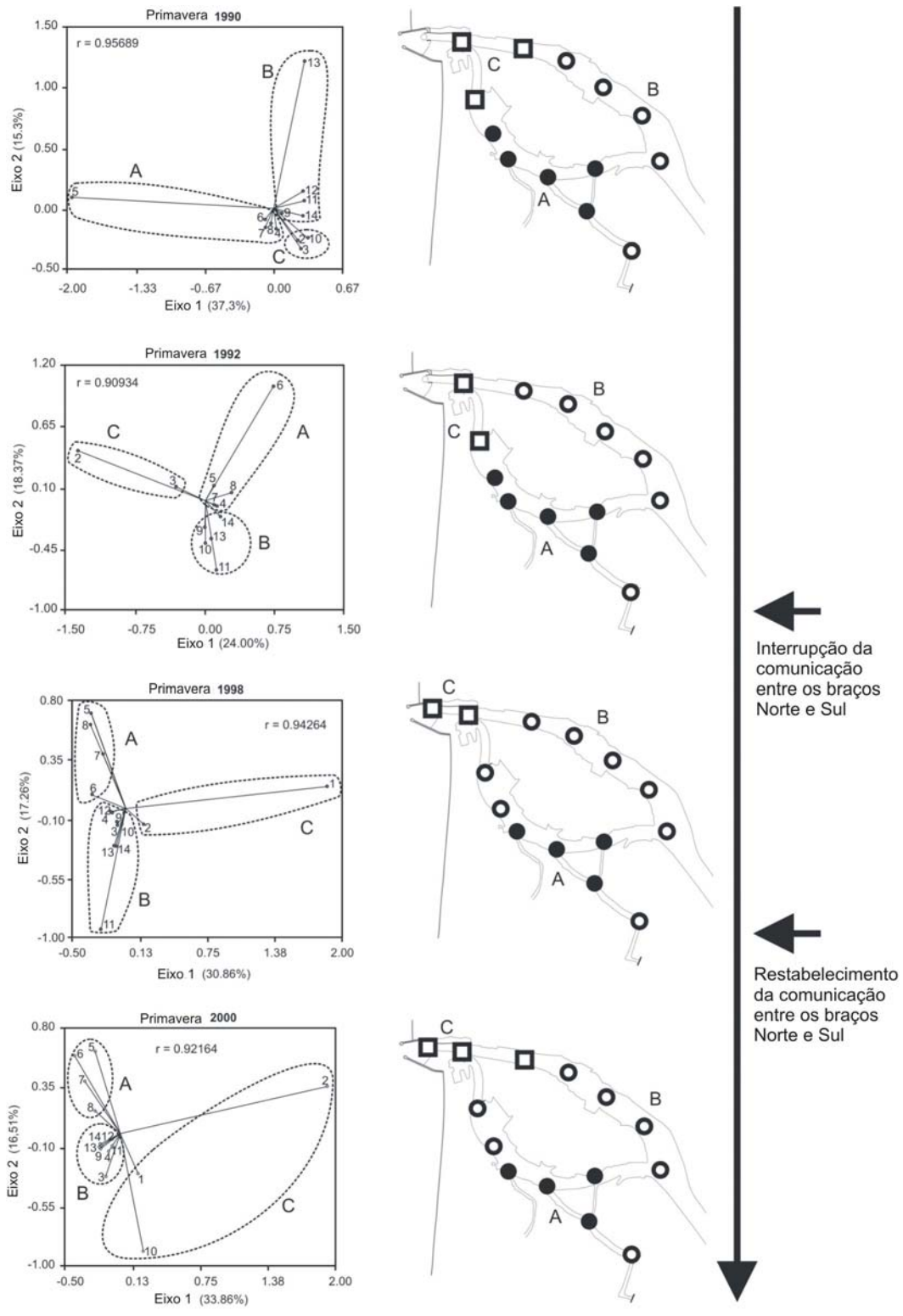


Figura 30. Resultados da PCA aplicada a dados de macrofauna bentónica do estuário do Mondego, na Primavera de 1990-2000. Alterações dinâmicas dos diferentes troços estuarinos (A, B, C); principais impactos antropogénicos e eventos climáticos extremos.



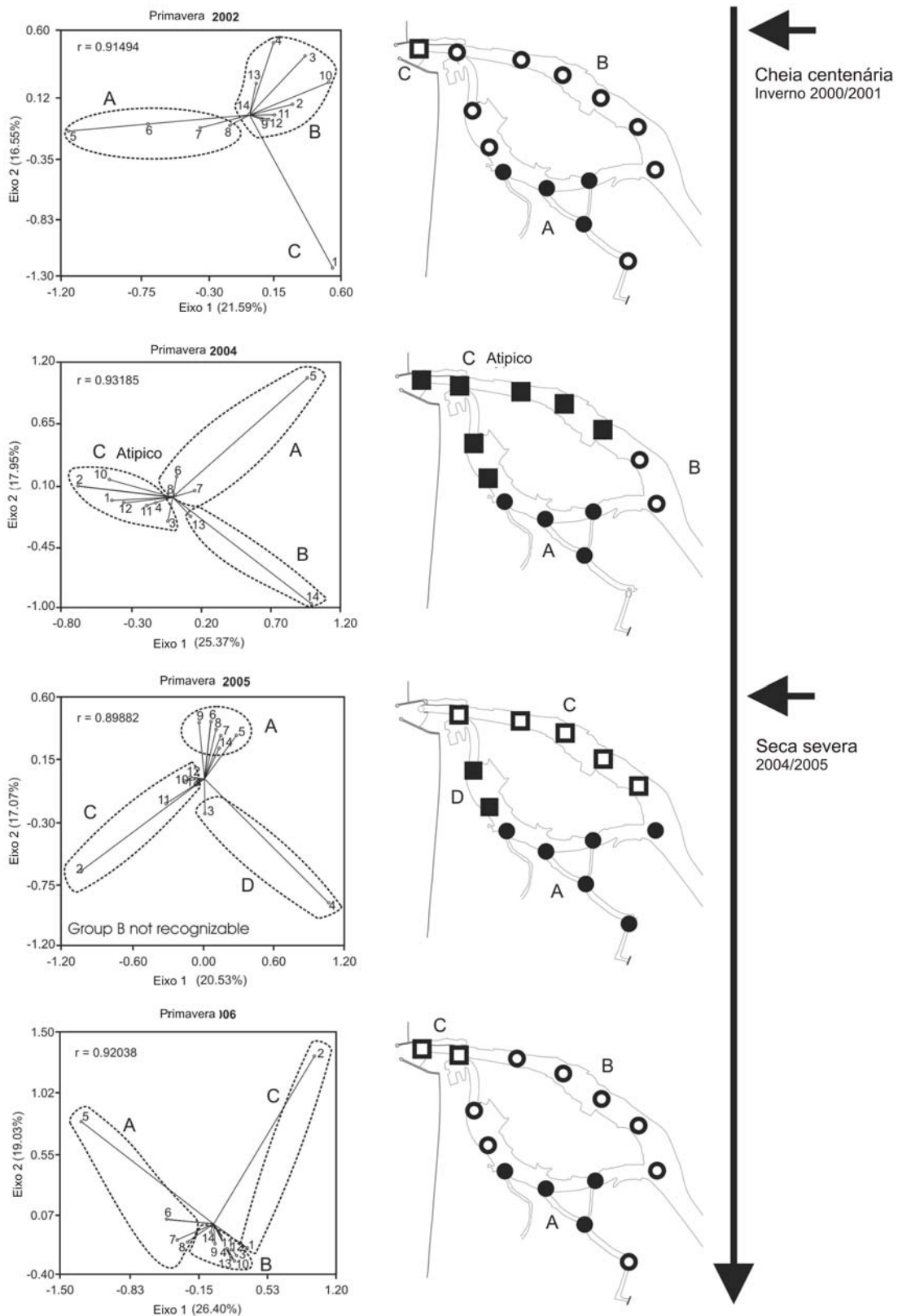


Figura 31. Resultados da PCA aplicada a dados de macrofauna bentónica do estuário do Mondego, na Primavera de 2002-2006. Alterações dinâmicas dos diferentes troços estuarinos (A, B, C); principais impactos antropogénicos e eventos climáticos extremos.

A Figura 32 mostra as variações ocorridas na comunidade de macroinvertebrados bentônicos subtidais na zona mais interior do braço Sul (estações 5, 6, 7 e 8). Podemos observar uma deriva das comunidades de 1990 a 1998, estando esta provavelmente relacionada com a interrupção entre os dois braços do estuário a montante. No entanto, a cheia centenária do Inverno de 2000/2001, bem como a seca severa de 2004/2005, tiveram aparentemente efeitos muito mais dramáticos sobre a estrutura da comunidade.

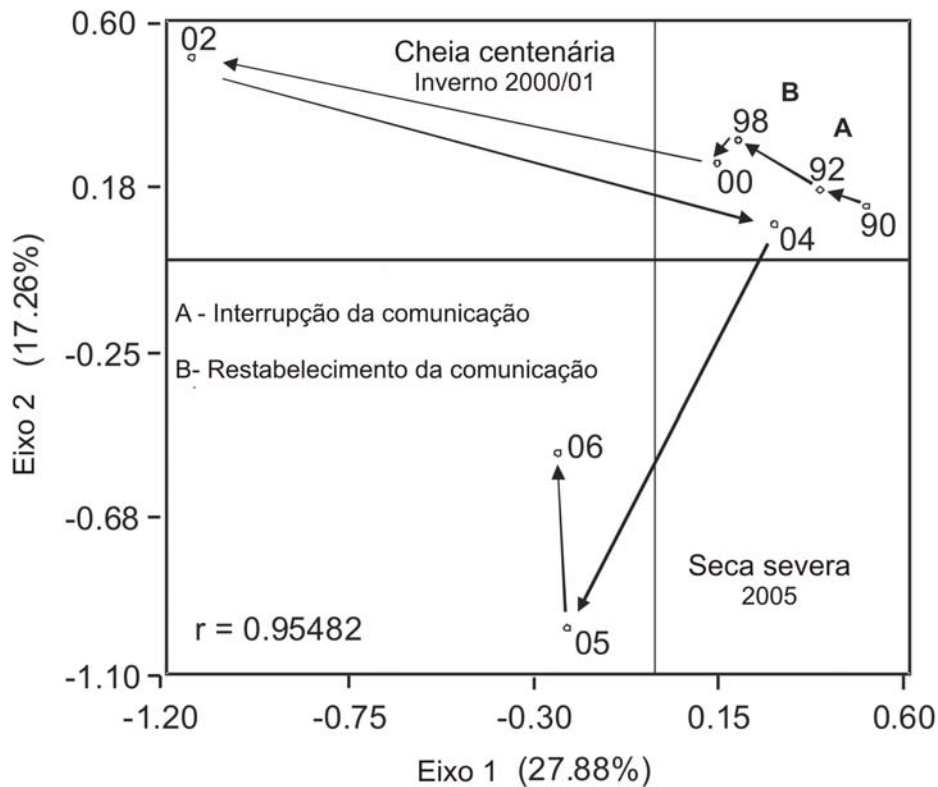


Figura 32. Resultados da PCA efectuada utilizando dados de macrofauna bentónica subtidal das estações mais interiores do braço Sul (estações 5, 6, 7 e 8), aqui consideradas como um grupo. As setas representam a sequência temporal da comunidade e são indicados os principais impactos antropogénicos e eventos climáticos extremos que influenciaram o sistema.

Como resultado importante do estudo, podemos dizer que os impactos humanos são geralmente persistentes ao longo do tempo, e mesmo que sejam responsáveis por um pequeno desvio no estado de saúde dos ecossistemas, eles são, sem dúvida, responsáveis por, continuamente, conduzir o estado de deterioração a um nível mais elevado. Por outro lado, os eventos climáticos extremos apresentam efeitos mais intensos, mas que se fazem sentir num intervalo de tempo mais reduzido, o que possibilita uma recuperação mais rápida das comunidades macrobentónicas.

Estes resultados mostram que se deve ter um cuidado redobrado no desenvolvimento e implementação de políticas de gestão da água. O efeito de diferentes eventos (naturais ou induzidos pelo homem) na condição ecológica dos ecossistemas (ex. degradação das comunidades biológicas ou de qualidade da água) não pode ser menosprezado e deve ser alvo de mais investigação.

## **2.5.2 Caso de estudo do Mira**

### **2.5.2.1 Características gerais do Rio Mira**

Localizada no sudoeste de Portugal continental (37° 20' a 37° 45' N; 8° 05' a 8° 50' W), a bacia hidrográfica do rio Mira ocupa uma área de aproximadamente 1 576 km<sup>2</sup> (Loureiro et al., 1986), sendo limitada a norte, leste e sudeste, respectivamente pelos sistemas do Sado, Guadiana e Arade, a sudoeste pelas denominadas ribeiras do barlavento algarvio e a ocidente pela orla costeira, embora a noroeste exista um conjunto de pequenos cursos de água temporários que drenam directamente para o oceano (Anónimo, 1995/96).

Situa-se totalmente no Baixo Alentejo e abrange quase por completo o concelho de Odemira. Engloba ainda franjas marginais de outros municípios contíguos, nomeadamente as freguesias de Gomes Aires e Santa Clara-a-Nova em Almodôvar, e Santana da Serra em Ourique (Mota et al., 1988).

O rio Mira nasce a uma altitude de 470 m (Loureiro et al., 1986), na fachada setentrional da Serra do Caldeirão, mais concretamente na cumeada dos Cansados, perto de Almodôvar. O total do seu curso ronda os 110 km de comprimento e desagua aproximadamente 30 km a sul de Sines, junto a Vila Nova de Milfontes (Leitão, 1997). Ao contrário da generalidade dos rios portugueses, mas de modo similar ao Sado, corre fundamentalmente de sul para norte, mais propriamente de sudeste para noroeste, embora se observem algumas mudanças de direcção em determinadas regiões.

O Mira pode ser considerado um rio relativamente parado, que corre com uma razoável lentidão desde a sua nascente até à foz. Entre o Sado e a Ria de Alvor é o único curso de água que actualmente se encontra em permanente contacto com o mar, o que lhe confere uma importância acrescida num contexto regional.

### **Descrição detalhada do estuário do Mira**

O estuário do Mira (Figura 33) é um sistema salobro de pequenas dimensões que encontra o Oceano Atlântico na costa sudoeste alentejana, junto a Vila Nova de Milfontes (37° 40' N; 8° 45' W). Embora a influência das marés ainda se faça sentir a mais de 40 km da foz (Andrade et al., 1991), até às imediações do Porto da Torrinha (Vilela, 1975), o limite inferior da zona limnética encontra-se um pouco acima da região de Odemira, situada a 32 km do mar (Andrade, 1986).

O estuário do Mira caracteriza-se por ter um formato alongado, apresentando uma largura que vai aumentando de modo gradual para jusante (Bettencourt et al., 1993). Em preia-mar, na região de Odemira a distância entre as duas margens ronda os 25 m, enquanto em Vila Nova de Milfontes chegam a atingir-se valores superiores a 400 m (Leitão, 1997).

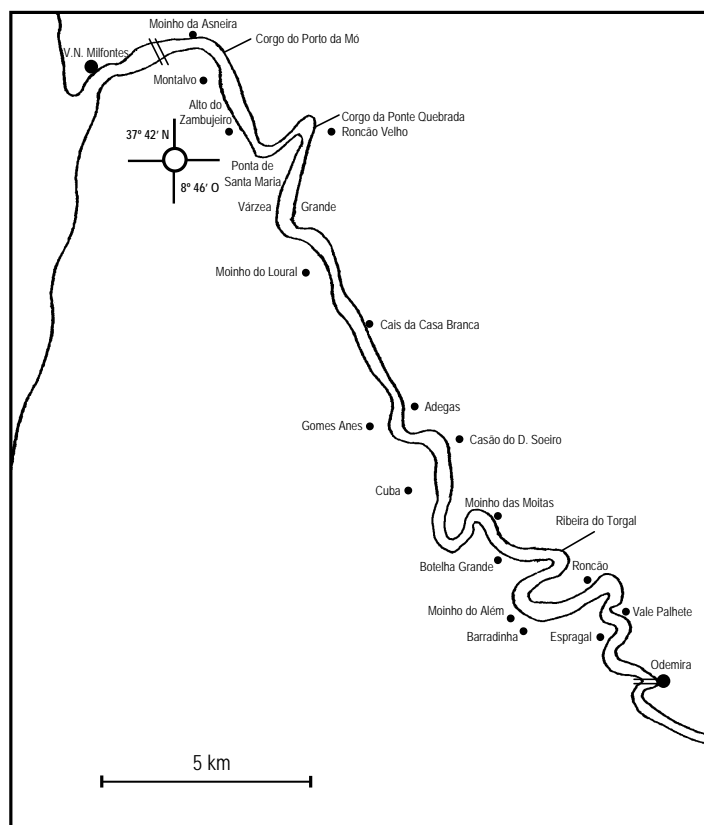


Figura 33. Representação esquemática do estuário do Mira, com indicação dos principais povoamentos e construções existentes nas suas margens, bem como de alguns elementos hidrográficos e do relevo considerados importantes para a sua caracterização.

No que diz respeito à granulometria dos sedimentos, Andrade (1986) efectua a seguinte zonação do estuário:

- a) A área situada mais a montante deste sistema é caracterizada pela presença de uma importante fracção grosseira, correspondendo a cascalhos de natureza fluvial.
- b) Entre a Volta da Cuba e o Moinho da Asneira, numa extensão de 15,5 km, o substrato é fundamentalmente vasoso, sendo constituído quase em exclusivo por siltes e argilas. No entanto, ao longo dos 13,5 km inferiores deste troço estuarino (a jusante da Volta de D. Soeiro), nas margens convexas de zonas de meandrização não muito intensa, predominam vasas com uma reduzida componente arenosa.
- c) O leito da região terminal do estuário é constituído por areias médias bem calibradas de origem marinha.

Existe neste corpo salobro uma distribuição longitudinal de batimetrias bastante estável (Andrade, 1986). Em termos genéricos observa-se uma redução gradual da profundidade média do curso estuarino para montante, com valores mínimos no seu limite superior (Guerreiro, 1991), onde é igualmente patente uma regularização sensível do perfil batimétrico (Andrade, 1986).

Se durante o semestre húmido de um ano normal a precipitação e o afluxo de água doce a este corpo estuarino podem atingir valores importantes, na época estival a entrada de caudais fluviais no sistema torna-se praticamente nula, sendo este grandemente influenciado pela ocorrência de eventos extremos (Figura 34). Assim, o estuário do Mira, estando sempre em contacto permanente com o mar e exibindo um regime deficitário nos períodos secos, vai ser essencialmente determinado pela influência das marés durante uma importante fracção do ciclo anual (Leitão, 1997). No entanto, em condições de acentuada pluviosidade a massa de água estuarina responde igualmente com alguma rapidez a estas alterações súbitas, nomeadamente no que diz respeito à salinidade (Bettencourt et al., 1993).

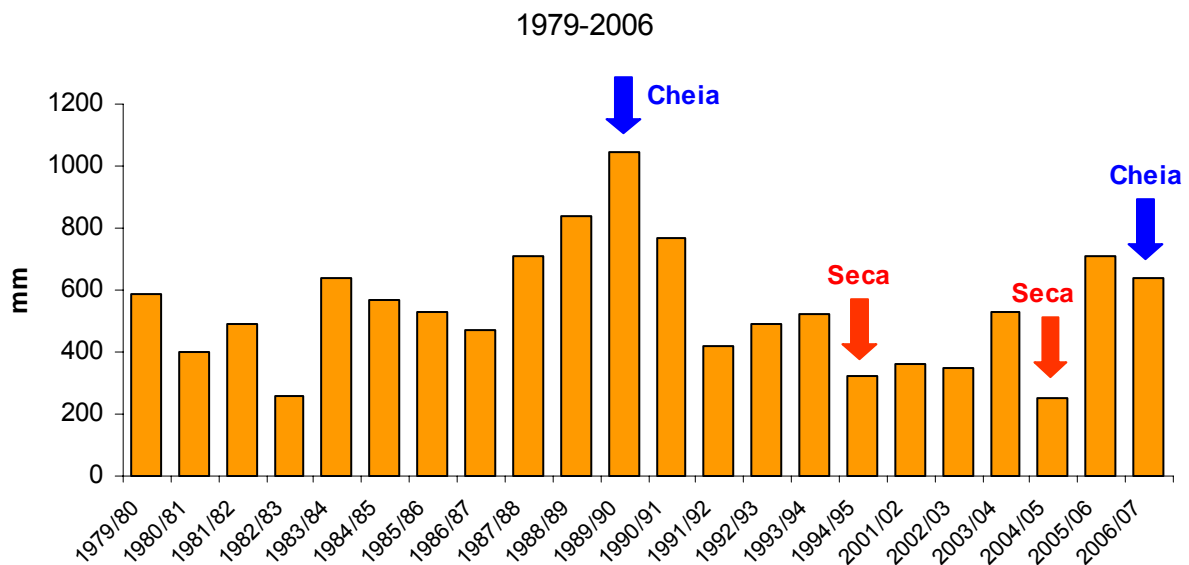


Figura 34. Precipitação média anual (mm) na estação meteorológica de Odemira, de 1979 a 2007 (fonte: INAG, 2008, [www.inag.pt](http://www.inag.pt)).

Leitão (1997) estimou que o prisma de maré do estuário do Mira será da ordem dos  $9 \times 10^6 \text{ m}^3$  para um ciclo tidal de amplitude média (2,5 m). Tendo em conta este valor e as características gerais do sistema (fraco caudal dulciaquícola e leito com largura e batimetria reduzidas), o tempo de residência da massa de água no estuário parece ser bastante curto (Anónimo, 1999). A circulação da água neste corpo salobro é marcadamente orientada segundo uma direcção paralela às margens, embora apresente sempre uma componente perpendicular dirigida de norte para sul, que corresponde à divergência entre as orientações de enchente e de vazante (Andrade, 1986).

Segundo Andrade (1986), o gradiente estuarino é globalmente caracterizado de jusante para montante por:

- diminuição da salinidade;
- aumento da turbidez;
- redução do diferencial térmico em relação à atmosfera;
- diminuição do teor em oxigénio dissolvido.

Ainda de acordo com este autor, verticalmente, da superfície para o fundo, constata-se que existe:

- a) aumento da salinidade;
- b) incremento da turbidez;
- c) subida do diferencial térmico em relação à atmosfera;
- d) redução do teor em oxigénio dissolvido.

### 2.5.2.2 Variações temporais e espaciais dos parâmetros físico-químicos

A colecção de dados existentes relativos à medição de parâmetros físico-químicos no estuário do Mira, apesar de ter uma cobertura bastante completa do gradiente estuarino, não foi efectuada de uma forma continuada no tempo. Os registos mais actuais (2003, 2004 e 2006) cobrem todo o gradiente salino até à zona tidal do estuário, com uma frequência sazonal.

No que concerne à salinidade, pode-se verificar que em todo o troço estuarino a montante do Moinho das Moitas se estabelecem frequentemente valores inferiores a 5 (Anónimo, 1999). Por outro lado, segundo a mesma fonte, a distribuição dos níveis máximos deste parâmetro reflecte uma profunda intrusão salina e a presença de massas de água com características marinhas até à área do Roncão. Define-se assim no estuário uma extensa secção intermédia caracterizada por importantes variações de salinidade no meio aquático (Anónimo, 1999). Ao longo do ciclo anual este parâmetro é sensivelmente constante junto à barra, enquanto a montante as oscilações são muito mais intensas, estando directamente relacionadas com as condições pluviométricas (Guerreiro, 1991). Os valores de amplitude salina são máximos na zona compreendida entre o Roncão e a Volta da Cuba (atingindo quase uma variação na ordem dos 30) e começam igualmente a decrescer daqui para cima, à medida que a influência marinha se atenua (Anónimo, 1999). As variações salinas são igualmente de grande amplitude nas várias épocas do ano, como se pode observar na Figura 35.

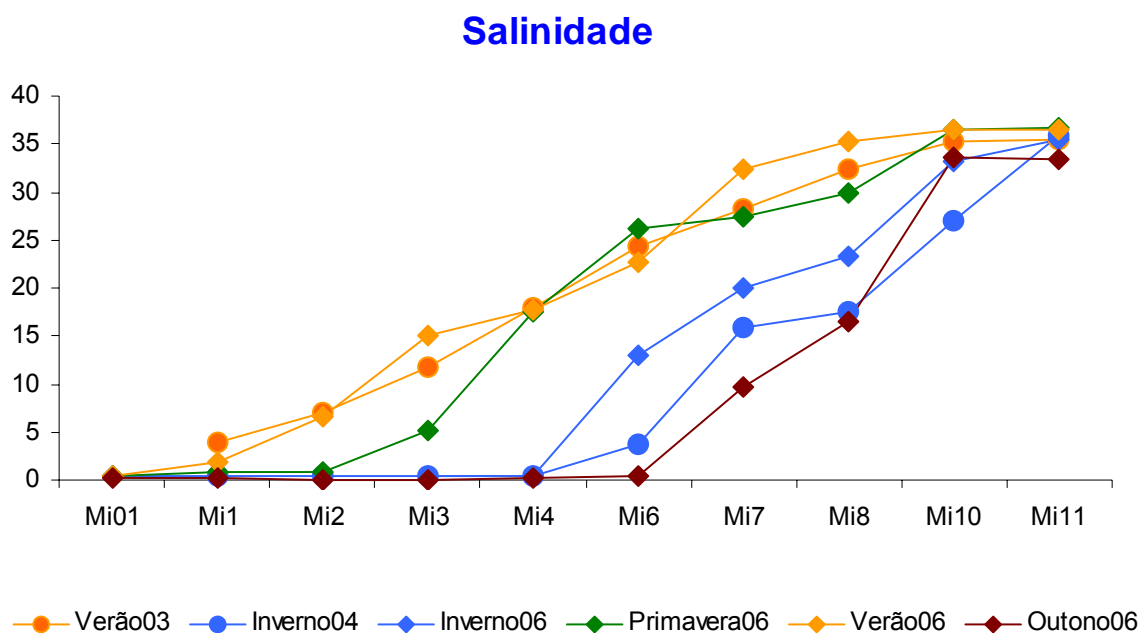


Figura 35. Salinidades registadas ao longo do estuário do Mira, em diferentes épocas do ano.

As oscilações sazonais de maior amplitude foram registadas na zona da Casa Branca (Mi7), sendo também de assinalar os efeitos de uma cheia ocorrida no Outono de 2006, que se reflectem nos valores de salinidade bastante inferiores às restantes épocas, em todo o estuário.

A amplitude térmica das águas do estuário do Mira segue um padrão inverso ao exibido pelo diferencial de temperatura em relação à atmosfera, ou seja, enquanto a primeira aumenta de forma progressiva de jusante para montante, o segundo diminui significativamente no mesmo sentido (Guerreiro, 1991). A causa próxima deste fenómeno reside no facto das regiões superiores deste corpo salobro serem sobretudo condicionadas pelo regime térmico atmosférico, ao invés da região terminal do estuário, onde a influência moderadora das águas marinhas se faz sentir de forma acentuada (Andrade, 1986). Assim, enquanto na sua secção inferior a temperatura varia entre 12 °C no Inverno e 24,5 °C no Verão, os valores homólogos a montante são, respectivamente, 8 °C e 27 °C.

O estuário do Mira comporta-se como um sistema bem oxigenado na secção com salinidade correspondente ao meio marinho, o que é compreensível em função do reduzido tempo de residência das massas de água e das condições de temperatura e agitação dominantes (Andrade, 1986; Anónimo, 1999). No entanto, mais para montante as concentrações em oxigénio dissolvido junto ao fundo podem ser bastante baixas e sofrem alterações sazonais, como se pode verificar na Figura 36, sendo o Inverno a época em que se registam as concentrações mais elevadas, enquanto que durante o Verão os valores podem descer abaixo dos 4 mg/L (Chainho et al., 2008; dados não publicados).

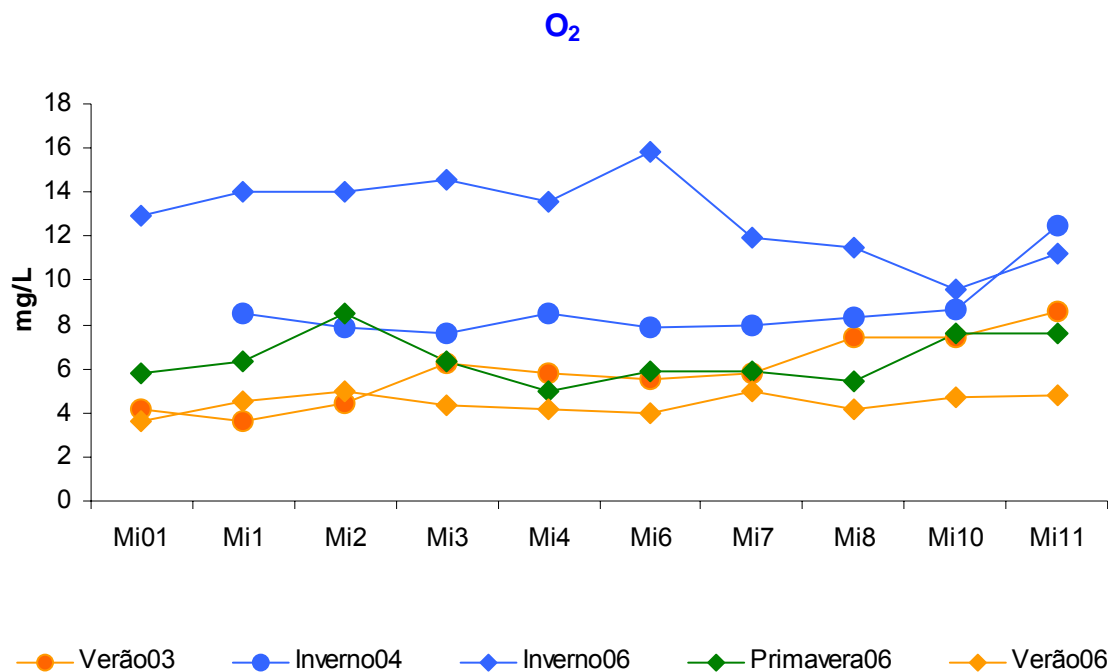


Figura 36. Concentrações em oxigénio dissolvido ( $O_2$ ) registadas ao longo do estuário do Mira, em diferentes épocas do ano.

Os valores de turbidez registados no estuário do Mira denotam a presença de um máximo que se estende por 5 km na região a montante do Moinho da Moitas (Anónimo, 1999), ocorrendo também níveis bastante elevados para este parâmetro na recta da Casa Branca. Estes dois picos de turbidez indicam a existência de vasas fluidas nesses locais, passíveis de ressuspensão hidrodinâmica em cada ciclo de maré lunar (Anónimo, 1999). Na realidade, a turbidez neste sistema salobro depende mais da amplitude de maré do que da sazonalidade, sendo os valores superiores obtidos em regimes de águas-vivas, quando uma maior quantidade de sedimentos finos são mobilizados e postos em circulação na coluna de água (Andrade, 1986).

Comparativamente com outros estuários, a zona inferior do estuário do Mira apresenta concentrações de nutrientes significativamente reduzidas, motivo pelo qual pode ser considerada relativamente oligotrófica (Bettencourt et al., 1993). Este facto parece estar relacionado com a razoável pobreza em oligo-elementos e matéria orgânica das massas oceânicas de renovação, as quais se deslocam para montante e jusante ao longo de uma grande extensão em cada maré (Barata, 1997) e têm um tempo de residência muito curto (Anónimo, 1999). No entanto, as estações localizadas mais a montante registam concentrações em nutrientes bastante superiores, em especial nos anos 2003/2004, período em que se instalava uma seca prolongada (Figura 37).

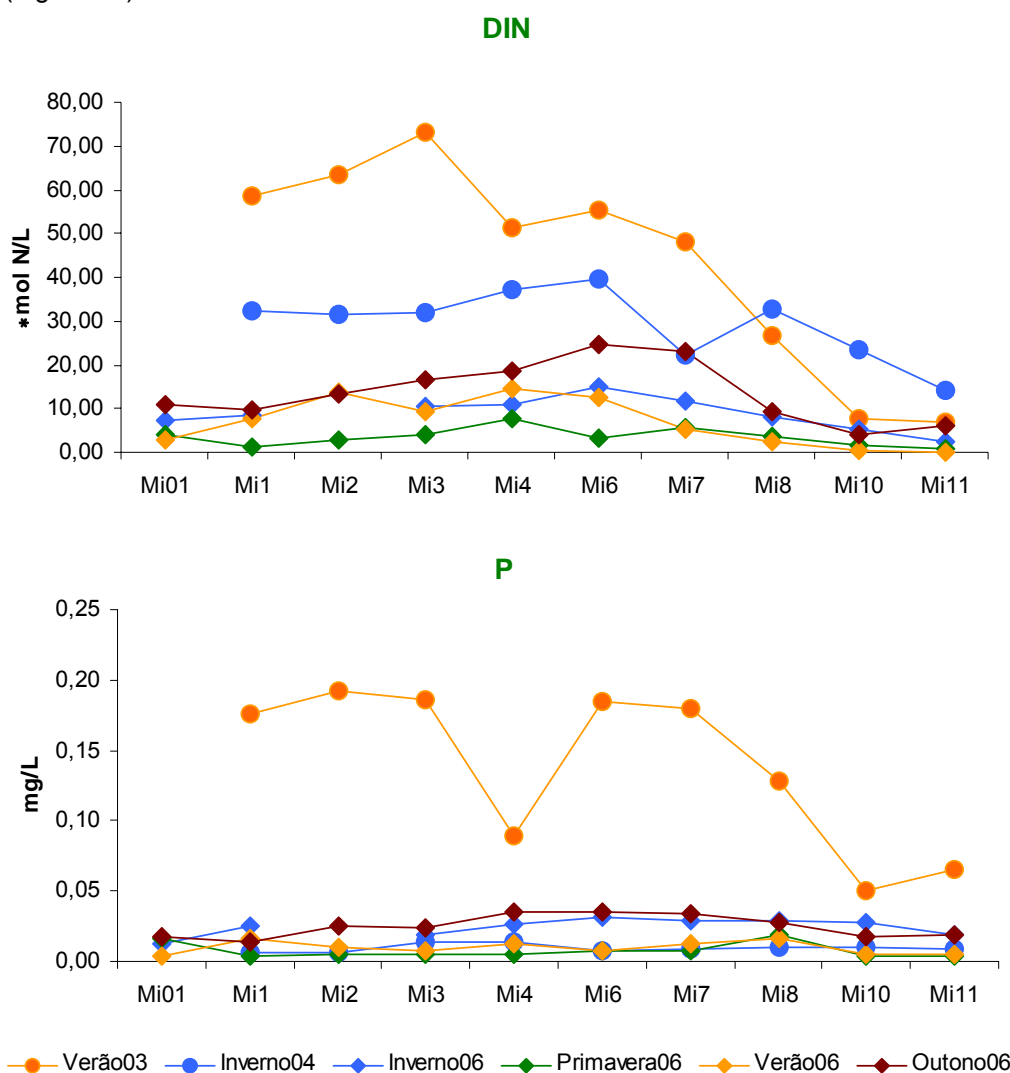


Figura 37. Concentrações em azoto inorgânico dissolvido (DIN) e fósforo (P) registadas ao longo do estuário do Mira, em diferentes épocas do ano.



Inversamente, a produção da vegetação de sapal neste estuário exhibe níveis idênticos aos de outros sistemas com características semelhantes (Catarino & Serôdio, 1992). Não admira por isso que, relativamente a outros locais, no Mira a produtividade das comunidades de sapal tenha um peso acrescido no contexto de todo o ecossistema em análise (Bettencourt et al., 1993).

A bacia do Mira e o seu respectivo estuário apresentam-se ainda bem preservados quando comparados com outros sistemas semelhantes. Para isso muito contribui o facto de uma extensão importante da área (fundamentalmente o estuário) estar incluída no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), o que tem impedido a realização de actividades antrópicas e a instalação no local de infra-estruturas particularmente lesivas para o meio circundante. Contudo, também aqui existem alguns constrangimentos ambientais com alguma relevância, sendo o maior deles o crescente assoreamento do leito e da barra do rio. Outros aspectos dignos de nota, mas aparentemente menos importantes no momento actual, são a redução dos caudais dulçaquícolas, a entrada de contaminantes no meio hídrico, a exploração e introdução de recursos biológicos e as modificações produzidas nos terrenos ribeirinhos marginais.

### 2.5.2.3 Variações temporais e espaciais das comunidades de invertebrados bentónicos subtidais

#### A. Macroinvertebrados

Os estudos respeitantes às comunidades de invertebrados bentónicos subtidais do estuário do Mira são bastante heterogéneos e não foram realizados de forma continuada, pelo que não existem séries temporais disponíveis. A composição do bentos subtidal na região terminal do sistema está bastante bem documentada, já que Andrade (1984, 1986), Bruxelas et al. (1985), Campos & Fonseca (1985), Almeida (1987, 1988, 1994) e Ferreira (1994) descrevem estes povoamentos em pormenor entre a foz e a zona do Moinho da Asneira. Assim, segundo Andrade (1984, 1986) e Almeida (1988), podem considerar-se neste sector estuarino os seguintes tipos fundamentais de biótopos com macropovoamentos bentónicos característicos associados:

- a) Areias grosseiras, com dominância dos poliquetas *Ophelia bicornis*, *Ophelia rathkei* e *Ophelia neglecta*;
- b) Areias de calibre médio com envasamento variável, com povoamentos relativamente pobres, onde ocorrem bancos do bivalve *Cerastoderma edule* e, com densidades muito inferiores, *Nephtys* sp., *Angulus tenuis* e *Echinocardium cordatum*;
- c) Vasas compactas dominadas por *Scrobicularia plana* e *Carcinus maenas* e, em algumas áreas, uma relativa abundância de *Cerianthus membranaceus* e *Diopatra neapolitana*;
- d) Fundos de decomposição resultante da acumulação de detritos dominados pelos poliquetas *Capitella capitata* e *Scolelepis fuliginosa*;
- e) Áreas recobertas por substrato fixo, onde se verifica uma quase total ausência de povoamentos bentónicos, muito provavelmente devido ao desenvolvimento de uma intensa abrasão provocada pelo material arenoso em suspensão, aliada à friabilidade dos elementos rochosos.

Os povoamentos de zosteráceas (*Zostera noltii*) foram particularmente bem estudados, existindo muitas informações acerca da estrutura, dinâmica e produção da macrofauna acompanhante (Almeida, 1987; 1988; 1992; 1994; Ferreira, 1994). Assim, a comunidade macrozoobentónica destes povoamentos encontra-se claramente dominada pelos gastrópodes, quer em termos de biomassa, quer no que diz respeito ao número de indivíduos presentes, apenas sendo ultrapassados pelos poliquetas e pelos bivalves no que concerne à riqueza específica apresentada (Ferreira, 1994). Segundo a mesma autora, os taxa que exibem maior densidade e constância ao longo do ano são os oligoquetas *Tubificoides benedeni* e *Monopylephorus irroratus*, os poliquetas *Mediomastus capensis* e *Capitella* sp., os gastrópodes *Bittium reticulatum*, *Peringia ulvae* e *Calliostoma zizyphinum*, e os bivalves *Loripes lacteus* e *Abra alba*.

Para montante do Moinho da Asneira os estudos existentes sobre o conjunto das comunidades macrozoobentónicas são muito mais escassos e menos pormenorizados, sendo as principais obras sobre este assunto da autoria de Bruxelas et al. (1985), Campos & Fonseca (1985), Andrade (1986) e Chainho (2008). De acordo com estes autores, é possível inferir que fora dos povoamentos de zosteráceas os grupos de macroinvertebrados bentónicos melhor representados neste estuário são os poliquetas, os bivalves e os anfípodes. A análise das respectivas comunidades permite determinar que é na zona do Alto do Zambujeiro, a cerca de 6 km da foz, que ocorrem as maiores discontinuidades biológicas, dando-se aqui a transição de povoamentos com especificidades próprias de ambientes marinhos para agrupamentos típicos de habitats estuarinos (Bruxelas et al., 1985). Para montante deste local as comunidades de macroinvertebrados bentónicos possuem características muito mais homogéneas, sendo maioritariamente dominadas por espécies tolerantes. As comunidades de invertebrados estão estruturadas de acordo com o gradiente estuarino, com uma forte influência da salinidade, como se pode ver na Figura 38. Apesar de se encontrarem representadas várias épocas de amostragem (Verão 2003; Inverno 2004; Inverno, Primavera, Verão e Outono 2006), o agrupamento das comunidades faz-se por classes de salinidade, independentemente da época de amostragem, à excepção de uma estação amostrada no euhalino no período de Inverno, que se encontrava bastante empobrecida, assemelhando-se mais à estrutura típica dos povoamento do polihalino.

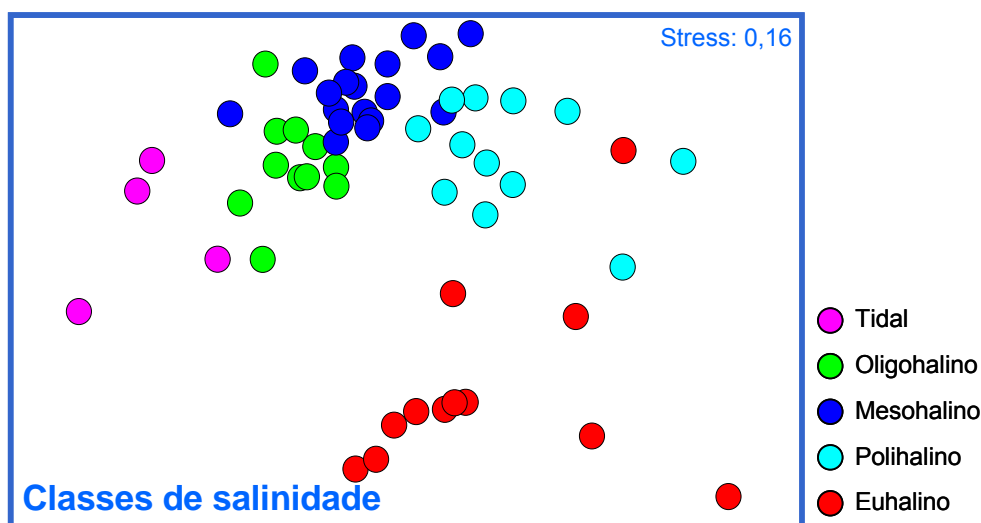


Figura 38. Análise de escalonamento multidimensional (nMDS) das comunidades de invertebrados bentónicos do estuário do Mira identificadas nos anos 2003, 2004 e 2006.

De acordo com Chainho (2008; dados não publicados) e Chainho et al. (2008), pode caracterizar-se os povoamentos de macroinvertebrados bentônicos existentes ao longo do gradiente do estuário do Mira da seguinte forma:

- a) Tidal – fundos de substrato bastante heterogêneo e de pequena profundidade, cujas comunidades são dominadas por insectos, algumas espécies de anfípodes (*Gammarus insensibilis*; *Corophium orientale*) e oligoquetas;
- b) Oligohalino – sedimentos que variam entre a predominância do cascalho e a vasa arenosa, dominados pelas espécies *Corophium orientale* e *Corbicula fluminea*;
- c) Mesohalino – sedimentos de vasa bem compactada, em que dominam os anfípodes *Corophium orientale* e *Leptocheirus pillosus*, os poliquetas *Alkmaria romijni* e *Streblospio shrubsolii* e o isópode *Cyathura carinata*.
- d) Polihalino – ainda com a predominância de vasa, onde são espécies dominantes o anfípode *Corophium acherusicum* e um conjunto de poliquetas tolerantes, como *Heteromastus filiformis*, *Hediste diversicolor* e *Nephtys hombergii*;
- e) Euhalino – maioritariamente constituídos por areias vasosas, os sedimentos da zona terminal do estuário albergam uma comunidade bastante diversa, dominada por algumas espécies oportunistas, como os oligoquetas e o poliqueta *Capitella capitata*, mas onde ocorrem várias espécies de poliquetas e bivalves típicos do meio marinho.

Apesar da clara dominância de espécies tolerantes nas zonas intermédias do estuário, verificaram-se diferenças consideráveis na estrutura das comunidades entre os anos 2003/2004 e o ano de 2006, com um número bastante superior de espécies identificadas neste último. Estes resultados apontam para um efeito da seca prolongada, cujo ano mais seco foi 2005, que terá provocado uma degradação significativa das condições ambientais, como descrito no ponto anterior.

A variabilidade sazonal é bastante evidenciada pelos resultados do índice de constância ( $C_{ij} = (n_{ij}/n_j) * 100$ , em que  $n_{ij}$  é o número de ocorrências da espécie  $i$  na estação  $j$  e  $n_j$  é o número de estações) calculado para as seis épocas do ano para as quais existem observações para os mesmos locais de amostragem (Figura 39).

As espécies foram consideradas constantes ( $C > 50\%$ ), características ( $100\% > C > 67\%$ ) ou exclusivas ( $C = 100\%$ ) (Bachelet et al., 1996). Os resultados mostram uma forte variação sazonal da composição taxonómica em todas as regiões salinas do estuário, visto que apenas três taxa ocorrem em todas as épocas do ano amostradas (*Chironomidae*, *Corophium orientale* e *Heteromastus filiformis*). O conjunto de espécies exclusivas, características e constantes totaliza menos de 30% em todas as regiões salinas e no euhalino representam apenas cerca de 5%, sendo que todas as restantes ocorreram em menos de metade das épocas de amostragem.

Apesar do estuário do Mira ser considerado como relativamente pristino (Marques et al., 1993; Carvalho et al., 2005), as comunidades de invertebrados bentônicos parecem estar bastante condicionadas pelo elevado stress natural decorrente das fortes variações das condições ambientais sazonais e interanuais. Os resultados obtidos durante um período seco (2003/2004) e um período de maior pluviosidade são

ilustrativos dessas diferenças, nomeadamente o número total de taxa registados (68 em 2003/2004 e 278 em 2006).

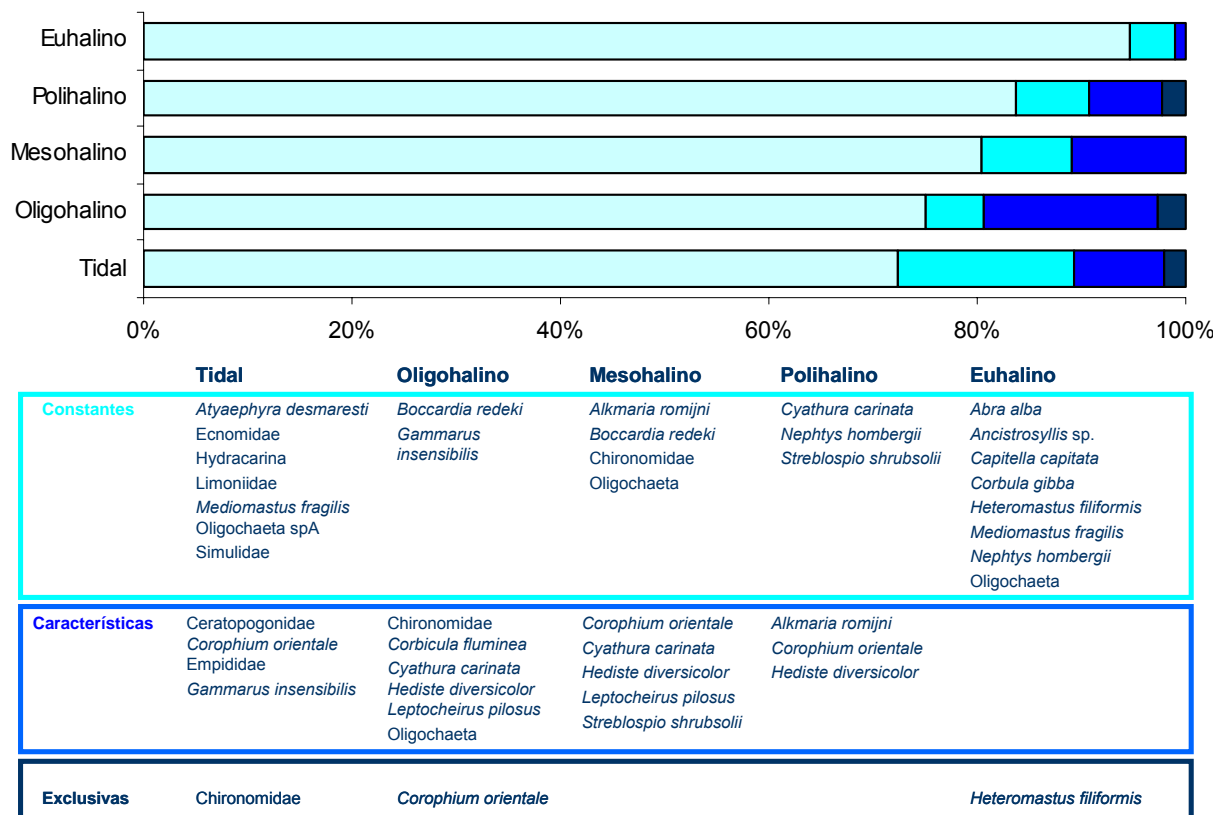


Figura 39. Resultados do índice de constância para as 5 classes salinas do estuário do Mira, para as diferentes épocas dos anos de 2003, 2004 e 2006. É apresentada a listagem das espécies exclusivas, características e constantes.

Estas diferenças podem ter consequências na utilização de ferramentas de avaliação da qualidade ecológica, nomeadamente na aplicação de índices que utilizam a informação sobre a sensibilidade/tolerância das espécies ao stress antropogénico. Como demonstrado por Chainho et al. (2008), apesar dos níveis de pressão humana bastante inferiores no estuário do Mira, quando comparado com outros estuários portugueses, os resultados da aplicação de índices bióticos podem indicar que se encontra abaixo do Bom estado ecológico exigido pela Directiva-Quadro da Água, o que requer a sua adaptação para fazerem um correcto diagnóstico neste tipo de estuários.

## B. Meiofauna

No estuário do Mira foi estudada a variação temporal das comunidades meiobentónicas dos sedimentos associados aos povoamentos de *Zostera noltii* em duas estações de amostragem localizadas a jusante do estuário, durante 14 meses, quinzenalmente (Junho de 1994 a Agosto de 1995) (Adão, 2003).

Nos dois locais de amostragem, foram identificados um total de 18 grandes grupos de meiofauna: Nematoda, Copepoda, Polychaeta, Kinorhyncha, Oligochaeta, Nauplii larvae, Ostracoda, Turbellaria, Bivalvia, Amphipoda, Gastropoda, Ciliophora, Gastrotricha, Halacaroidea, Cnidaria, Tardigrada, Insecta e Acari. Nematoda foi sempre o grupo mais abundante (88%) e o segundo grupo mais abundante foi Copepoda (7%).

As elevadas densidades dos nemátodes estão de acordo com estudos desenvolvidos nas vasas intertidais em vários estuários do norte da Europa. A composição das comunidades de nemátodes é semelhante entre as duas estações: foram identificados 70 géneros de 23 famílias. Nas duas estações de amostragem os géneros mais abundantes foram *Terchellingia*, *Paracomesoma*, *Spirinia*, *Odontophora*, *Linhomoeus*, *Chromadorella* e *Paramonohystera*.

A variação temporal da densidade das comunidades meiobentónicas mostra um evidente padrão de sazonalidade, no entanto, as duas estações registaram padrões diferentes. A variação temporal e a evidente sazonalidade da densidade e composição das comunidades de meiofauna e do *taxon* Nematoda nos sedimentos associados aos povoamentos de *Zostera noltii* do estuário do Mira parecem estruturadas, fundamentalmente, pelos factores bióticos, tais como o ciclo de vida e dinâmica trófica.

Os factores descritos como importantes para explicar as variações sazonais destas comunidades nas regiões temperadas, como a temperatura, salinidade, pH, oxigénio dissolvido e granulometria, não parecem ser fundamentais devido à pequena amplitude da variação registada ao longo do período de amostragem. No entanto, foi possível identificar o efeito combinado dos factores abióticos e bióticos na criação de condições que explicam os padrões de sazonalidade obtidos (Adão, 2003).

## **2.5.3 Modelo Ecológico**

### **2.5.3.1. Análises Preliminares**

Antes do desenvolvimento do modelo ecológico analisou-se em pormenor a resposta dos povoamentos de macroinvertebrados bentónicos em situações de cheia e em situações de seca extrema. Como os dados recolhidos no âmbito do projecto EFICAS ainda se encontravam em fase de processamento laboratorial, nesta fase dos trabalhos foram utilizados nessas análises apenas as séries de dados obtidas em anos anteriores para os macroinvertebrados bentónicos da região subtidal do estuário do Mondego. Nestas séries temporais há informação de diversos parâmetros bióticos e abióticos, recolhida ao longo de vários anos de amostragem. No entanto, somente nos anos de 2003 a 2005 se conseguiu obter uma maior cobertura de estações subtidais (25) e a realização de amostragens regulares de parâmetros físico-químicos (amostragens mensais) e de macroinvertebrados bentónicos (amostragens sazonais – Inverno, Primavera, Verão e Outono) (ver séries de parâmetros ambientais e biológicos disponíveis para o Mondego).

Durante estes três anos verificou-se, no ano hidrológico de 2004/2005, uma seca severa. De facto, 2004/2005 corresponde ao ano com menor quantidade de precipitação acumulada, na série temporal de 1980 a 2007 (Figura 40).

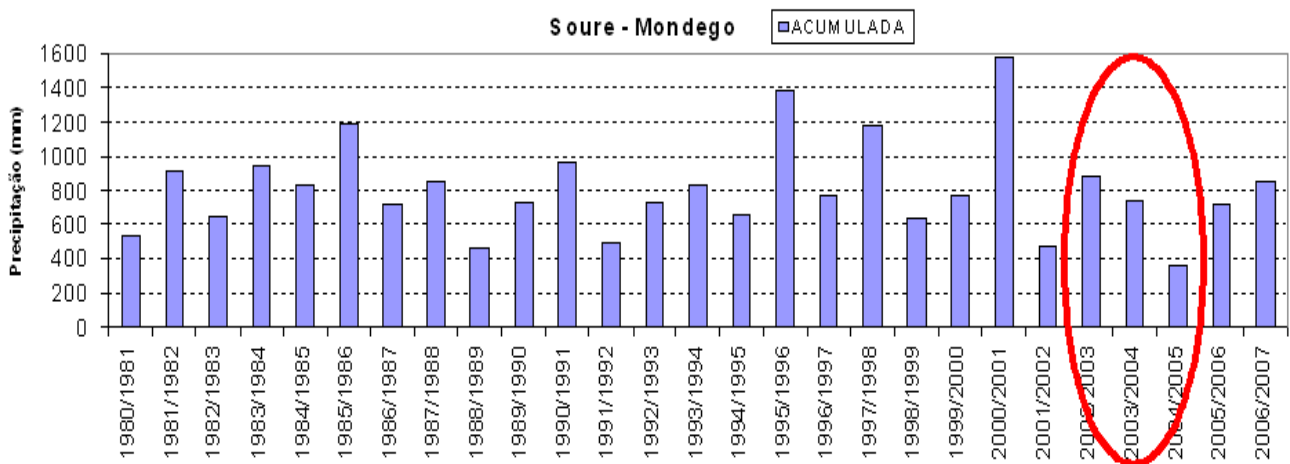


Figura 40. Variação da precipitação acumulada na bacia hidrográfica do Mondego, na estação de Soure (fonte: INAG, 2007, www.inag.pt).

A série temporal de três anos, relativa ao estuário do Mondego, foi então estudada em pormenor através da aplicação de algumas técnicas de análise multivariada. Como resultado principal verificou-se a separação de três grupos de estações. Um primeiro grupo relativo às estações mais a montante (estações 20 a 25), um segundo grupo relativo às estações do braço norte, zona mais profunda e sujeita a dragagens regulares (estações 2, 10, 11 e 12), e um terceiro grupo referente às estações do braço Sul (estações 3 a 9), zona de menor profundidade sujeita a maiores variações ambientais (Figura 41). As restantes estações ocuparam uma posição intermédia.

Após esta análise foi decidido seleccionar três estações subtidaís, uma estação de cada um dos grupos anteriormente definidos. Sendo assim, uma das estações representa uma situação com maior influência de água doce (estação 22), e as restantes duas representam situações tipicamente estuarinas/marinhas, uma do braço norte (estação 12) e outra do braço sul (estação 4) (Figura 41).



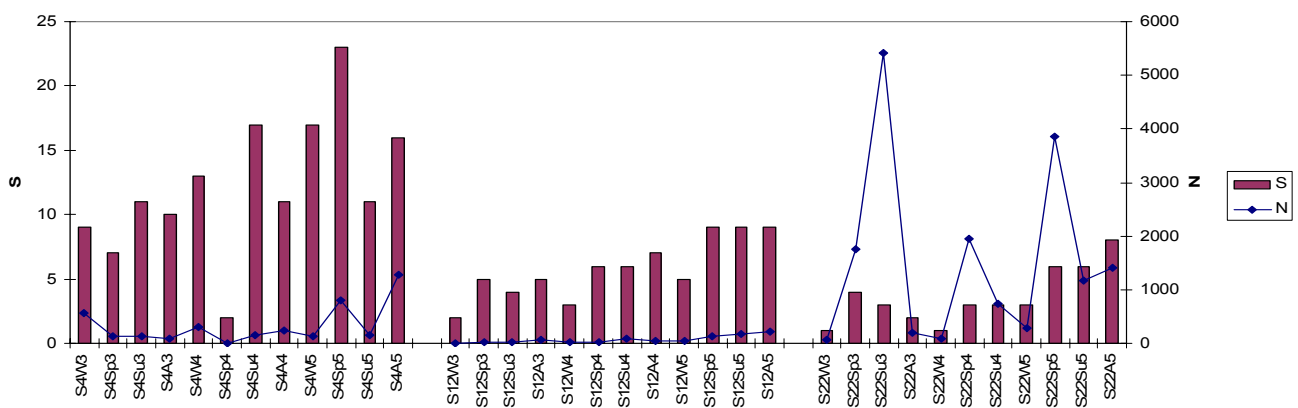
Figura 41. Localização das estações de amostragem relativas às campanhas de 2003 / 2005, no estuário do Mondego, e indicação daquelas seleccionadas para as análises referentes ao desenvolvimento do modelo ecológico.

Nessas três estações estudaram-se em pormenor as variações dos taxa dominantes e dos diversos parâmetros físico-químicos, nas amostragens efectuadas no fundo, próximo do sedimento.

Análises multivariadas demonstraram que as amostragens feitas nas duas estações a jusante, para qualquer época do ano, são caracterizadas por valores elevados de salinidade, oxigénio dissolvido, pH, sólidos suspensos, transparência da água e matéria orgânica particulada, estando todos estes parâmetros ambientais correlacionados entre si. Nas amostragens a montante é nítido o aumento da influência dos nutrientes, acompanhado por um incremento na produção primária (maiores concentrações de clorofila a), apresentando todos estes parâmetros uma elevada correlação. A estação 4 é ainda caracterizada como sendo menos profunda, onde ocorre acumulação de sedimentos finos e de matéria orgânica no sedimento; e a estação 12 é um local de maior profundidade e de maior hidrodinamismo, revelado pela importância dos sedimentos grosseiros.

O número total de taxa de invertebrados bentónicos foi mais elevado nas estações a jusante do que na estação de montante, enquanto que a densidade de organismos foi superior nesta estação, apresentando uma grande variação ao longo dos três anos de amostragem considerados (Figura 42). Estas variações reflectiram-se nos valores dos índices de diversidade.

### A. Riqueza específica e Densidade



### B. Shannon-Wiener, Simpson e Equitabilidade

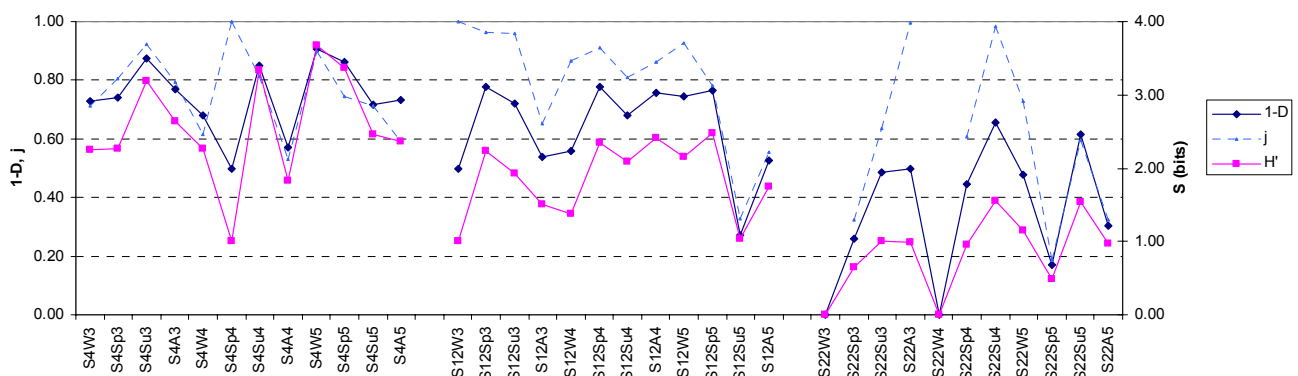


Figura 42. Variação de A. riqueza em taxa (S), densidade (N) (ind/m<sup>2</sup>) e B. diversidades de Shannon-Wiener (H') (bits) e de Simpson (1-D) e equitabilidade (J), nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos das estações 4, 12 e 22, entre 2003 e 2005. Códigos das amostras: S4, S12 e S22 – estações 4, 12 e 22, respectivamente. W3, W4 ou W5 – Invernos de 2003, 2004 e 2005, respectivamente. Sp, Su, A / 3, 4 ou 5 – Primaveras (Sp), Verões (Su) e Outonos (A) de 2003, 2004 e 2005.



Na zona mais a montante os taxa mais abundantes, relacionados com maiores concentrações de nutrientes e menores salinidades, foram o bivalve *Corbicula fluminea* (Cflu), o anfípode *Corophium multisetosum* (Cmul) e o isópode *Cyathura carinata* (Ccar). Estes três taxa só foram encontrados na estação 22 e uma vez na estação 4 (Figura 43), de entre as três estações estudadas em pormenor. Neste gráfico é possível observar ao longo deste período uma diminuição da densidade de *C. fluminea*, principalmente em 2005, e um aumento de *C. multisetosum* e de *C. carinata*. Estas variações levaram às seguintes questões:

Poderá a diminuição de *C. fluminea* ser devida ao aumento de salinidade e de temperatura durante o ano de seca (2005)? Poderão essas alterações ambientais ter beneficiado o anfípode *C. multisetosum* e o isópode *C. carinata* nesse ano?

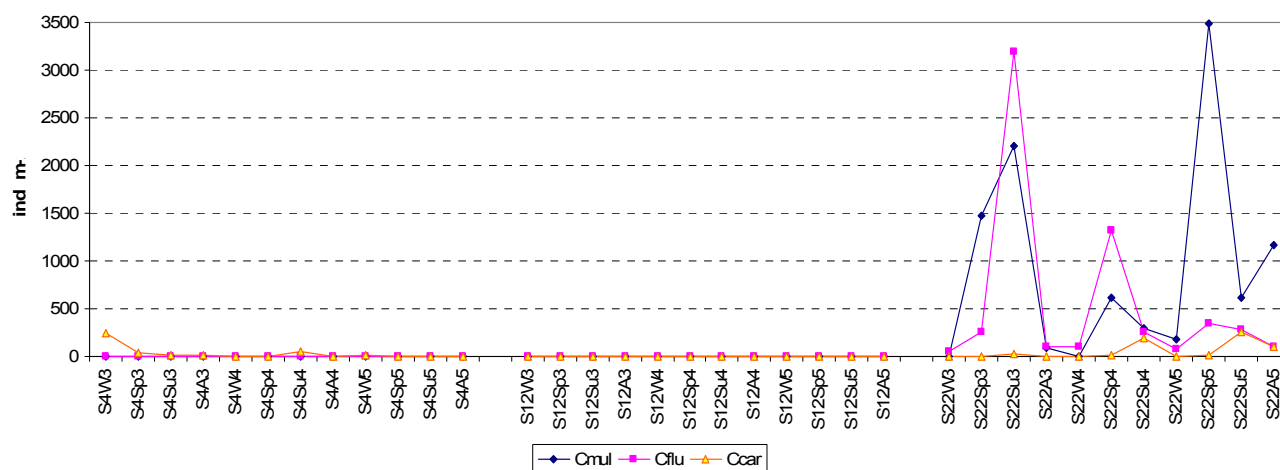


Figura 43. Variação da densidade do anfípode *Corophium multisetosum* (Cmul), do bivalve *Corbicula fluminea* (Cflu) e do isópode *Cyathura carinata* (Ccar), nas estações 4, 12 e 22, entre 2003 e 2005. Códigos das amostras – ver Figura 42.

Na estação 12, caracterizada por um ambiente marinho, de maior profundidade e hidrodinamismo, observou-se a presença de espécies nitidamente marinhas, como o poliqueta *Ophelia neglecta* e o bivalve *Abra nitida*. O misidáceo *Gastrosaccus spinifer* também aí foi abundante, embora a técnica de amostragem utilizada não seja a mais adequada para amostrar este crustáceo de elevada mobilidade (Figura 44). Estes taxa não foram capturados nas restantes duas estações, excepto o bivalve *Abra nitida*, que também foi capturado na estação 4.



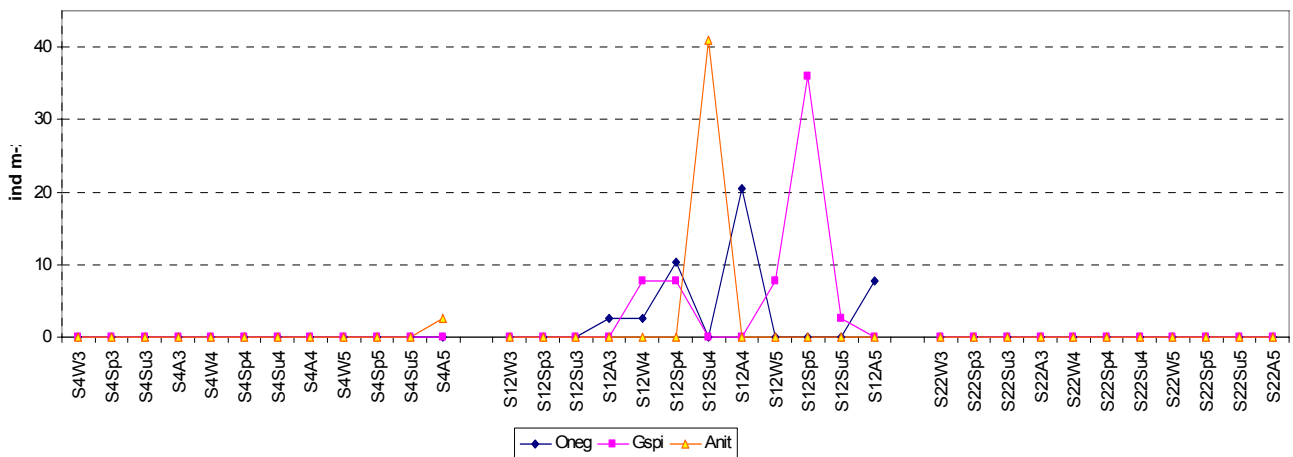


Figura 44. Variação da densidade do poliqueta *Ophelia neglecta* (Oneg), do misidáceo *Gastrosaccus spinifer* (Gspi) e do bivalve *Abra nitida* (Anit). Códigos das amostras – ver Figura 42.

A estação 4 representa uma zona de menor profundidade e menor hidrodinamismo, que permite a acumulação de sedimentos finos. Os taxa mais característicos dessa zona foram os poliquetas *Capitella capitata* (Ccap), *Cirratulus cirratus* (Ccir), *Scoloplos armiger* (Sarm) e *Chaetozone setosa* (Cset), que só foram capturados nessa estação. Muitos destes taxa são indicadores de situações de degradação ambiental, principalmente de aumento de matéria orgânica, que poderá levar a situações de eutrofização (Figura 45).

Observa-se alguma variação temporal nas abundâncias destes taxa, com um aumento importante na Primavera de 2005, ano de seca. Será este aumento na densidade dos vários poliquetas devido à degradação ambiental causada por uma menor circulação de água?

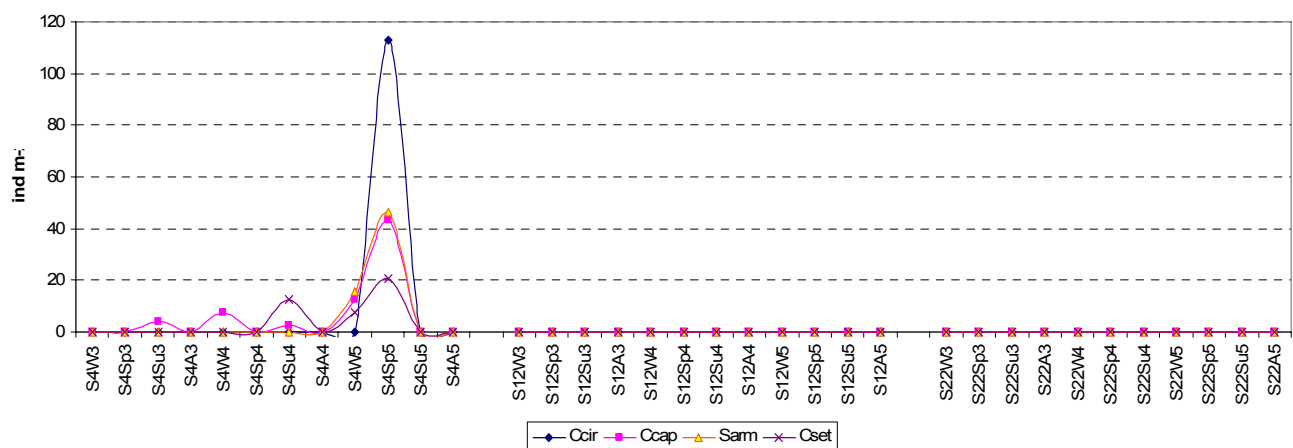


Figura 45. Variação da densidade dos poliquetas *Capitella capitata* (Ccap), *Cirratulus cirratus* (Ccir), *Scoloplos armiger* (Sarm) e *Chaetozone setosa* (Cset). Códigos das amostras – ver Figura 42.

Alguns taxa tipicamente estuarinos, como os poliquetas *Hediste diversicolor* (Hdiv) e *Alkmaria romijni* (Arom) e o crustáceo decápode *Crangon crangon* (Ckra) foram abundantes nas estações 4 e 12, mas também surgiram na estação 22 em 2005 (Figura 46). Terá ocorrido uma migração para zonas mais a montante do

estuário, por espécies que normalmente são mais abundantes nas zonas intermédias, por a salinidade ter aumentado em 2005 devido ao ano de seca?

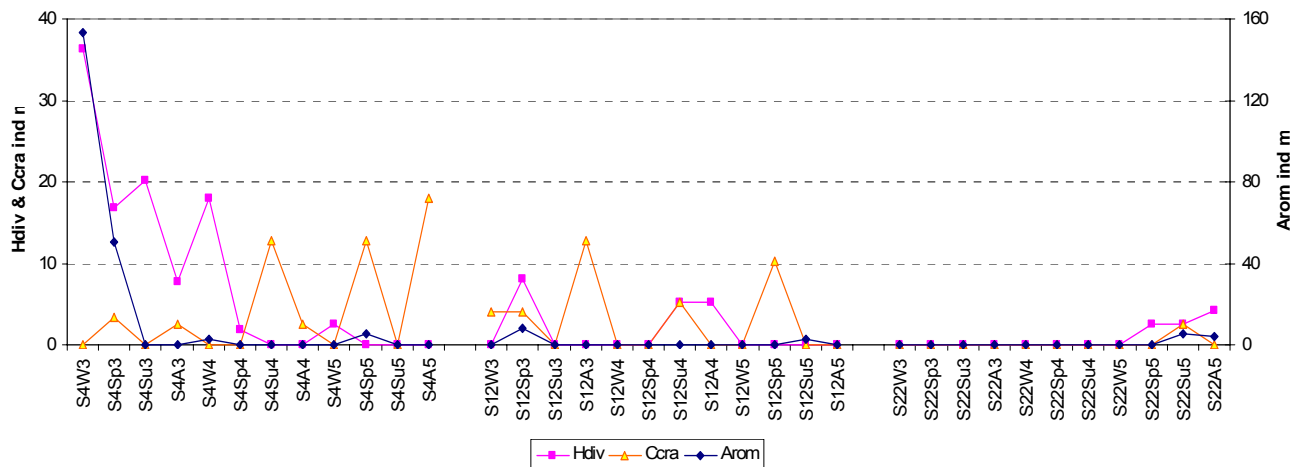


Figura 46. Variação da densidade dos poliquetas *Hediste diversicolor* (Hdiv) e *Alkmaria romijni* (Arom) e do decápode *Crangon crangon* (Ccra). Códigos das amostras – ver Figura 42.

Nos resultados das análises multivariadas utilizadas e estudo de pormenor subsequente, verificaram-se algumas alterações na distribuição das espécies mais abundantes ao longo de 2005, com aumento da densidade de alguns taxa e diminuição da de outros. Espécies típicas de zonas com maior influência de água doce diminuíram a sua densidade na estação 22, e alguns taxa com afinidade por água salobra ou marinha surgiram nessa estação durante o período de seca. Também na estação 4 se notaram algumas alterações, que poderão ser atribuídas a uma possível degradação da qualidade da água, manifestada pelo aumento da densidade de alguns poliquetas. Estas observações serão importantes para o modelo ecológico.

### 2.5.3.2. Modelo ecológico

Para o desenvolvimento do modelo ecológico, numa primeira fase, consideraram-se somente os três taxa mais abundantes no estuário do Mondego, entre 2003 e 2005. Estes taxa, nomeadamente o anfípode *Corophium multisetosum*, o bivalve *Corbicula fluminea* e o isópode *Cyathura carinata*, foram os únicos com distribuição regular na estação 22.

Na simulação do crescimento de *C. multisetosum* e de *C. carinata* foram utilizadas equações de crescimento já publicadas para Portugal. Como no estuário do Mira o anfípode *C. multisetosum* é substituído pelo *C. orientale*, uma espécie com afinidades mediterrânicas, foi também desenvolvido um modelo para esta espécie.

O bivalve *C. fluminea* é uma espécie exótica, originária da Ásia e África, com características de espécie invasora. Terá chegado à Europa, incluindo Portugal, nos anos oitenta do século passado (Sousa *et al.*, 2008a).

Como *forcing functions* foram consideradas situações de seca extrema ou de cheia, e os efeitos potenciais sobre os quatro *taxa*. As espécies *C. fluminea*, *C. multisetosum* e *C. orientale* suportam maior influência de água doce (freshwater) e *C. carinata* prefere água salobra (brackish). Serão afectadas de forma diferente em períodos de seca ou de cheia. Numa fase posterior será experimentada a inclusão de outros parâmetros, como alguns nutrientes.

### **Modelo *Corophium orientale***

O anfípode *Corophium orientale* é uma das espécies mais abundantes do estuário do Mira, nas estações mais a montante. Aparentemente, ocupa a mesma posição que *Corophium multisetosum* no estuário do Mondego. É uma espécie característica do Mediterrâneo (Kevrekidis, 2005).

Kevrekidis (2005) e Kevrekidis et al. (2005) apresentam vários aspectos bastante detalhados sobre a história de vida e a reprodução deste anfípode. Com base nestes trabalhos foi recolhida informação essencial para a elaboração do modelo ecológico (Tabela 6).

Tabela 6. Aspectos da história de vida e reprodução de *Corophium orientale*, em estudos feitos na Grécia por Kevrekidis (2005) e Kevrekidis et al. (2005)

<b><i>Corophium orientale</i></b>
<p>Crescimento quase constante ao longo do desenvolvimento de cada coorte, embora tenha sido ligeiramente mais rápido nos meses de temperaturas moderadas.</p>
<p>Ao longo do ano foram observadas 3-4 coortes:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- Coorte A, de crescimento lento (0,0135 a 0,0157 mm por dia), mas que persistiu por cerca de um ano. Surgiu em Setembro, o que, juntando com a coorte D, indica que esta coorte persistiu até Maio-Junho. As primeiras fêmeas grávidas foram observadas em Março. Algumas fêmeas grávidas, grandes, foram ainda observadas em Junho.</li><li>- Coorte B, de crescimento intermédio, de 0,0275 mm por dia. Surgiu em Julho, cresceu rapidamente e desapareceu depois de Novembro-Dezembro. As fêmeas desta coorte reproduziram-se essencialmente em Setembro.</li><li>- Coorte C, de crescimento rápido, de 0,0375 a 0,0395 mm por dia. Surgiu em Maio, com um desenvolvimento muito rápido, desaparecendo depois de Agosto. As fêmeas desta coorte amadureceram rapidamente e produziram descendentes em Junho-Julho, assim como em Agosto. Quando surgiram, em Maio, já possuíam um corpo relativamente grande, o que implica que o recrutamento terá ocorrido algum tempo antes, talvez em Março.</li></ul>
<p>A densidade da população variou entre 325 indivíduos por m<sup>2</sup>, em Março, e cerca de 21000 indivíduos por m<sup>2</sup> em Agosto.</p>
<p>A relação entre sexos observada foi próxima de 50:50 (sex ratio: 0,45 machos). As fêmeas grávidas mais pequenas pertenciam à classe de comprimento 3,75-4,25. A maior fêmea grávida atingiu 9,2 mm de comprimento.</p>

Da informação recolhida depreende-se que a população de *C. orientale* é composta por três coortes. A coorte A subsiste ao longo do ano, apresentando um crescimento lento. Considerou-se que os primeiros indivíduos desta coorte surgem dois meses antes dos primeiros indivíduos detectados pela equipa de Kevrekidis, tendo em consideração o que estes investigadores observaram e inferiram relativamente à coorte C e ao lento crescimento da coorte A. A partir dos oito meses inicia-se a reprodução, ao longo dos

quatro meses seguintes. Os primeiros descendentes irão dar origem à coorte C, durante dois meses, e os últimos descendentes, relativos aos últimos dois meses de existência da coorte A, vão dar origem à coorte B (Tabela 7). O processo repetir-se-á ao longo dos anos.

Tabela 7. Desenvolvimento das três coortes, ao longo dos anos, de *C. orientale*, baseado nos trabalhos de Kevrekidis (2005) e Kevrekidis et al. (2005). New A, B ou C – recrutamento. Zonas a tracejado – reprodução.

	Months	Years	Time days	Cohort C	Cohort B	Cohort A
Jan	1	1	30			A0
Fev	2		60			
Mar	3		90	New C1		
Abr	4		120			
Mai	5		150	C1	New B1	
Jun	6		180			
Jul	7		210		B1	New A1
Ago	8		240			
Set	9		270			A1
Out	10		300			
Nov	11		330			
Dez	12		360			
Jan	1	2	390			
Fev	2		420			
Mar	3		450	New C2		
Abr	4		480			
Mai	5		510	C2	New B2	
Jun	6		540			
Jul	7		570		B2	New A2
Ago	8		600			
Set	9		630			A2
Out	10		660			
Nov	11		690			
Dez	12		720			
Jan	1	3	750			
Fev	2		780			
Mar	3		810	New C3		
Abr	4		840			
Mai	5		870	C3	New B3	
Jun	6		900			
Jul	7		930		B3	New A3
Ago	8		960			
Set	9		990			A3
Out	10		1020			
Nov	11		1050			
Dez	12		1080			

Desta forma, o modelo será constituído por três coortes e por duas secções. Numa das secções é simulado o crescimento, em mm, de cada coorte. O início do crescimento de cada uma destas coortes é estipulado pelo tempo. Com base na informação das Tabelas 5 e 6 construiu-se a Tabela 8.

Tabela 8. Tempos iniciais e finais para cada coorte, e tamanhos iniciais, nos dois primeiros anos de simulação.

Initial time t=0 corresponds to 1st January	
Cohort A growth rate 0,016 mm/day	
Time Cohort A0	t=0 to t=120, Initial size 2.88, Initial density 500
Time Cohort A1	t=120 to t=480, Initial size 0, Initial density 0
Time Cohort A2	t=480 to t=840, Initial size 0, Initial density 0
Cohort B growth rate 0,028 mm/day	
Time Cohort B1	t=120 to t=360, Initial size 0, Initial density 0
Time Cohort B2	t=480 to t=720, Initial size 0, Initial density 0
Cohort C growth rate 0,038 mm/day	
Time Cohort C1	t=60 to t=240, Initial size 0, Initial density 0
Time Cohort C2	t=420 to t=600, Initial size 0, Initial density 0

Quando cada uma das coortes atinge o tamanho mínimo (3,8 a 4,0 mm), as fêmeas, ou seja, metade da população, dão origem a novos descendentes. A segunda secção do modelo simula a densidade ao longo do tempo de cada uma das coortes (Figura 47).

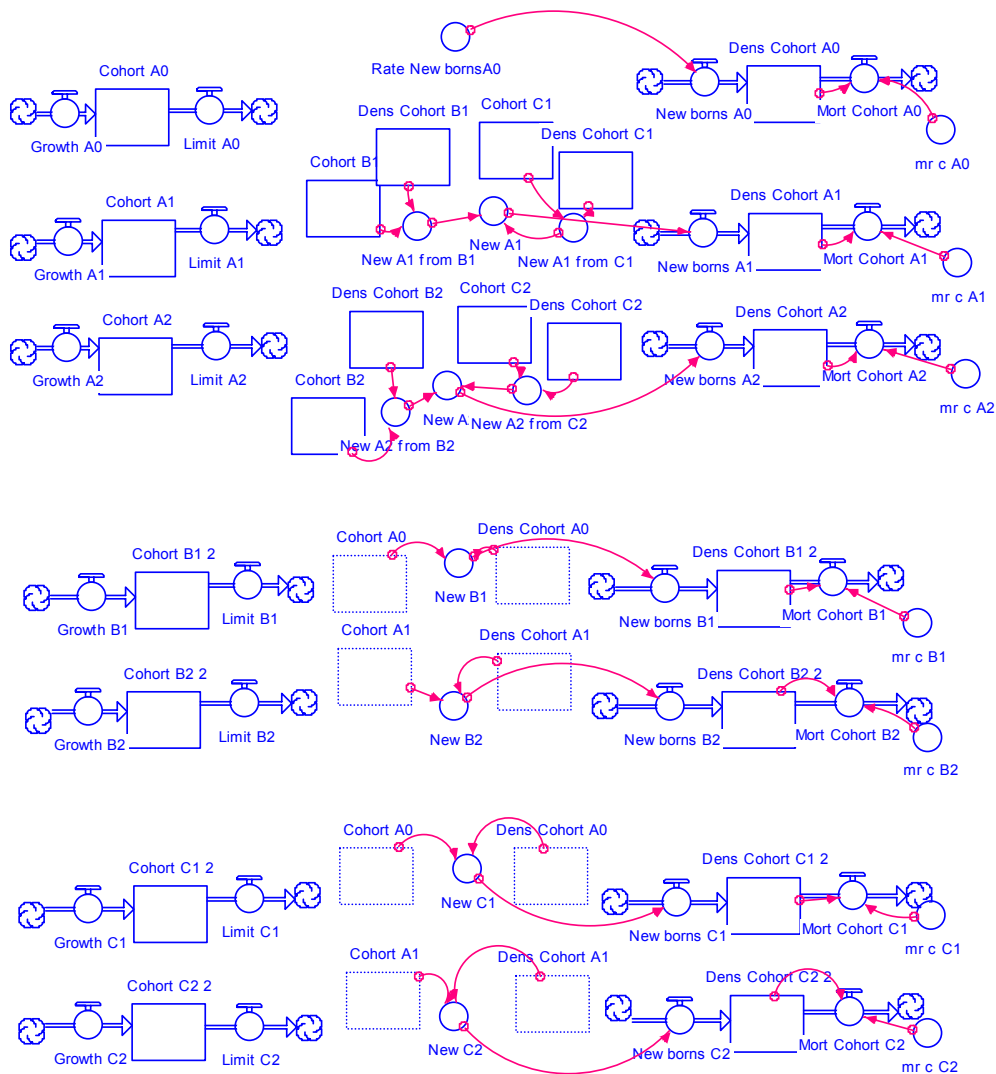
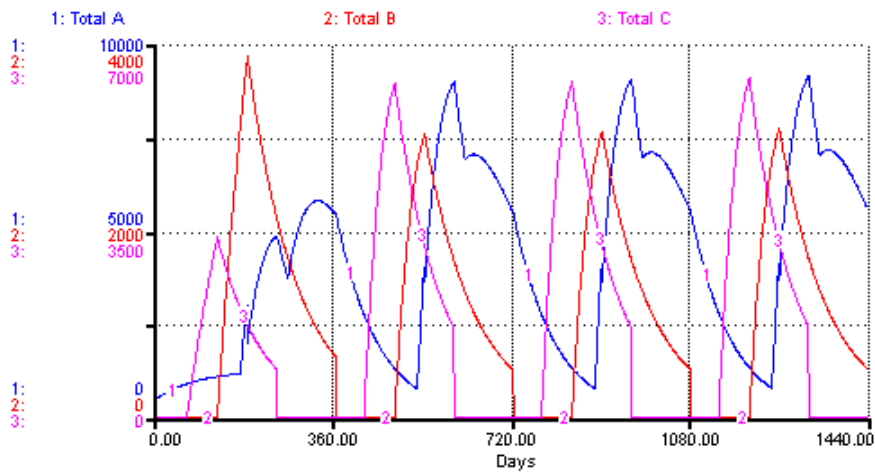


Figura 47. Diagrama conceptual do modelo ecológico do anfípode *Corophium orientale*. No lado esquerdo do diagrama está representado o crescimento individual de cada coorte, em comprimento (mm), ao longo do tempo. Do lado direito do diagrama está representada a evolução, ao longo do tempo, da densidade de cada coorte, em nº de indivíduos por m<sup>2</sup>. Na zona central está representado o recrutamento de cada coorte, que depende do crescimento e da densidade da coorte que lhe dá origem.

O primeiro ano de simulação do modelo serve para definir as coortes dos anos seguintes. Uma vez que o processo é contínuo, é impossível interromper o crescimento e desenvolvimento das várias coortes num dado momento e considerar esse momento o tempo zero. Desta forma, considerou-se uma entrada constante de novos elementos na coorte A0, com uma densidade inicial de 500 indivíduos. Esta coorte inicial irá dar origem a todas as restantes. A partir do segundo ano, e sem a intervenção de *forcing functions* como variáveis ambientais, o modelo torna-se estável (Figura 48).

### A. Densidade das várias coortes



### B. Densidade da população total

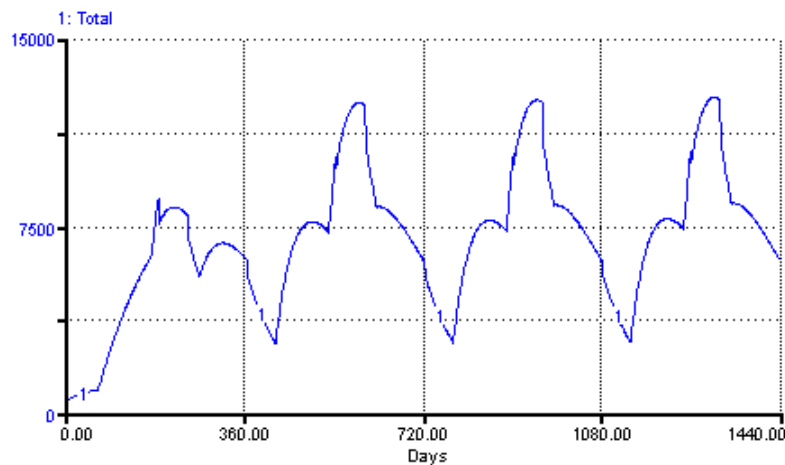


Figura 48. Simulação da densidade A. das várias coortes e B. da população total (b) de *Corophium orientale* ao longo de quatro anos de simulação.

A equação diferencial para simular o crescimento de cada coorte é muito simples, uma vez que se considerou que o crescimento seria constante e linear, de acordo com as observações de Kevrekidis (2005):

$$dCoorte/dt = growthrate - Limit$$

A taxa de crescimento ou “growth rate” para cada uma das coortes está definida na Tabela 8. Cada coorte crescerá até a um determinado limite, que é definido pelo tempo.

A densidade de cada coorte é acrescida pelo número de novos nascimentos (New borns), que entram na coorte. Cada coorte está sujeita à mortalidade natural dos indivíduos. Para simular a mortalidade natural considerou-se que esta depende da densidade da população. Populações muito densas terão uma mortalidade maior (poderá haver falta de alimento, ou de espaço, a propagação de doenças será maior e mais rápida), enquanto que populações pouco densas terão uma mortalidade menor. No entanto, a partir de um determinado momento (estipulado de acordo com a Tabela 8) todos os indivíduos dessa coorte morrem, uma vez que chegaram ao fim do seu ciclo de vida.

$$dDensCoorte/dt = NewBorns - DEnsCoorte * mortalityrate$$

Os novos elementos da coorte dependem, tal como já foi dito, do tamanho da coorte que lhe dá origem e da sua densidade. Por exemplo, a coorte A é formada pelos descendentes da coorte B e da coorte C:

$$\begin{aligned} \text{New\_A1\_from\_B1} &= \text{If Cohort\_B1} > 4 \text{ then } (\text{Dens\_Cohort\_B1}/2) * 0.15 \text{ else } 0 \\ \text{New\_A1\_from\_C1} &= \text{If Cohort\_C1} > 4 \text{ then } (\text{Dens\_Cohort\_C1}/2) * 0.15 \text{ else } 0 \end{aligned}$$

A taxa 0.15 corresponde a uma taxa de nascimentos que foi fixada por simulação, mas que poderá vir a ser alterada devido a factores externos, por exemplo, uma inundação ou um aumento acentuado de temperatura.

### **Cenário base:**

Como resultado da simulação de 4 anos verifica-se uma estabilização do modelo logo no segundo ano. O primeiro ano corresponde à fase de definição das coortes. Cada coorte contribui com elementos para a população total (Figura 48), sendo a coorte A a que mais contribui.

Kevrekidis (2005) encontrou densidades desta espécie, na Lagoa de Monolimni, na Grécia, entre 68 indivíduos  $m^{-2}$  e mais de 21000 indivíduos  $m^{-2}$  (Figura 49). Nas simulações efectuadas os valores máximos observados estiveram aquém deste máximo e os mínimos foram superiores. No entanto, há que salientar que o modelo considera todos os indivíduos pertencentes a cada coorte, mesmo os de muito pequenas dimensões. Kevrekidis só considerou os indivíduos retidos em crivos de diferentes malhas, em que a malha mais fina utilizada foi de 0,2 mm. A densidade simulada pode ser facilmente modificada alterando a taxa de nascimentos e as taxas de mortalidade das várias coortes.

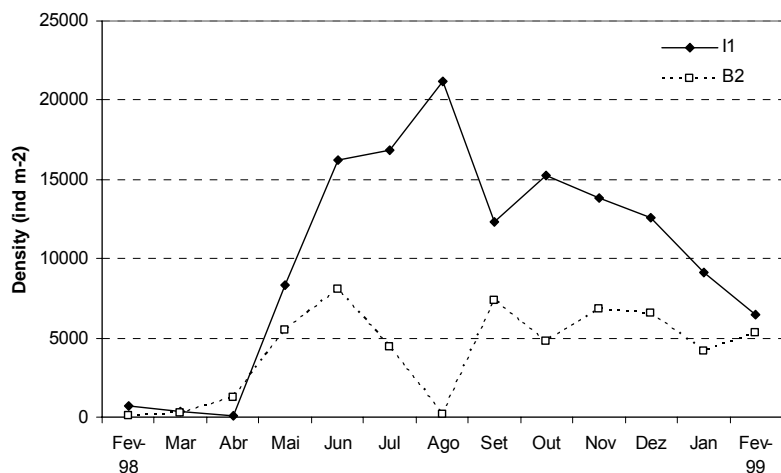


Figura 49. Variação da densidade de *Corophium orientale* em duas estações de amostragem na Lagoa de Monolimni, na Grécia (dados de Kevridikis 2005).

No estuário do Mira a densidade máxima variou entre 1200 (no Outono) e 25000 indivíduos m<sup>-2</sup> (na Primavera), durante 2006 (Figura 50). Após um período de cheias intensas, no final de 2006, a população diminuiu muito a sua densidade.

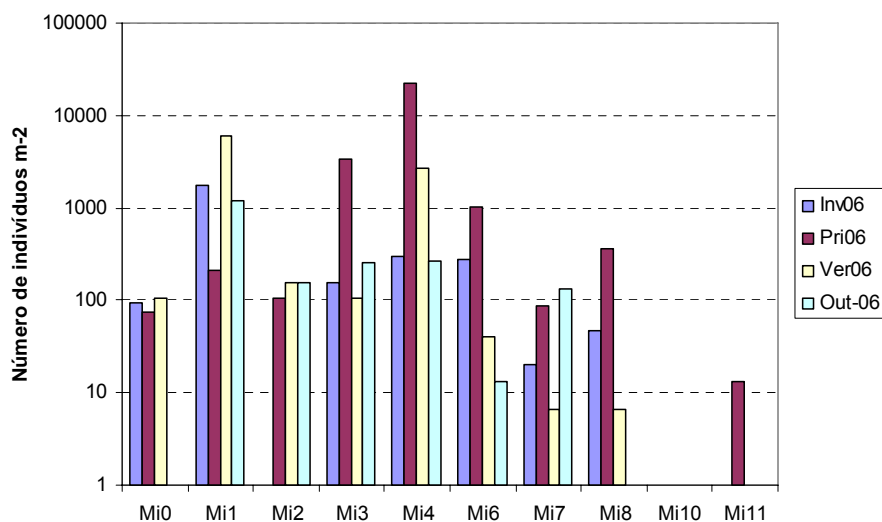


Figura 50. Variação da densidade média de *Corophium orientale* no estuário do Mira, nas diferentes estações de amostragem, durante o ano de 2006.

### Cenário alternativo 1

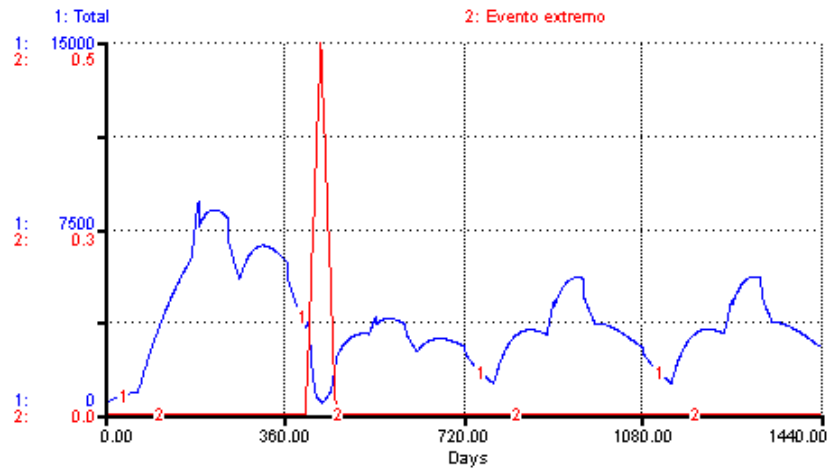
Como primeiro cenário alternativo foi considerado um período de cheia durante o mês de Fevereiro do segundo ano de simulação, que provocou um arrastamento e morte de 50 por cento dos indivíduos em cada uma das cortes. Este acontecimento provocou uma diminuição acentuada da densidade da população



(Figura 51A) e uma recuperação no terceiro e quarto anos, mas sem que se observem os valores das primeiras simulações (Figura 48).

As consequências destes eventos extremos dependem também do período do ano em que ocorrerem. Se o evento extremo ocorrer durante o final do mês de Setembro a densidade da população reduz-se ainda mais e aparentemente não recupera (Figura 51B).

### A. Fevereiro



### B. Setembro

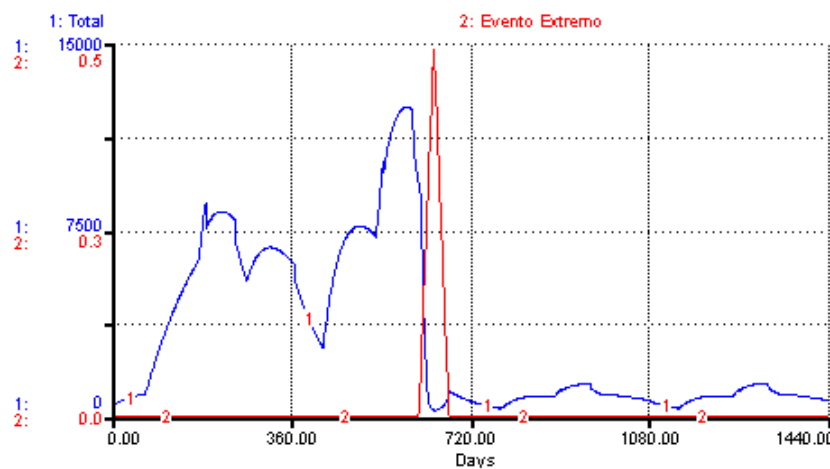
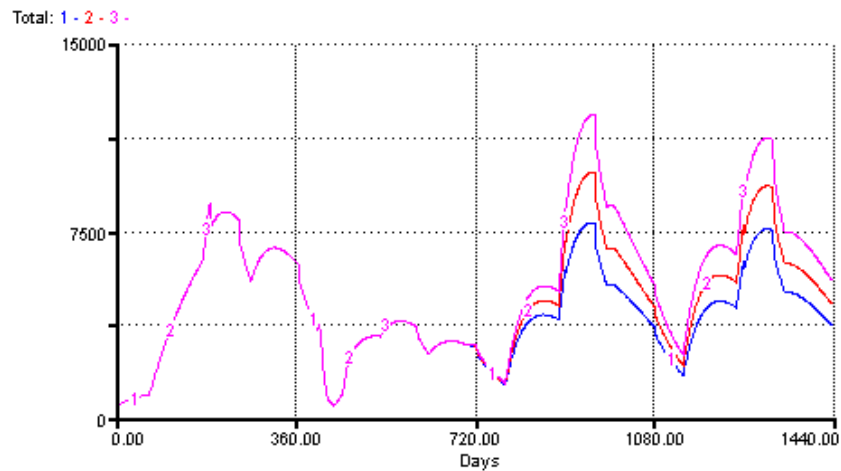


Figura 51. Simulação da densidade da população total de *Corophium orientale* ao longo de quatro anos, depois de um período de cheia, observado durante o mês de A. Fevereiro e B. Setembro do segundo ano, que provocou o desaparecimento de 50 % da população.

Mas seria de esperar que a população, ao fim de algum tempo, aumentasse a sua densidade até valores próximos dos observados (ou simulados) em períodos sem eventos extremos. Da forma como o modelo foi construído esse aumento poderá ser obtido de três formas:

- Forma I: Aumento da taxa de nascimentos, durante um determinado período de tempo, que poderá corresponder à entrada de novos elementos da população a partir de zonas de refúgio, por exemplo (Figura 52A).
- Forma II: Diminuição, temporária, da mortalidade, devido à libertação de nichos pelo evento extremo e à diminuição da competição e/ou predação (Figura 52B).
- Forma III: A consideração conjunta de um aumento da migração e uma diminuição da mortalidade.

### A. Forma I



### B. Forma II

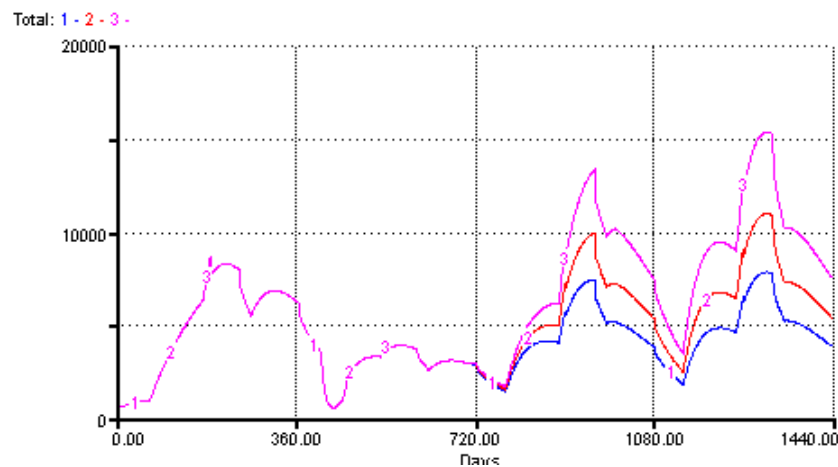


Figura 52. Simulação da densidade da população total de *Corophium orientale* ao longo de quatro anos, depois de um período de cheia, observado durante o mês de Fevereiro do segundo ano, que provocou o desaparecimento de 50% da população, e A. um aumento da taxa de nascimentos (imigração) entre 20 e 40% durante 300 dias após o evento extremo, entre os dias 700 e 1000 (total 1 – aumento de 20%; total 2 – aumento de 30%; total 3 – aumento de 40%), B. considerando uma diminuição da taxa de mortalidade entre 10% e 30% durante 300 dias após o evento extremo, entre os dias 700 e 1000 (total 1 – diminuição de 10%; total 2 – diminuição de 20%; total 3 – diminuição de 30%).

### **Cenário alternativo 2:** Aumento da temperatura? Seca prolongada?

O modelo não considera a influência das variáveis ambientais ao longo dos anos no desenvolvimento das coortes e na sua densidade. Seria demasiado pormenorizado para o tipo de modelo que é. De qualquer modo, o modelo já reflecte as variações sazonais da temperatura em *C. orientale*. Uma coorte de crescimento lento, que sobrevive às baixas temperaturas de Inverno, e duas coortes de crescimento mais rápido, relacionadas com temperaturas mais quentes.

Podemos, no entanto, questionar quais as consequências de um aumento excessivo de temperatura, durante, por exemplo, um Verão, na população de *C. orientale*. Possivelmente, a taxa de mortalidade irá ser bastante superior, uma vez que, não só a temperatura é prejudicial, mas uma série de parâmetros ambientais poderão ser alterados, como por exemplo, a salinidade poderá aumentar. A taxa de novos nascimentos poderá diminuir, reflectindo, de certa forma, uma diminuição da taxa de sucesso dos recém-nascidos (Figura 53). O modelo simula deste modo uma diminuição acentuada na densidade da população, que tende para uma estabilização das densidades num valor muito baixo, quando comparado com o cenário base. Mais uma vez, será necessário prever um aumento na taxa de nascimentos e uma diminuição da taxa de mortalidade, após o período de seca prolongada, para que a população recupere.

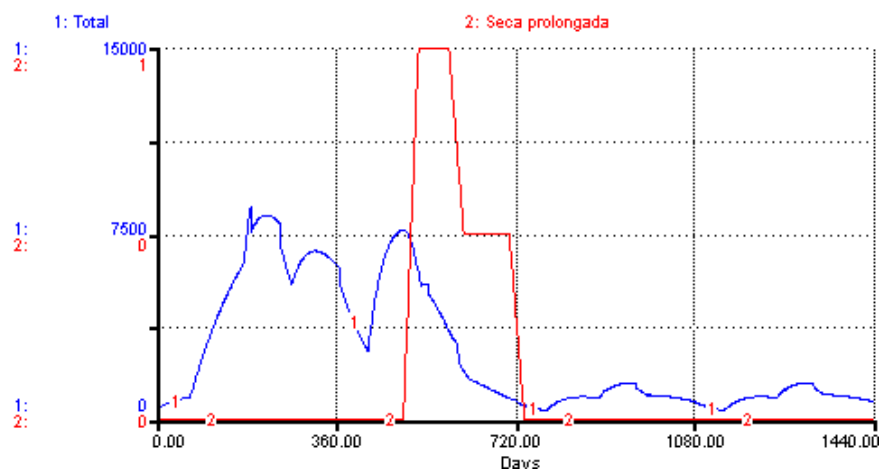


Figura 53. Simulação da densidade da população total de *Corophium orientale* ao longo de quatro anos, depois de um período de seca, observado no Verão do segundo ano, e cujos efeitos se fizeram sentir por mais uns meses, que provocou uma diminuição em 50% na taxa de nascimentos, nos primeiros meses, e de 25% nos meses seguintes, e um aumento na taxa de mortalidade de 50% do valor da seca prolongada.

### Modelo *Corophium multisetosum*

O anfípode *Corophium multisetosum* é uma das espécies mais abundantes do estuário do Mondego, nas estações mais a montante. É uma espécie característica do Atlântico Norte (Lincoln, 1979), tendo sido observado em vários estuários portugueses (Marques & Bellan-Santini, 1985).

Cunha et al. (2000a, b, c) apresentam vários aspectos bastante detalhados sobre a história de vida e a reprodução deste anfípode. Com base nestes trabalhos, foi recolhida informação essencial para a elaboração do modelo ecológico (Tabela 9).

Tabela 9. Aspectos da história de vida e reprodução de *Corophium multisetosum*, em estudos feitos na Ria de Aveiro por Cunha et al. (2000a, b, c)

<b><i>Corophium multisetosum</i></b>	
Taxas de crescimento: Juvenis: 0,100 mm por dia Fêmeas maduras: 0,019 a 0,029 mm por dia; os valores mais baixos ocorrem no Inverno.	
As fêmeas atingem o tamanho reprodutivo ao fim de um mês, sob condições favoráveis. O recrutamento ocorre na Primavera, pára no Verão, aumenta novamente no Outono e diminui no Inverno.	
Longevidade média - 6 meses, com ciclos de vida maiores para os indivíduos que nascem no Outono e vivem durante o Inverno e mais curtos para os indivíduos que nasceram na Primavera. Temperaturas moderadas (15 °C a 20 °C) e salinidades maiores do que 1 psu na Primavera e no Outono foram favoráveis à reprodução.	
$AFDW = 1,7671 \times Lh^{3,241}$	$DW = 1,129 \times AFDW$
O diâmetro dos ovos variou entre 0,30 e 0,35 mm, independentemente do tamanho da fêmea. O nº de ovos variou entre 9 e 72 (valor médio 29,9) e o comprimento cefálico das fêmeas em reprodução variou entre 0,500 e 1,017 mm.	

De acordo com Cunha et al. (2000a), há um crescimento rápido inicial seguido por um abrandamento. Esta descrição corresponde a um crescimento segundo o modelo de crescimento logístico. Desta forma, aplicou-se este modelo de crescimento e converteu-se o comprimento total obtido por simulação em mg de AFDW (Figuras 54 e 55).

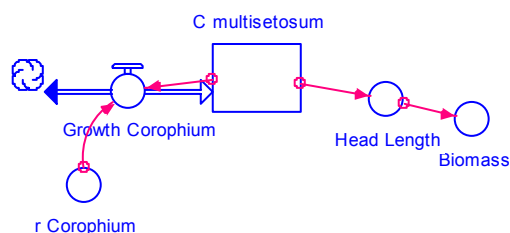


Figura 54. Diagrama conceptual que simula o crescimento de *C. multisetosum* em mm e calcula a biomassa do organismo, a cada momento.

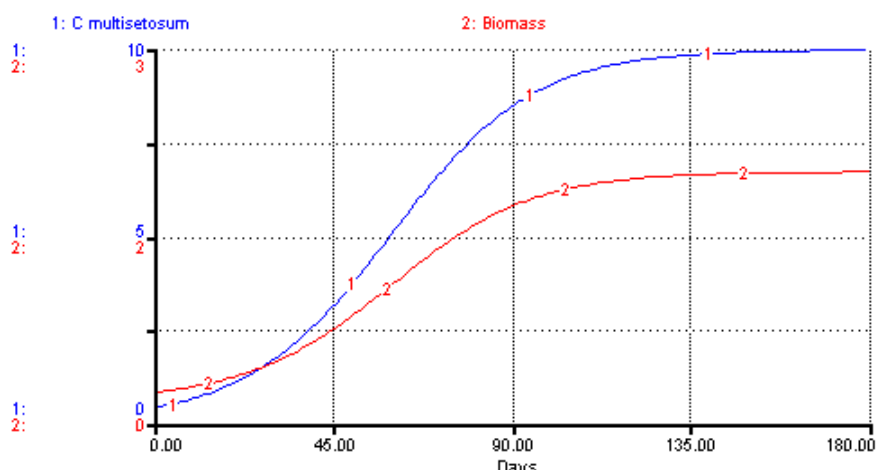


Figura 55. Resultados da simulação do crescimento individual de *C. multisetosum* em mm e da biomassa em AFDW mg.

A partir deste modelo desenvolveu-se um outro modelo que pretende determinar a variação da densidade da população de *C. multisetosum* e calcular também a biomassa em cada classe de tamanho ao longo do tempo.

Consideraram-se assim 6 classes de tamanho, correspondentes aos seis meses que cada indivíduo vive, em média. Cada classe de tamanho subsiste durante um mês, passando em seguida para a classe seguinte. A partir da classe de tamanho 2 algumas fêmeas começam a reproduzir-se. Vão-se reproduzindo até ao final do seu ciclo de vida. Os novos elementos vão alimentar novamente a classe 1, que por sua vez alimenta a classe 2 e assim sucessivamente (Figura 56).

Todas as classes de tamanho têm uma duração de um mês e estão sujeitas a mortalidade. Considerou-se também a influência de alguns factores ambientais, tais como a temperatura, no desenvolvimento e reprodução dos vários grupos de tamanho. Valores de temperatura superiores a 20°C diminuem a taxa de reprodução e valores inferiores aumentam a taxa de reprodução. A salinidade utilizada na simulação foi sempre muito baixa, próxima de zero, mas valores duas ou três unidades acima provocam um aumento da mortalidade, assim como valores de clorofila muito baixos.

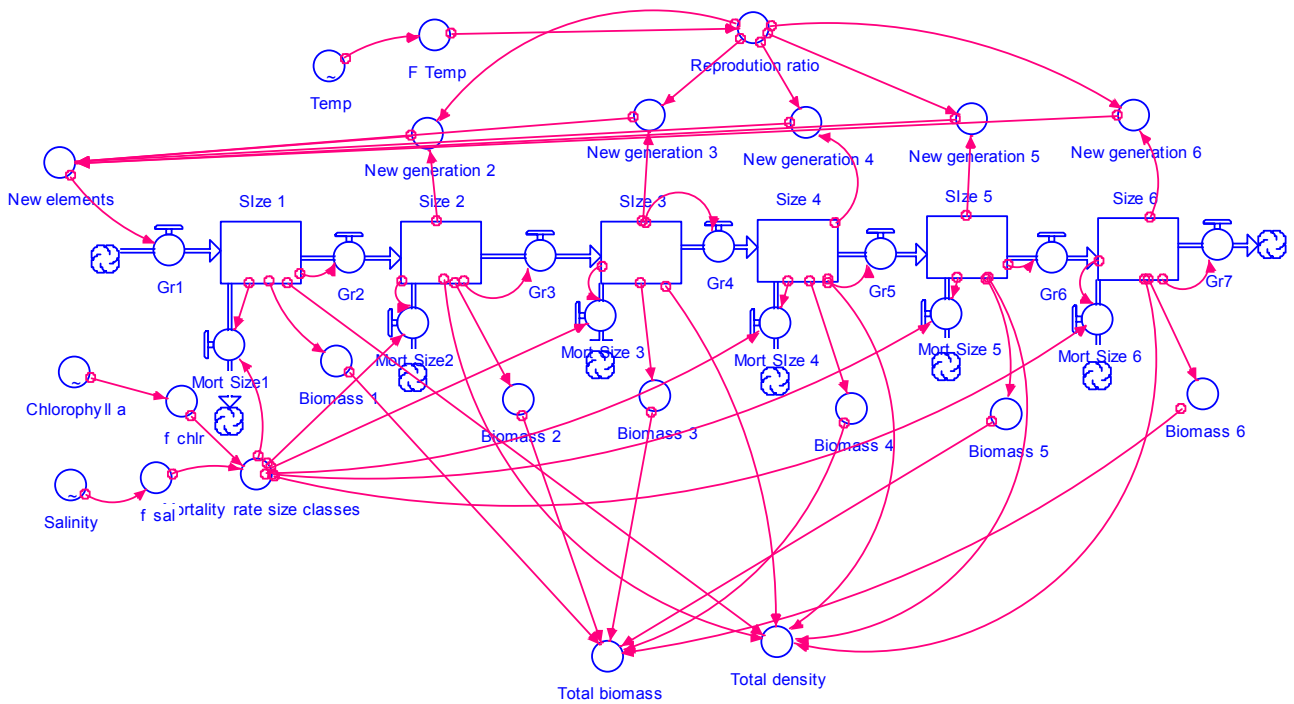


Figura 56. Diagrama conceptual do modelo sobre *Corophium multisetosum*, que permite simular a variação da densidade e calcular a biomassa de cada classe de tamanho, ao longo do tempo.

**Cenário base:**

Realizou-se uma simulação de dois anos, em que todos os parâmetros e taxas foram mantidos e as variáveis ambientais foram repetidas de um ano para o outro, de forma a verificar a estabilidade do modelo. O modelo apresentou-se estável, repetindo o mesmo padrão de variação, ou seja, um aumento na densidade durante os meses de Verão e uma diminuição acentuada durante o Inverno (Figura 57).

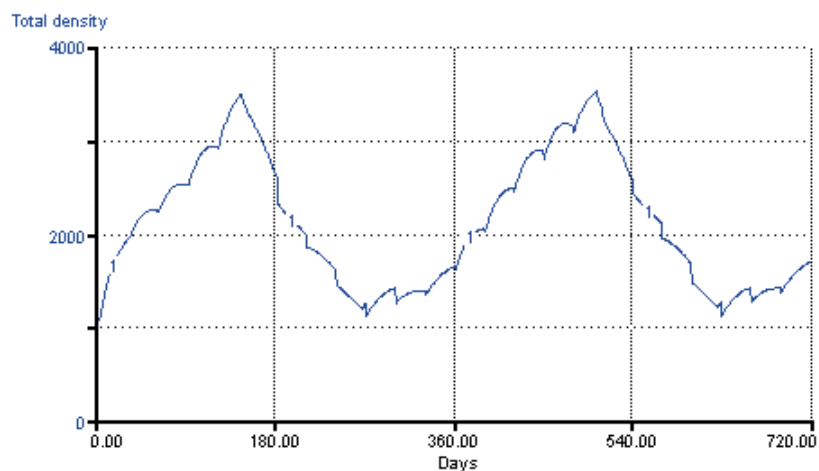


Figura 57. Simulação da variação da densidade de *Corophium multisetosum* ao longo de dois anos.

Nestas simulações a densidade de *C. multisetosum* variou entre 1000 e quase 4000 indivíduos  $m^{-2}$ . No entanto, Chainho et al. (2006) observaram densidades superiores a 35000 indivíduos  $m^{-2}$ , durante a Primavera, nas estações mais a montante, no estuário do Mondego. Também neste estuário, durante o presente estudo, a densidade máxima de *C. multisetosum* variou entre 645 indivíduos  $m^{-2}$  no Outono e 30700 indivíduos  $m^{-2}$  na Primavera de 2006 (Figura 58). Ou seja, neste modelo deverão ser modificados alguns parâmetros de modo a simular uma variação maior de densidades ao longo dos anos.

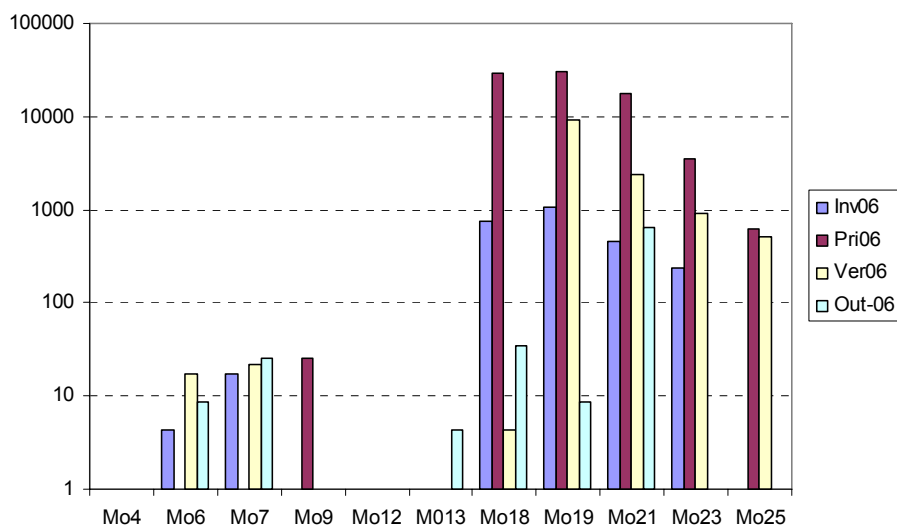


Figura 58. Variação da densidade média de *Corophium multisetosum*, no estuário do Mondego, nas diferentes estações de amostragem, durante o ano de 2006.

Devido à forma como foi desenvolvido o modelo, a qualquer momento é possível observar a distribuição prevista dos indivíduos pelas classes de tamanho (Figura 59).

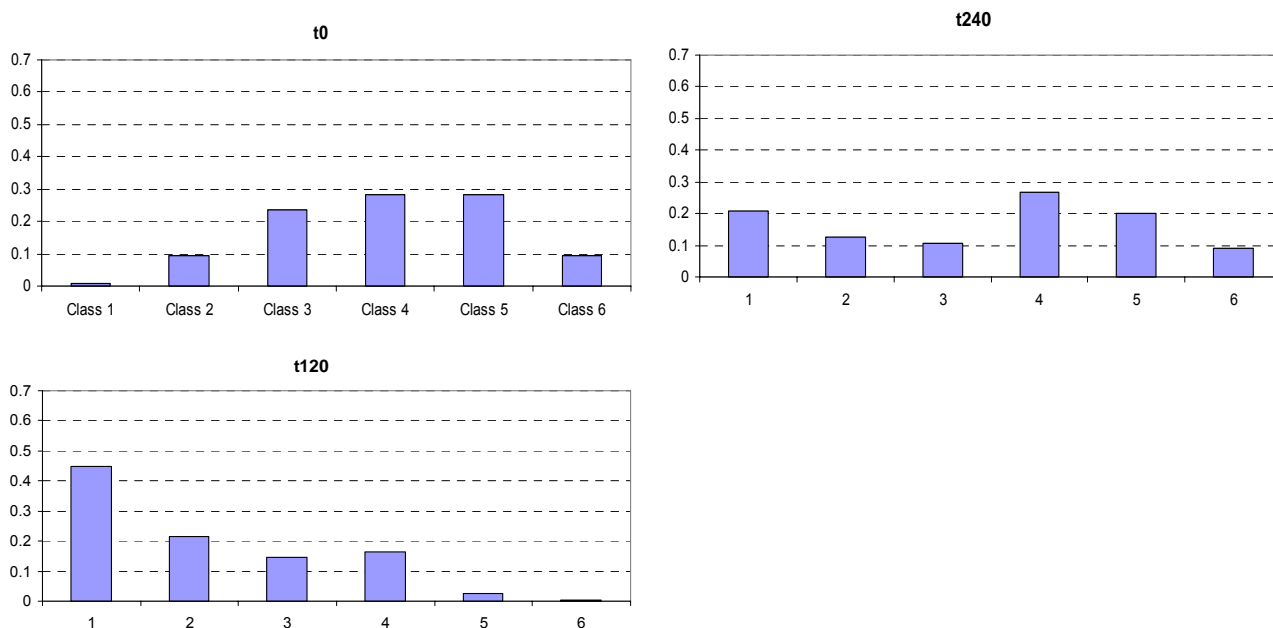


Figura 59. Exemplos de distribuições de frequências relativas das várias classes de tamanho de *Corophium multisetosum* resultantes de diferentes tempos de simulação (t0=tempo inicial, t120=120 dias; t240=240 dias).

### **Cenários alternativos:**

As espécies estuarinas são geralmente muito resistentes a variações ambientais. No entanto, se houver um evento extremo, como por exemplo uma cheia de grande intensidade, uma grande percentagem de organismos poderão ser arrastados pela corrente. Como primeiro cenário alternativo previu-se uma cheia de grande intensidade, entre os dias 60 e 65, que provocou um aumento da taxa de mortalidade em 50%. Como consequência, a densidade da população decresce bastante, e aparentemente não recupera (Figura 60).

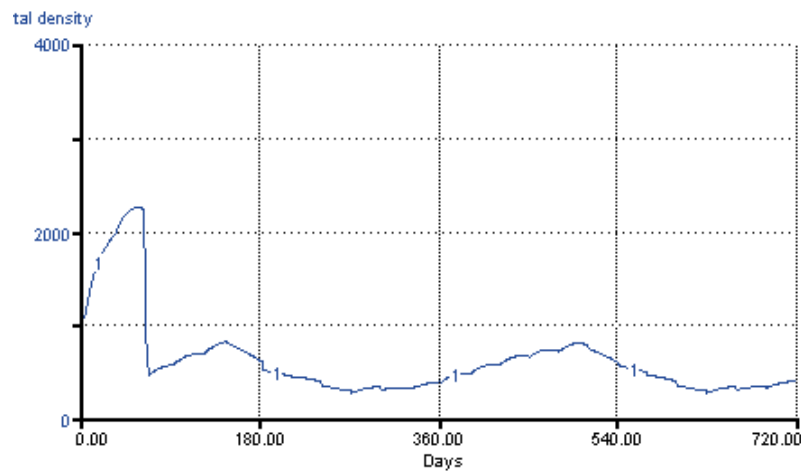


Figura 60. Simulação da variação da densidade de *Corophium multisetosum* ao longo de dois anos, após um período de cheia intensa durante os dias 60 a 65.

No segundo cenário alternativo previu-se um período de seca desde o dia 200 até ao dia 580, ou seja, durante cerca de um ano. Novamente a mortalidade seria o parâmetro mais afectado, prevendo-se um aumento da mortalidade durante esse período. Como resultado o modelo simula uma diminuição da densidade da população no segundo ano de simulação (Figura 61).

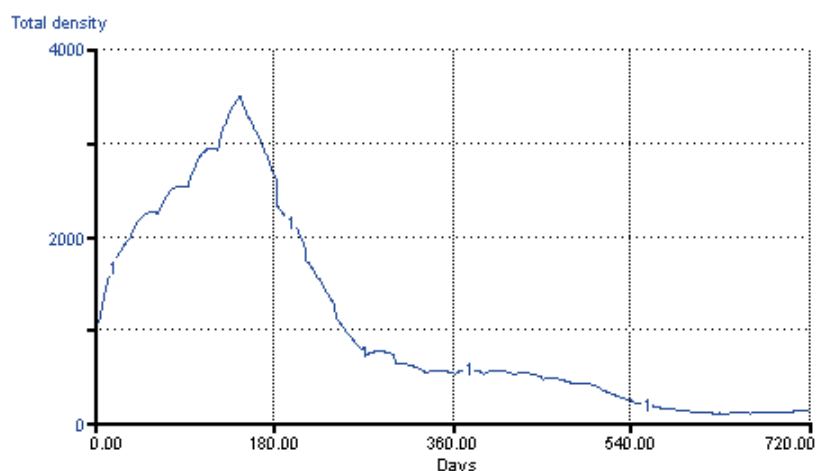


Figura 61. Simulação da variação da densidade de *Corophium multisetosum* ao longo de dois anos, após um período de seca que durou cerca de um ano, do dia 200 ao dia 580.



## Modelos *Cyathura carinata* e *Corbicula fluminea*

Relativamente ao isópode *Cyathura carinata* e ao bivalve *Corbicula fluminea* não foi possível recolher informação pormenorizada sobre a dinâmica de populações (ver Tabelas 10 e 11).

Tabela 10. Aspectos da história de vida e reprodução de *Cyathura carinata* em estudos feitos no estuário do Mondego por Marques et al. (1994) e por Ferreira et al. (2004).

<b><i>Cyathura carinata</i></b>
<p>Segundo Ferreira et al. (2004), esta espécie, no estuário do Mondego, origina uma única coorte por ano, embora Marques et al. (1994) apontasse para a existência de duas coortes que se fundiam ao fim de pouco tempo. O recrutamento ocorre entre Maio e Agosto.</p>
<p>O crescimento é contínuo, mais intenso no Verão e nos primeiros meses de vida e abrandando durante o Inverno. Atingem um comprimento total de quase 15 mm, e têm um ciclo de vida de 22 a 24 meses. No entanto, em Setembro, quando os isópodes completam um ano de vida, observa-se uma mortalidade elevada, após o período de reprodução. Assim sendo, os autores consideram que somente 10% a 20% da população poderá alcançar os dois anos de idade.</p>
<p>A densidade de <i>C. carinata</i> variou espacialmente, na zona entre marés, sendo mais abundante na estação mais eutrofizada (densidade média de 1851 indivíduos m<sup>-2</sup>, valor mais elevado observado em 1994, de 5518 ind m<sup>-2</sup>). Nas duas outras estações, a densidade média foi de 172 ind m<sup>-2</sup>.</p>

Tabela 11. Aspectos da história de vida e reprodução de *Corbicula fluminea*, em estudos feitos em França (Mouthon, 2001) e em Portugal (Chainho et al., 2006; Sousa et al., 2008a, b)

<b><i>Corbicula fluminea</i></b>										
<p>Mouthon (2001) considera que só há um período de reprodução, entre Maio/Junho e Setembro/Outubro, e que a dispersão das larvas é passiva. Há um período de crescimento acentuado entre Março e Novembro e a taxa de crescimento decresce geralmente com a idade e o tamanho.</p>										
<table><thead><tr><th>Variação do tamanho standard (<math>\Delta SL</math>)</th><th>Idade</th></tr></thead><tbody><tr><td>9,8 mm</td><td>14 meses</td></tr><tr><td>8,4 mm</td><td>26 meses</td></tr><tr><td>1,2 mm</td><td>39 meses</td></tr><tr><td>0,6-2,1 mm</td><td>4-5 anos</td></tr></tbody></table>	Variação do tamanho standard ( $\Delta SL$ )	Idade	9,8 mm	14 meses	8,4 mm	26 meses	1,2 mm	39 meses	0,6-2,1 mm	4-5 anos
Variação do tamanho standard ( $\Delta SL$ )	Idade									
9,8 mm	14 meses									
8,4 mm	26 meses									
1,2 mm	39 meses									
0,6-2,1 mm	4-5 anos									
<p>Mouthon (2001) observou que concentrações baixas de clorofila provocam uma diminuição do crescimento e um aumento do tempo total de vida, até 5/6 anos, embora a <i>C. fluminea</i> possa ter os dois tipos de alimentação – suspensívora e detritívora. Pelo contrário, quando as concentrações de clorofila são mais elevadas o crescimento é mais rápido e as coortes têm uma duração de 2 a 3 anos.</p>										
<p>Sousa et al. (2008a), nos estudos realizados no estuário do rio Minho, concluem que o ciclo de vida de <i>C. fluminea</i> varia entre 24 e 36 meses, apresentando um crescimento contínuo. Estes investigadores não conseguiram observar um período de recrutamento bem definido.</p>										
<p>Num outro trabalho, Sousa et al. (2008b) observaram uma abundância média, no estuário do Minho, a variar entre 80 e 4185 ind m<sup>-2</sup>, e uma biomassa média a variar entre 8,5 e 465,9 g AFDW m<sup>-2</sup>. Nas estações mais próximas do oceano foram registados os tamanhos médios mais pequenos.</p>										
<p>Chainho et al. (2006) observaram, no estuário do Mondego, nas estações mais a montante, densidades baixas de <i>Corbicula fluminea</i> durante o Inverno e mais elevadas nos períodos mais quentes, tendo a densidade atingido valores superiores a 1500 ind m<sup>-2</sup> durante a Primavera.</p>										

Deste modo, optou-se por utilizar modelos simples de crescimento populacional, nomeadamente o modelo logístico (Figura 62). Neste modelo de crescimento a densidade da população só pode aumentar até uma determinada densidade ( $C_c K$  ou  $C_f K$ ), relacionada com a capacidade de carga do ecossistema, ou seja, o número máximo de indivíduos dessa espécie que um determinado ecossistema pode suportar. Os novos recrutas ( $C_c$  new recruits e  $C_f$  new recruits) só surgem durante os períodos de tempo estipulados pelos diferentes autores que estudaram o ciclo de vida e a biologia das duas espécies (ver Tabelas 10 e 11), com uma determinada taxa de recrutamento ( $C_c$  recruit rate e  $C_f$  recruit rate).

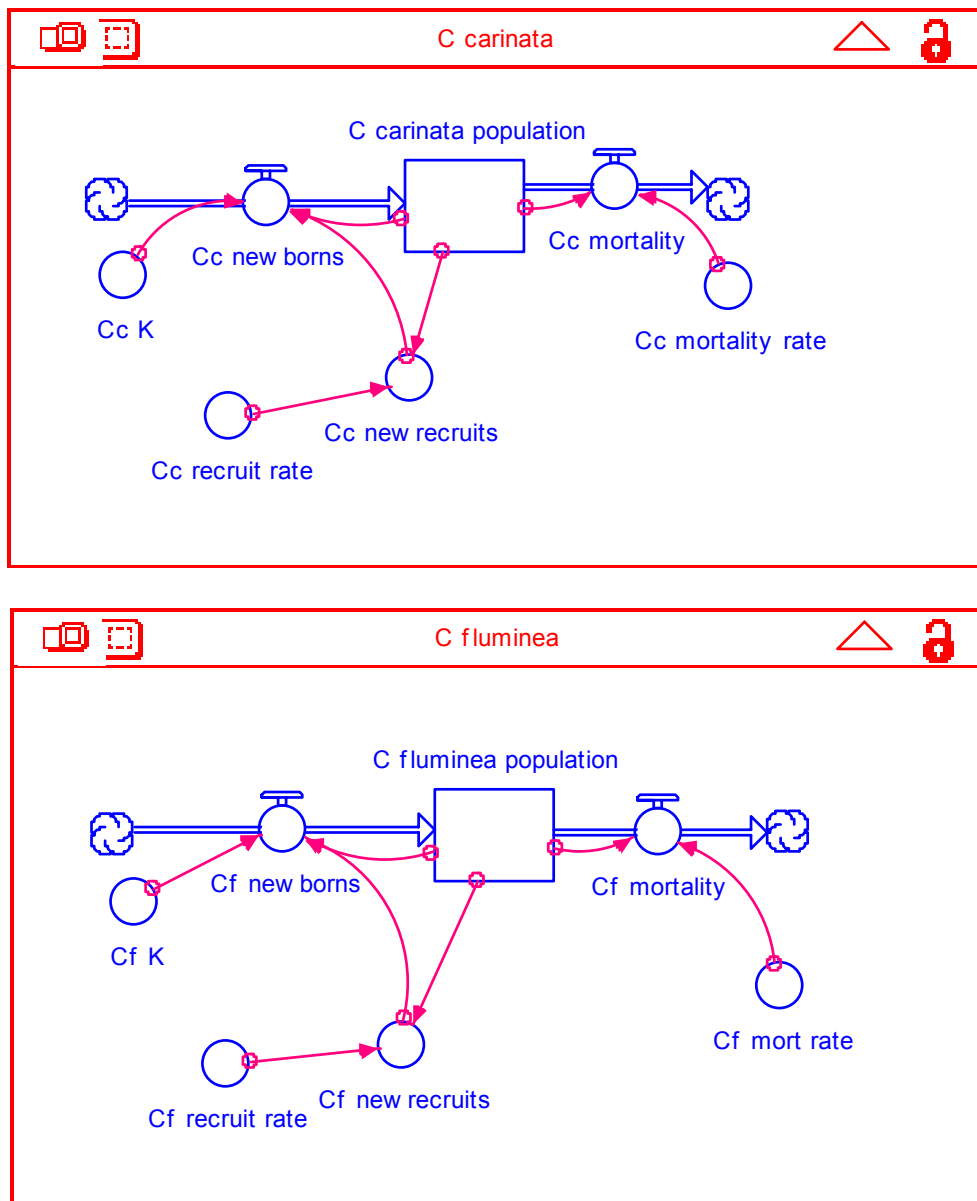


Figura 62. Diagrama conceptual do modelo sobre o isópode *Cyathura carinata* e o bivalve *Corbicula fluminea* que permite simular a variação da densidade destas duas populações ao longo do tempo.

O modelo estabiliza rapidamente, simulando, como se pretendia, um aumento acentuado da densidade durante o período de recrutamento, seguido de uma diminuição acentuada, devida à mortalidade que não é compensada por novos elementos, a partir do fim do período de recrutamento (Figura 63).

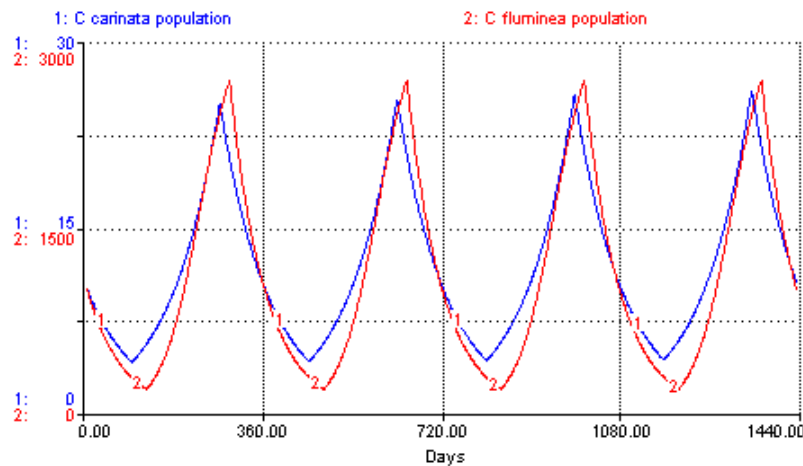


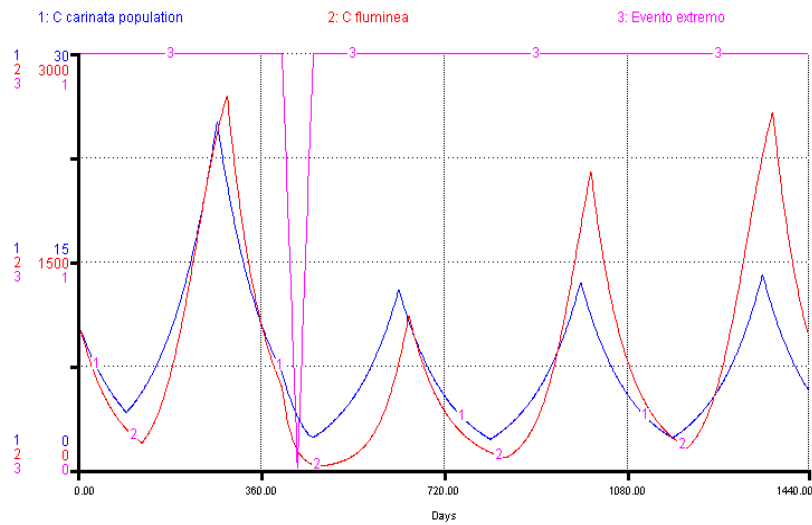
Figura 63. Simulação da variação da densidade de *Cyathura carinata* e de *Corbicula fluminea* ao longo de quatro anos.

### **Cenário alternativo 1**

Tal como foi feito em relação às espécies anteriores, também neste caso se simularam cenários alternativos. No primeiro caso previu-se, tal como para *Corophium orientale*, um evento extremo, como por exemplo uma grande cheia, a ocorrer em períodos diferentes (Figura 64). Considerou-se que este evento irá afectar negativamente ambas as espécies, através do seu arrastamento para outras zonas.

Conforme o período do ano em que ocorre o evento extremo o efeito nas populações será diferente. No caso de ocorrer no mês de Fevereiro do segundo ano, no início do período de recrutamento, vai provocar uma diminuição acentuada nas densidades das duas populações desse ano. No entanto, se ocorrer no final de Setembro, no final do período de recrutamento, irá afectar essencialmente a densidade das populações no ano seguinte. Verifica-se ainda que a população de *Corbicula fluminea* recupera mais rapidamente que a de *Cyathura carinata*, devido a taxas de recrutamento mais elevadas em *C. fluminea*.

## A. Fevereiro



## B. Setembro

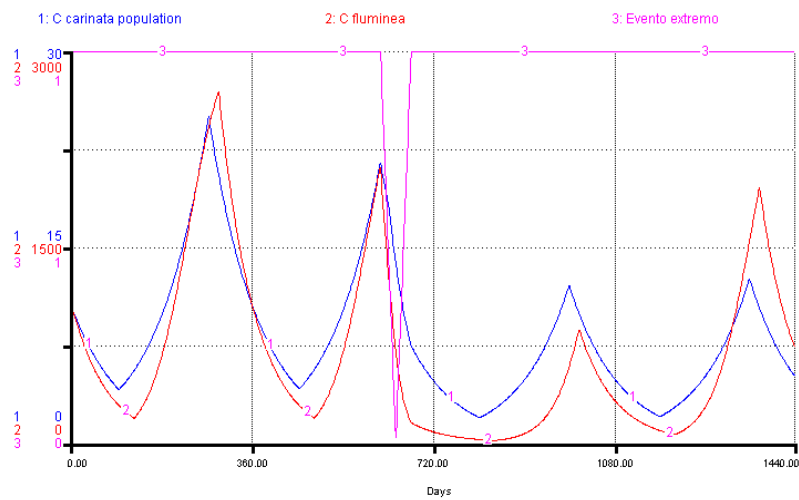


Figura 64. Simulação da densidade das populações de *Cyathura carinata* e de *Corbicula fluminea* ao longo de quatro anos, depois de um período de cheia que ocorreu durante o mês de A. Fevereiro e B. Setembro do segundo ano.

Se aumentarmos o tempo de simulação para dez anos podemos observar que, na ausência de outros eventos extremos, o modelo prevê que ao fim de quatro anos após o evento extremo a população de *C. fluminea* já recuperou, enquanto que a de *C. carinata* ainda não atingiu os valores do cenário de referência ao fim de oito anos (Figura 65).

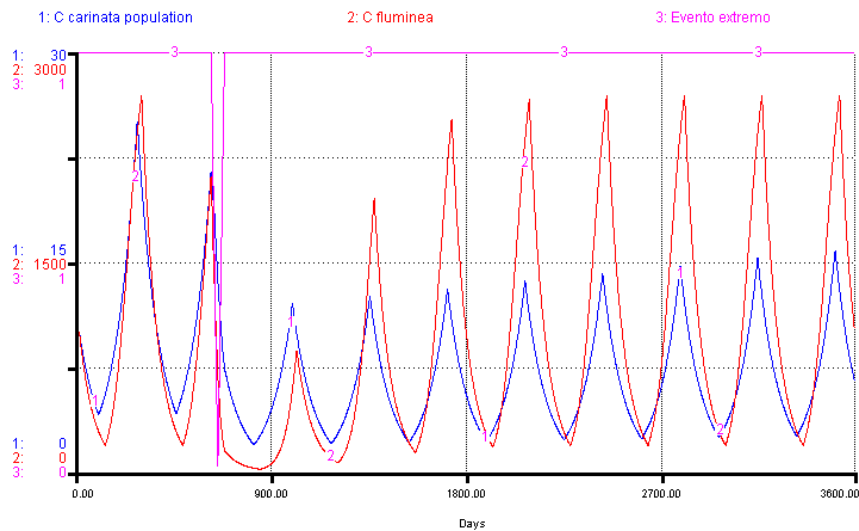


Figura 65. Simulação da densidade das populações de *Cyathura carinata* e de *Corbicula fluminea* ao longo de dez anos, depois de um período de cheia que ocorreu durante o mês de Setembro do segundo ano.

### Cenário alternativo 2

Neste segundo cenário foi simulada uma situação de seca extrema, que decorreu durante o segundo Verão de simulação e que se prolongou durante mais uns meses, tal como tinha sido feito no modelo de *Corophium orientale*. Nesta situação, prevê-se que a população de *Cyathura carinata* beneficie, tal como foi observado em 2005 no estuário do Mondego, nas estações mais a montante. A densidade aumenta devido a uma diminuição na taxa de mortalidade e a um aumento, durante o período de seca, do recrutamento. Após esse período, a densidade da população vai diminuindo todos anos, mas sem ter estabilizado. Pelo contrário, a população de *Corbicula fluminea* sofre bastante com o período de seca mas, mais uma vez, recupera rapidamente (Figura 66).

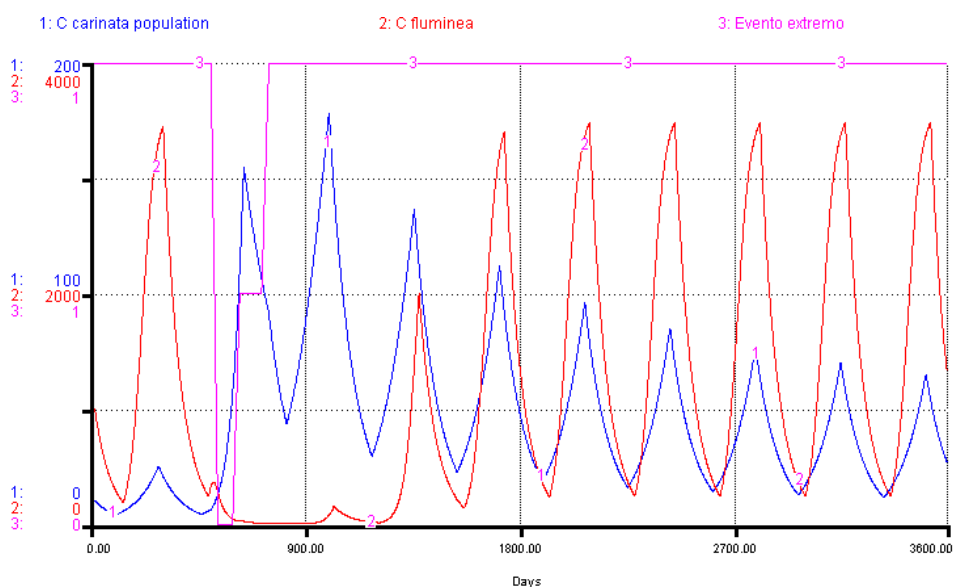


Figura 66. Simulação da densidade das populações de *Cyathura carinata* e de *Corbicula fluminea* ao longo de dez anos, depois de um período de seca extrema que ocorreu no segundo Verão e se prolongou por uns meses.

A estrutura dos diferentes modelos está definida. Todos os modelos se mostraram estáveis quando as condições ambientais se mantêm e respondem como previsto quando há alterações drásticas do ambiente, como nas situações de seca extrema ou de grandes inundações.

## 2.5.4. Efeitos das variações naturais vs antropogénicas nas comunidades bentónicas de estuários portugueses

### 2.5.4.1 Resumo comparativo das características dos 2 estuários

Os estuários do Mira e do Mondego estão ambos localizados na costa ocidental portuguesa. No processo de definição das tipologias no âmbito da implementação da DQA (Bettencourt et al., 2004) foram incluídos no tipo A2 – estuários mesotidais, bem misturados, com descargas fluviais irregulares, apesar de apresentarem características hidrológicas distintas, como se pode ver na Tabela 12.

Tabela 12. Principais características hidrográficas dos estuários do Mondego e Mira. BN - Braço Norte e BS - Braço Sul

	Mondego	Mira
Área (km <sup>2</sup> )	9	3
Volume (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	21	17
Caudal (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	80	10
Tempo de residência (dias)	2 (BN) 3 (BS)	14

O estuário do Mondego ocupa aproximadamente uma área de 9 km<sup>2</sup> e o do Mira abrange uma área de 3 km<sup>2</sup>. O caudal médio anual destes estuários varia entre 10 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> e 80 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, no Mira e Mondego, respectivamente. O tempo de residência da água é superior no estuário do Mira, sendo necessários 14 dias para se dar a troca total da água contida no estuário. No Mondego, o tempo de residência da água é inferior e varia entre 2 e 3 dias, no braço Norte e Sul do estuário, respectivamente.

O grau de pressão humana varia nos dois sistemas estudados (Figura 67). No estuário do Mondego registam-se níveis de população, indústria e agricultura mais elevados do que no estuário do Mira (Chainho et al., 2008). De acordo com dados fornecidos pelos programas de monitorização do INAG, a eutrofização é considerada como o principal problema no estuário do Mondego, enquanto que no estuário do Mira algumas áreas registam alguma contaminação por certos metais pesados, como As, Cr, Cu e Ni (Chainho et al., 2008). Para além disto, o Mondego sofreu profundas alterações hidromorfológicas, enquanto o estuário do Mira sofreu apenas pequenas transformações. Nos dois estuários a descarga de água doce é regulada por barragens localizadas a montante nas suas bacias hidrográficas (Chainho et al., 2008).

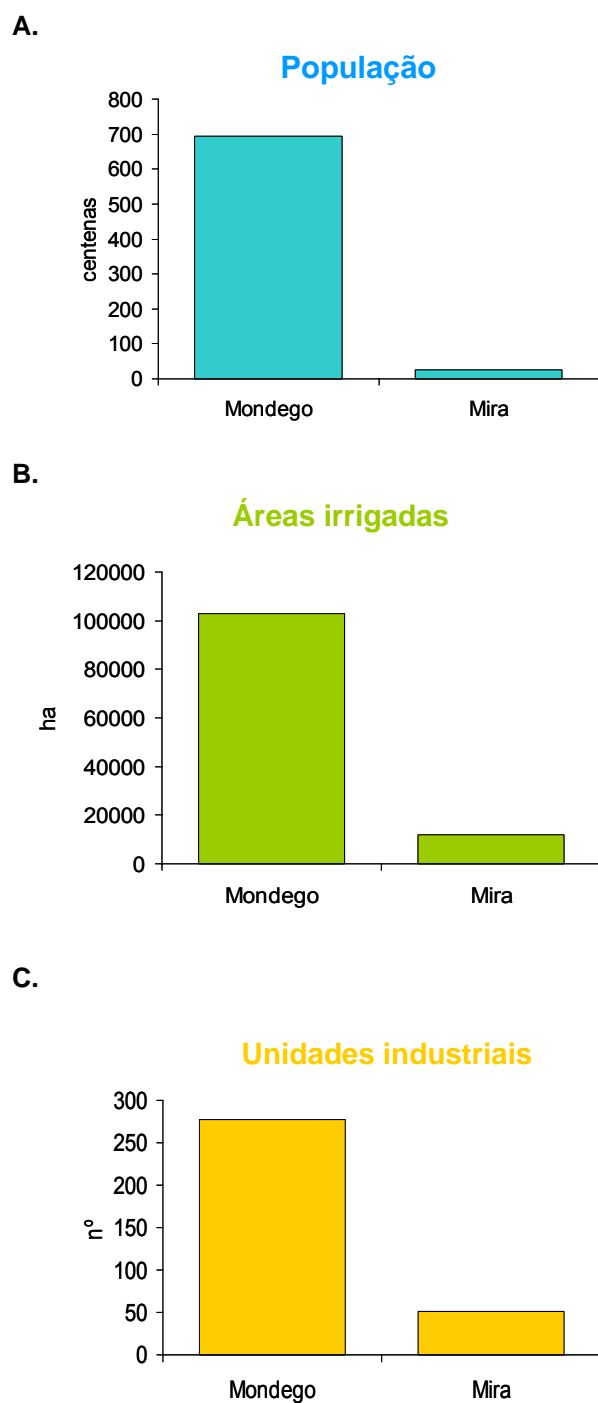
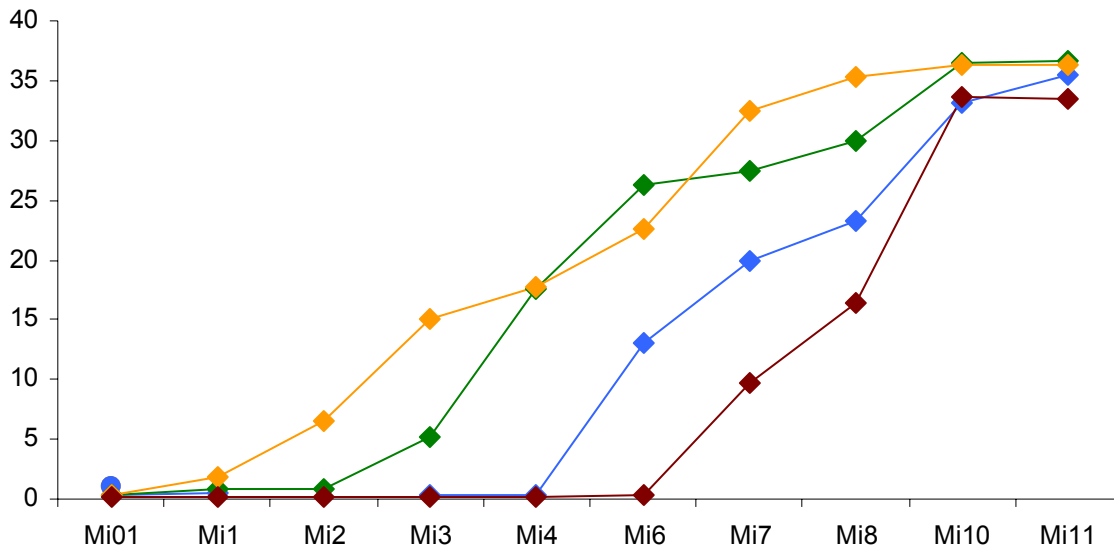


Figura 67. A. População, B. Área irrigada e C. N° de unidades industriais nos estuários do Mondego e Mira (fonte: INAG, 2006, [www.inag.pt](http://www.inag.pt)).

Ambos os estuários registam fortes variações nas suas condições ambientais, não só sazonais, mas também diárias, associadas aos ciclos de maré. A Figura 68 ilustra a variação da salinidade ao longo do gradiente estuarino nos dois sistemas em estudo. No estuário do Mira registaram-se amplitudes salinas de 26 unidades entre estações do ano (Figura 68-A) e medições ao longo do ciclo tidal mostraram variações até 15 unidades durante a cheia do Outono de 2006 (Figura 69A).

**A. Mira**



**B. Mondego**

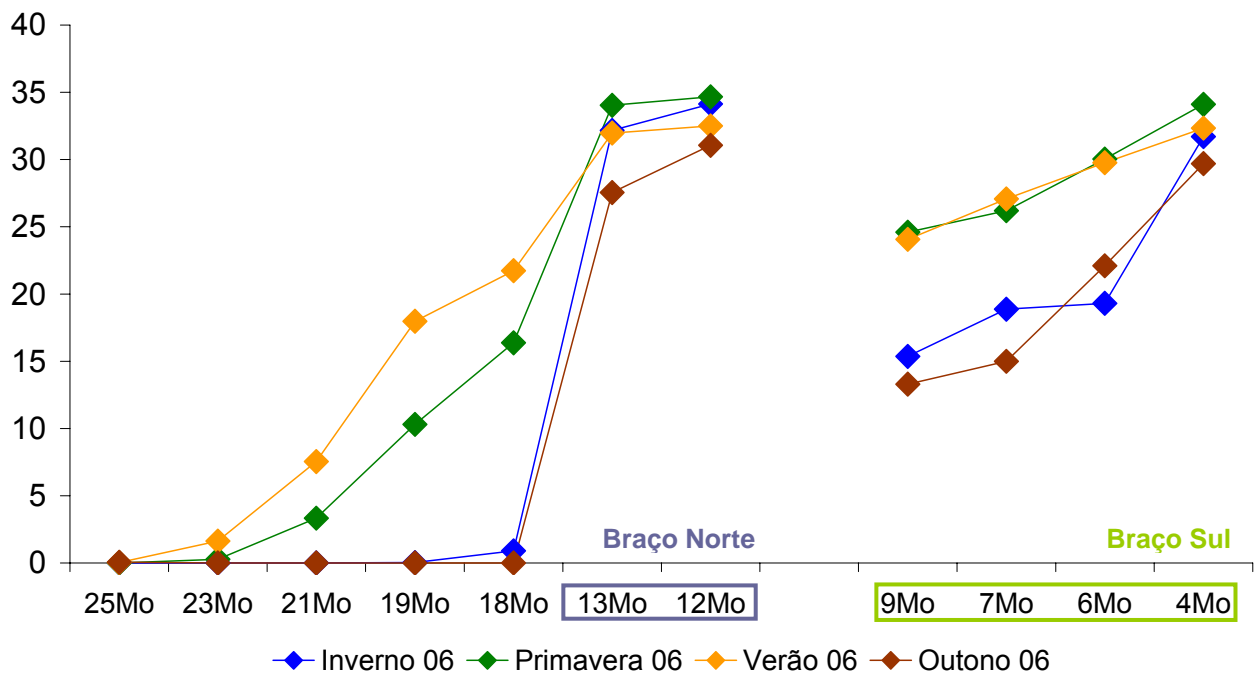


Figura 68. A. Variação da salinidade de fundo ao longo dos estuários do A. Mira e B. Mondego, nas 4 estações do ano de 2006.

No estuário do Mondego registaram-se amplitudes salinas de 21 unidades (no fundo) e 30 unidades (à superfície) entre estações do ano (Figura 68B) e medições ao longo do ciclo tidal mostraram variações até 32 unidades durante a cheia do Outono de 2006 (Figura 69B).



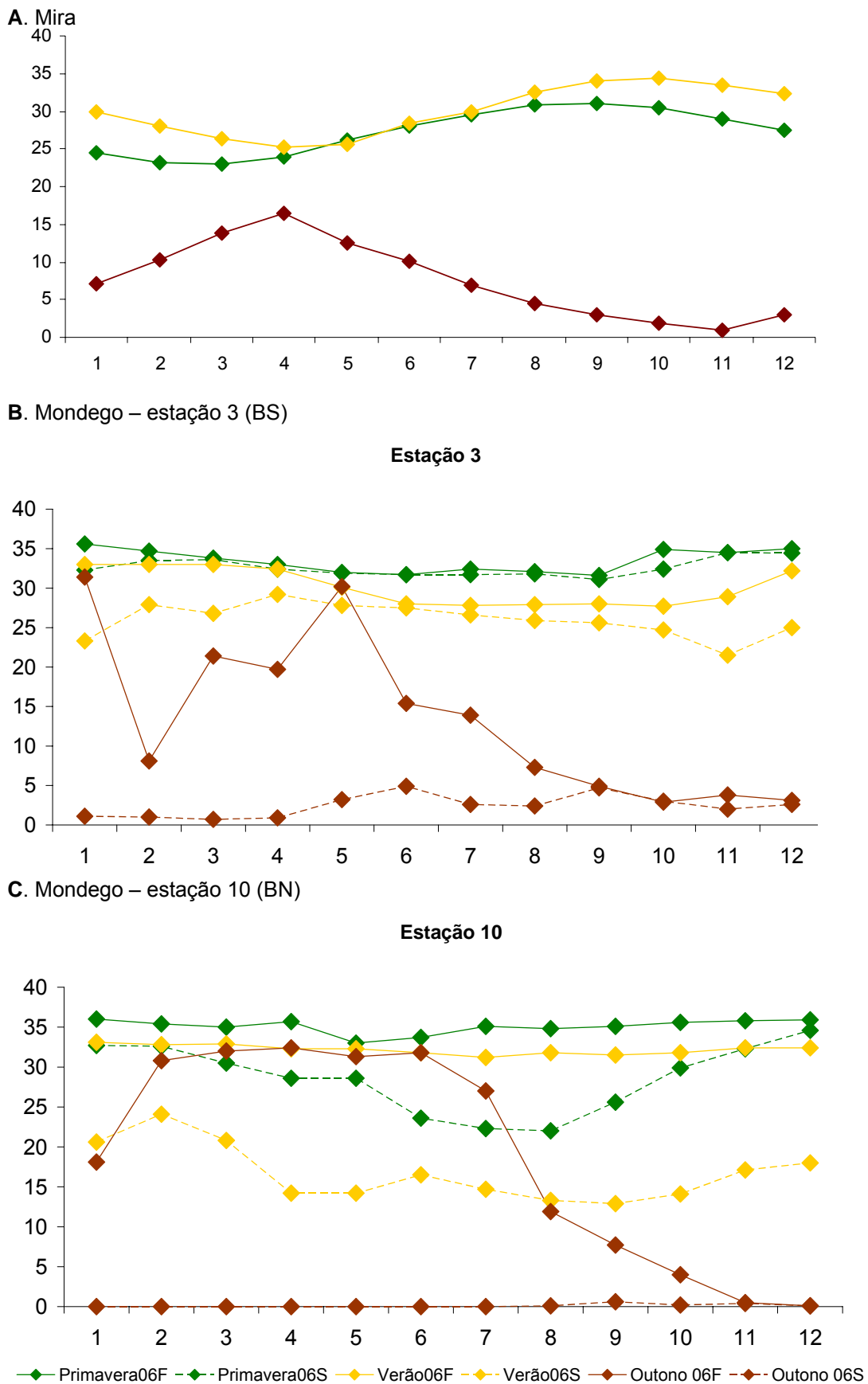


Figura 69. Variação da salinidade (fundo: linha sólida e superfície: linha tracejada) ao longo de um ciclo de 12h. A. estação 7 do Mira, B. e C. estações 3 e 10 do Mondego, na Primavera, Verão e Outono do ano de 2006.

Em ambos os sistemas, as maiores amplitudes salinas foram registadas nas áreas mesohalina e oligohalina. As amplitudes salinas diárias mais elevadas foram registadas no período de cheia, no Outono de 2006. Em suma, pode-se dizer que as comunidades destes dois estuários estão sujeitas a stress fisiológico permanente, e de uma forma ainda mais marcada no período de cheia.

Ambos os sistemas estiveram expostos a eventos climáticos extremos nos últimos 15 anos. A Figura 70 ilustra a precipitação média mensal na estação de Odemira de 1990 a 2006, destacando-se as cheias que ocorreram no Inverno e Outono de 1990 e no Outono de 2006, bem como o período de seca no ano de 2005.

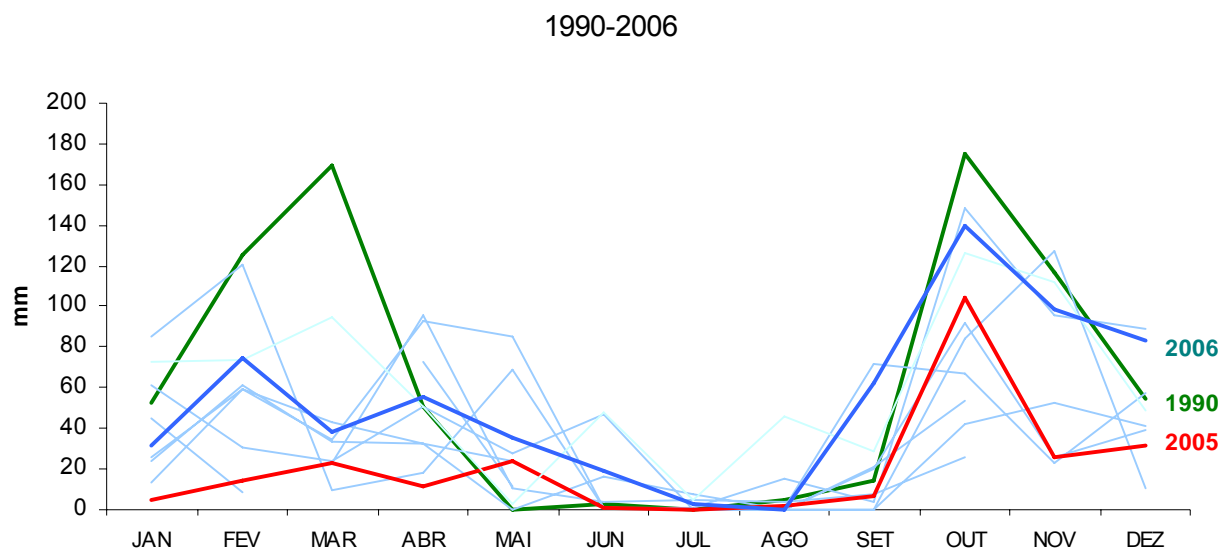


Figura 70. Precipitação média mensal (mm) na estação de Odemira de 1990 a 2006 (fonte: INAG, 2008, [www.inag.pt](http://www.inag.pt)).

A Figura 71 representa a variação do caudal médio diário mensal no Açude-Ponte, em Coimbra, de 1990 a 2007. Pode ver-se claramente a cheia centenária no Inverno de 2000/2001, bem como o período de seca severa em 2004/2005 e a cheia no Outono de 2006.

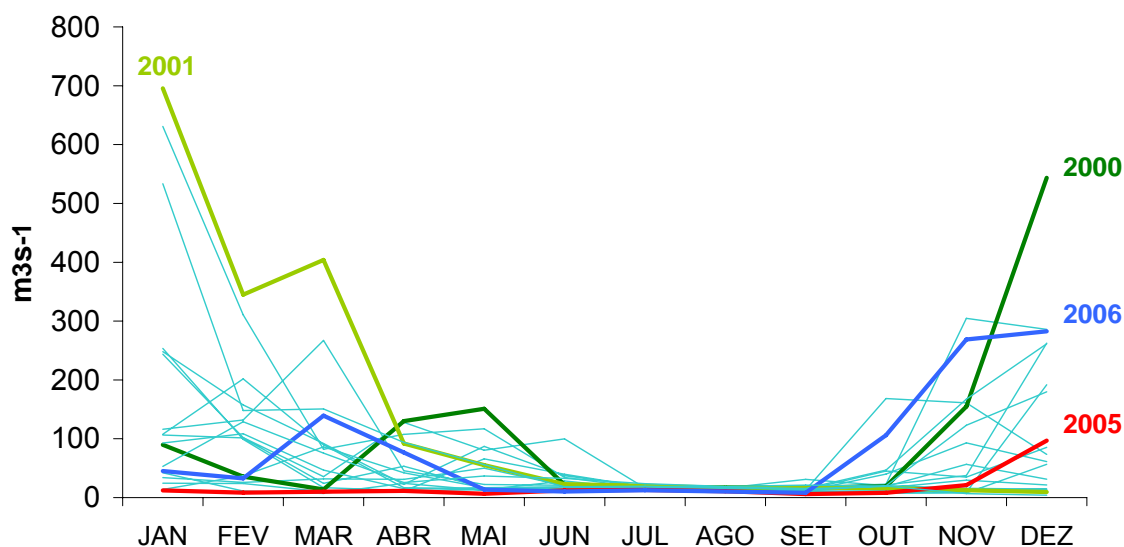


Fig 71. Caudal efluente médio diário mensal ( $m^3/s$ ) no Açude-Ponte de Coimbra de 1990 a 2007 (fonte INAG, 2008, [www.inag.pt](http://www.inag.pt)).

### 2.5.4.2 Variações temporais e espaciais das comunidades de invertebrados bentónicos subtidais

A ocorrência de variações sazonais nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos, quer do ponto de vista da composição faunística, quer da abundância, deve-se maioritariamente a picos de recrutamento da maioria das espécies durante a Primavera e Outono, mas também à ocorrência de condições ambientais extremas, tais como flutuações de temperatura, cheias e secas (Alden et al., 1997; Attrill & Power, 2000; Salen-Picard & Arlhac, 2002).

Considerando parâmetros estruturais como o número de *taxa* identificados ou a densidade média de indivíduos por estação de amostragem (Figura 72), observou-se que os estuários do Mira e do Mondego apresentaram valores similares; com excepção dos valores registados nas estações euhalinas (Mi10 e Mi11) na embocadura do estuário do Mira. Nestas últimas o número de *taxa* registado é bastante superior ao observado nos restantes troços deste estuário, bem como ao observado para o estuário do Mondego. De referir, no entanto, que no estuário do Mondego as amostragens mais a jusante se limitaram à zona de transição entre os ambientes polihalino/euhalino, pelo que não há registo das áreas mais próximas da embocadura e com maior influência de ambientes marinhos, daí a ausência de registos comparáveis no que diz respeito ao número de *taxa* identificados por estação para este troço entre os dois sistemas. Em ambos os sistemas houve um aumento do número de *taxa* identificados de montante para jusante.

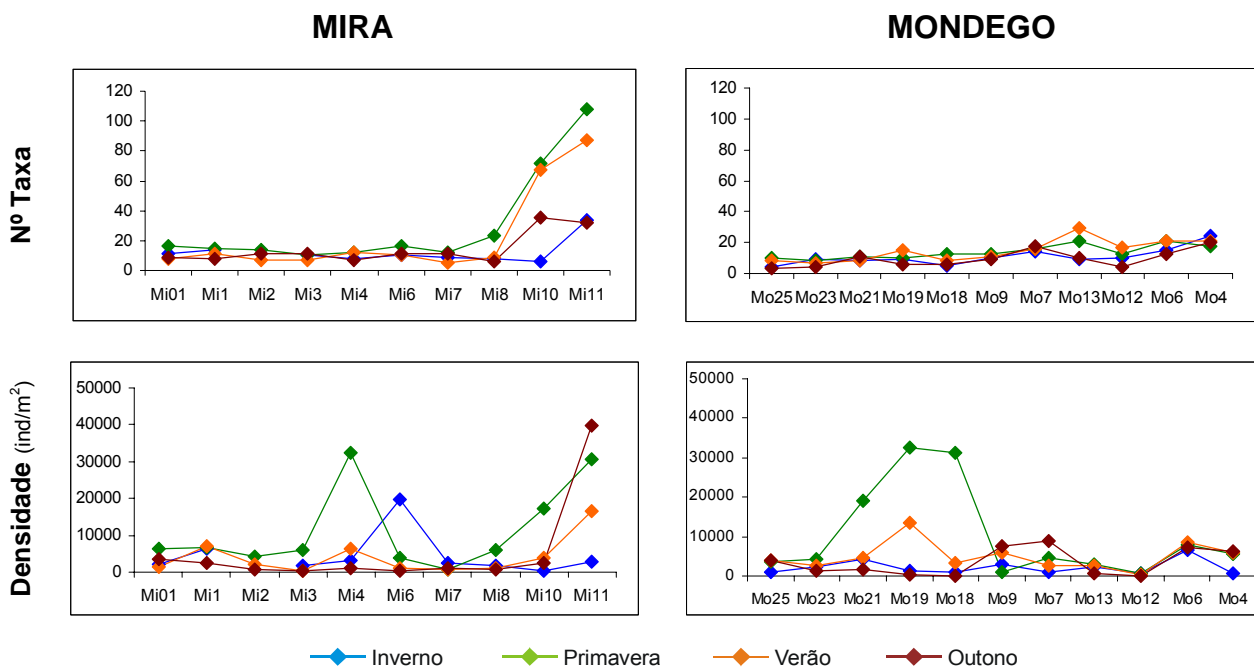


Figura 72.. Variação do nº de *taxa* e densidade média de macroinvertebrados bentónicos ao longo dos estuários do Mira e do Mondego

Também nas épocas de Primavera e Verão o número de *taxa* identificados por estação foi superior, excepção feita na zona oligohalina/tidal (Mi01, Mi1, M12, Mo25, Mo23, Mo21), onde, no estuário do Mira, o número de *taxa* foi superior no Inverno e na Primavera; enquanto no estuário do Mondego não se observou alteração clara no número de *taxa* ao longo do ano. Tal situação parece estar associada ao facto das estações de montante do estuário do Mira se localizarem em zonas em que as características do leito e margem já se assemelham bastante às dos ambientes dulciaquícolas, sendo as comunidades dominadas

por taxa da Classe Insecta. Nesta zona do estuário, a redução de caudal durante os meses mais secos é bastante significativa e leva à formação de zonas lânticas com menor conectividade. Como indicado por Ward *et al.* (1999), observa-se menor diversidade em zonas de menor conectividade do que num curso de água com condições lólicas.

A densidade média por estação mostrou-se mais variável, quer ao longo das diferentes estações do ano, quer para as diferentes zonas estuarinas, em ambos os sistemas; atingindo picos nas zonas do mesohalino, essencialmente na Primavera. Apesar de muito variável, a estação mais a jusante do estuário do Mira (Mi11) foi a que apresentou densidades consistentemente mais elevadas durante todo o ano de 2006.

Tal como indicado nas secções 2.5.1.3 e 2.5.2.3., as comunidades macrobentónicas dos estuários do Mondego e do Mira são afectadas de forma semelhante pela ocorrência de variações hidrológicas, sendo por isso dominadas por espécies bastante tolerantes, quer ao stress natural, quer ao que deriva da pressão humana. Apesar da ocorrência dessas variações, a segregação espacial das comunidades ao longo do gradiente salino de ambos os estuários é bastante marcada e sobrepõe-se às variações sazonais observadas dentro de cada região salina (Figura 73).

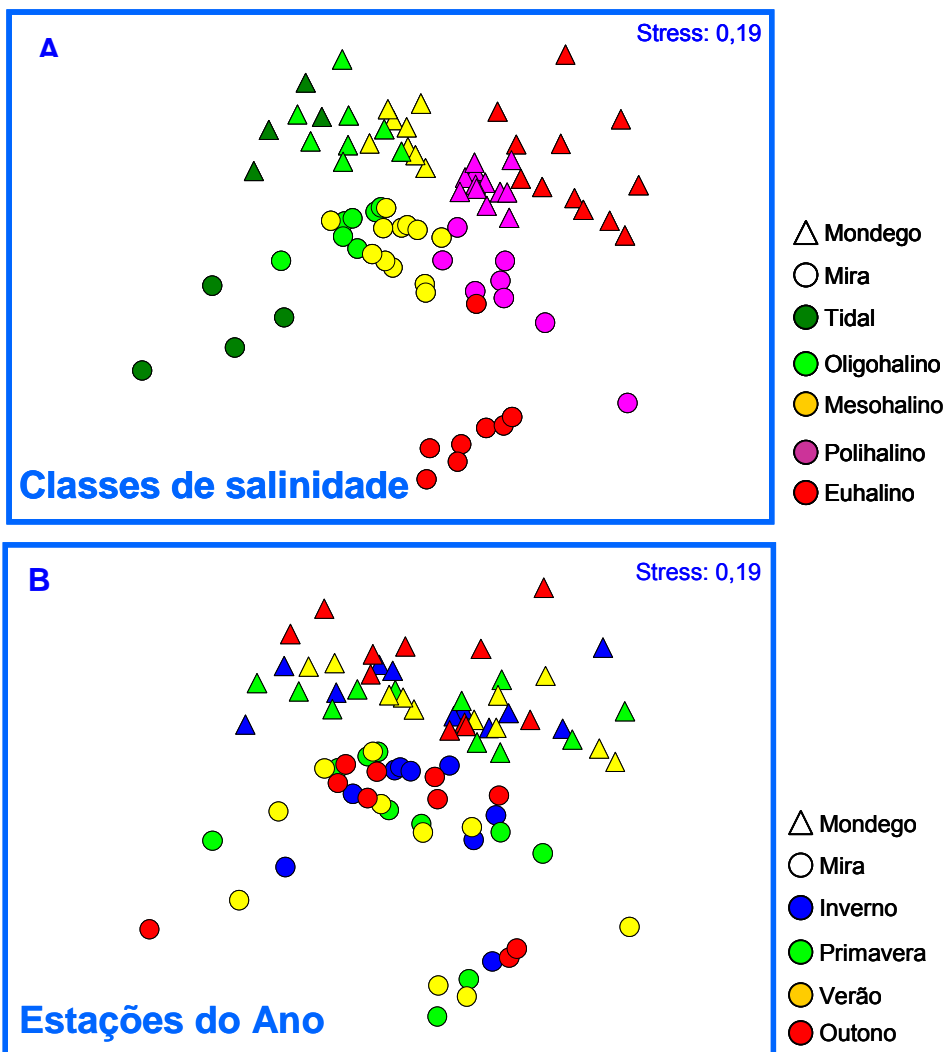
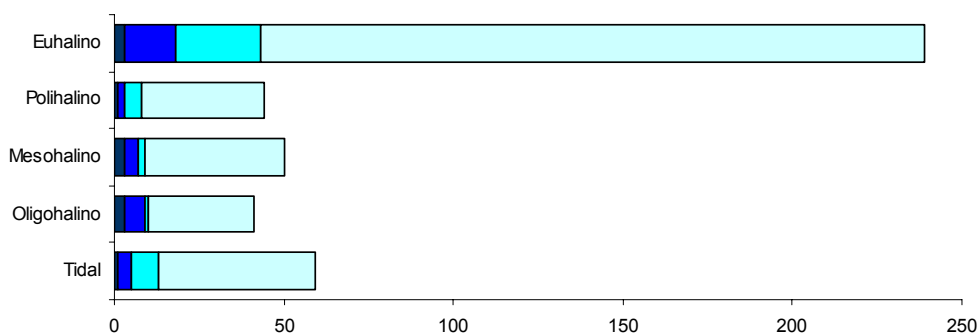


Figura 73. Análise de escalonamento multidimensional (nMDS) das comunidades de invertebrados bentónicos dos estuários do Mira e do Mondego, identificadas no ano de 2006. A- Representação das classes de salinidade; B – Representação das épocas do ano.

Uma análise de semelhanças, tendo como factor a salinidade (*one-way* ANOSIM), permitiu inferir que existem diferenças significativas entre as comunidades das várias regiões salinas ( $R= 0,476$ ;  $P= 0,001$ ). A realização de testes emparelhados revelou ainda que há diferenças significativas entre todas as regiões salinas ( $P<0,05$ ). Já quando se testam as diferenças entre as várias épocas do ano, de uma forma geral, estas não são significativas ( $R= 0,008$ ;  $P= 0,27$ ), excepto quando se comparam as épocas do ano para cada região salina (*two-way* ANOSIM, salinidade *nested* em época;  $R= 0,338$ ;  $P= 0,002$ ). Os testes emparelhados para as diferentes épocas do ano permitiram observar diferenças significativas entre todas as épocas do ano ( $P< 0,05$ ), excepto entre o Verão e o Outono. A ordenação apresentada na Figura 72 permite ainda verificar uma clara separação entre as comunidades dos dois estuários, em todas as regiões salinas (*one-way* ANOSIM;  $R= 0,309$ ;  $P= 0,001$ ). As comunidades das regiões oligohalina, mesohalina e polihalina parecem ser mais semelhantes entre os dois estuários do que as comunidades tidal e euhalina, mas ainda assim são observadas diferenças significativas entre todas as regiões salinas dos dois estuários (*two-way* ANOSIM, salinidade *nested* em estuário;  $R= 0,712$ ;  $P= 0,008$ ). Estes resultados parecem manifestar o efeito de diferenças geográficas entre os dois estuários, mas poderão ainda ser atribuídos aos diferentes níveis de pressão registados em cada estuário, validando o estabelecimento de condições de referência para a avaliação da qualidade ecológica em estuários do tipo A2. Algumas das diferenças observadas poderão dever-se à ocorrência de espécies diferentes, mas com o mesmo tipo de valências ecológicas, como é o caso dos anfípodos *Corophium multisetosum*, que ocorre apenas no estuário do Mondego, e *Corophium orientale*, apenas registado no estuário do Mira.

De acordo com os resultados do índice de constância, a maioria das espécies ocorre em apenas uma ou duas épocas do ano, em ambos os estuários, sendo muito reduzido o conjunto de espécies que estão sempre presentes nas diferentes regiões salinas, ao longo das várias épocas do ano (Figura 74).

#### A. Mira



#### B. Mondego

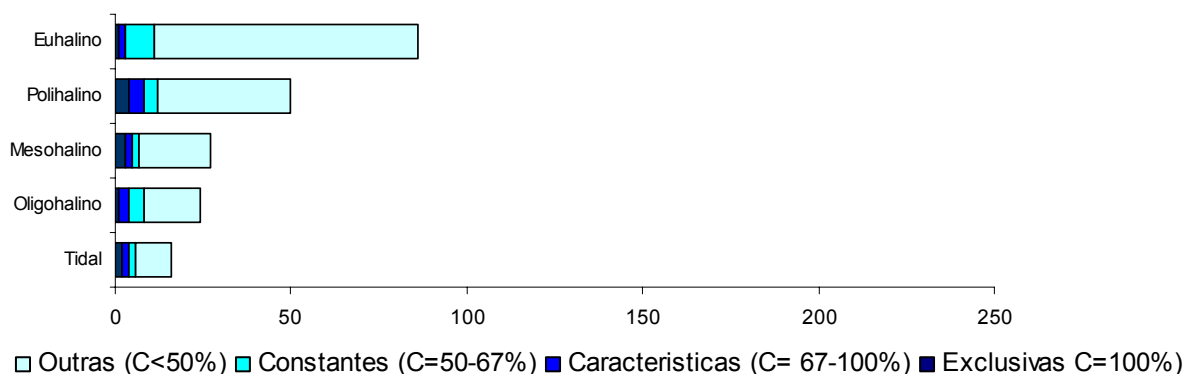


Figura 74. Resultados do índice de constância para as 5 classes salinas do estuário do A. Mira e B. Mondego.

O conjunto de espécies-chave presentes nas diferentes regiões salinas em grande parte das épocas de amostragem parece indicar uma valência ecológica semelhante, nomeadamente a dominância de espécies tolerantes e oportunistas (Tabela 13).

Tabela 13. Listagem das espécies exclusivas, características e constantes, dos estuários do Mira e do Mondego, de acordo com os resultados do índice de constância.

	Exclusivas		Características		Constantes	
<b>Tidal</b>	Mira	Mondego	Mira	Mondego	Mira	Mondego
	Chironomidae	<i>Corbicula fulminea</i> Oligochaeta	Ceratopogonidae <i>Corophium orientale</i> Empididae <i>Gammarus insensibilis</i>	Chironomidae Diptera	Ecnomidae Gastropoda Hydracarina Limoniidae Oligochaeta spA Simuliidae	<i>Corophium multisetosum</i> Tubificidae
<b>Oligohalino</b>	<i>Corophium orientale</i> <i>Cyathura carinata</i> <i>Corbicula fulminea</i>	<i>Corbicula fulminea</i>	Chironomidae <i>Gammarus insensibilis</i> <i>Streblospio shrubsolii</i> <i>Hediste diversicolor</i> <i>Leptocheirus pilosus</i> Oligochaeta	<i>Corophium multisetosum</i> <i>Cyathura carinata</i> Oligochaeta	<i>Boccardia redeki</i>	<i>Alkmaria romijni</i> Chironomidae <i>Streblospio shrubsolii</i> <i>Ephoron virgo</i>
	<b>Mesohalino</b>	<i>Corophium orientale</i> <i>Cyathura carinata</i> <i>Leptocheirus pilosus</i>	<i>Corbicula fulminea</i> <i>Corophium multisetosum</i> <i>Streblospio shrubsolii</i>	<i>Streblospio shrubsolii</i> <i>Hediste diversicolor</i> Chironomidae Oligochaeta	<i>Hediste diversicolor</i> <i>Cyathura carinata</i>  Oligochaeta	<i>Alkmaria romijni</i> <i>Boccardia redeki</i> <i>Cyathura carinata</i> <i>Nephtys hombergii</i>
<b>Polihalino</b>	<i>Heteromastus filiformis</i>	<i>Cyathura carinata</i> <i>Hediste diversicolor</i> <i>Scrobicularia plana</i> <i>Streblospio shrubsolii</i>	<i>Corophium orientale</i> <i>Hediste diversicolor</i>	<i>Alkmaria romijni</i>	<i>Streblospio shrubsolii</i> <i>Alkmaria romijni</i> <i>Scrobicularia plana</i>	<i>Capitella capitata</i> <i>Polydora ligni</i> <i>Corophium multisetosum</i>
<b>Euhalino</b>	<i>Nephtys hombergii</i> Oligochaeta Maldanidae	<i>Hydrobia ulvae</i>	<i>Heteromastus filiformis</i> <i>Mediomastus fragilis</i> Nemertea <i>Abra alba</i> <i>Ancistrosyllis</i> sp. <i>Capitella capitata</i> <i>Melinna palmata</i> <i>Owenia fusiformis</i> <i>Lucinoma borealis</i> <i>Glycera convoluta</i> <i>Aonides oxycephala</i> <i>Tellina donacina</i> <i>Spisula subtruncata</i> <i>Kefersteinia cirrata</i> <i>Aphelochaeta</i> sp.	<i>Cerastoderma edule</i> <i>Streblospio shrubsolii</i>	<i>Glycera alba</i> <i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> <i>Venerupis senegalensis</i> <i>Prionospio cirrifera</i> <i>Pholoe inornata</i> <i>Pectinaria koreni</i> <i>Notomastus latericeus</i> <i>Diopatra neapolitana</i> <i>Chamelea gallina</i> <i>Streblospio shrubsolii</i> <i>Cerastoderma glaucum</i> <i>Cerastoderma edule</i> Chironomidae <i>Eunereis longissima</i> <i>Spiophanes bombyx</i> <i>Sphaerosyllis taylori</i> <i>Prionospio</i> sp. <i>Nassarius reticulatus</i> <i>Myriochele heeri</i> <i>Magelona minuta</i> <i>Lanice conchilega</i> <i>Hiatella arctica</i> <i>Digitaria digitaria</i> <i>Corbula gibba</i>	<i>Cerastoderma glaucum</i> <i>Cyathura carinata</i> <i>Lekanosphaera levii</i> Oligochaeta <i>Scrobicularia plana</i> <i>Abra alba</i> <i>Tharyx</i> sp.

### 2.5.4.3. Variações temporais e espaciais das comunidades de meiofauna subtidal

Os dados da meiofauna foram analisados com os objectivos de (i) identificar o padrão de distribuição espacial da abundância e composição de comunidades nos estuários do Mira e Mondego, (ii) relacionar os padrões de distribuição com os factores ambientais estudados e (iii) comparar os padrões obtidos entre dois estuários sujeitos a pressões antropogénicas diferentes. Para atingir estes objectivos foram realizadas análises multivariáveis.

#### Varição do padrão de distribuição da densidade dos grandes grupos da meiofauna ao longo do gradiente estuarino no estuário do Mondego.

A variação espacial da abundância e composição das comunidades meiobentónicas subtidais do estuário do Mondego foi estudada ao longo do gradiente de salinidade, desde a zona tidal (<0,5) até à zona euhalina (>30), em Agosto de 2006.

A abundância total média da meiofauna no estuário do Mondego foi de  $441,65 \pm 88,13$  ind.  $10\text{ cm}^{-2}$ , sendo as comunidades dominadas pelo *taxon* Nematoda (88%). Foram identificados 13 *taxa* no estuário do Mondego, sendo o segundo grupo mais abundante o *taxon* Polychaeta (8%), seguido dos Copepoda harpaticoides (2%). Os restantes *taxa* representam 2% da densidade total: Ostracoda, larvas de Nauplii, Bivalvia, Gastropoda, Halacaroidea, Turbellaria, Oligochaeta, Amphipoda, Cladocera e Ciliophora.

O padrão de distribuição espacial da composição e abundância das comunidades dos grandes grupos da meiofauna reflecte claramente o padrão de gradiente estuarino no estuário do Mondego, e em particular a comunidade de nématodes (Figura 75).

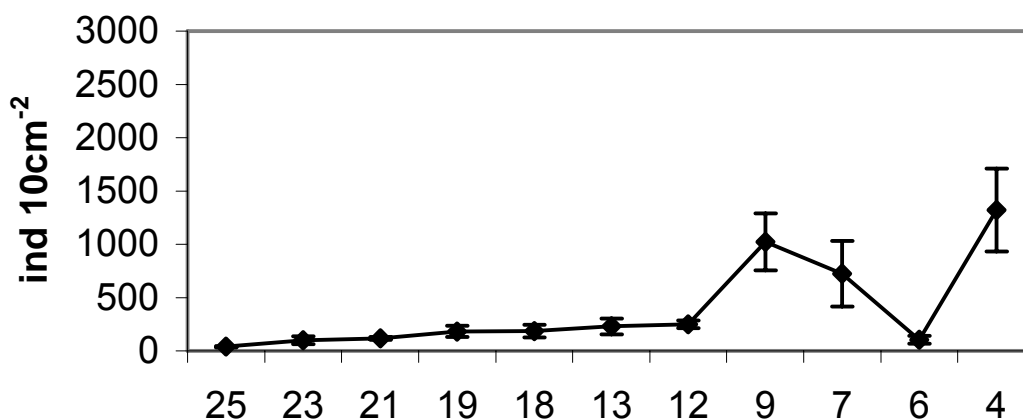


Figura 75. Densidade média  $\pm$  SE do *taxon* Nematoda (ind.  $10\text{ cm}^{-2}$ ) nas estações de amostragem no estuário do Mondego.

Verifica-se o aumento da densidade da meiofauna da zona tidal para a zona euhalina, sendo possível identificar três comunidades distintas ao longo dos gradientes estuarinos (Figura 76):

- *Estação Tidal*: apresenta os valores mais baixos de densidade da meiofauna total, do *taxon* Nematoda e dos Copepoda harpaticoides;
- *Estações Oligohalinas e Mesohalinas*: possuem baixa densidade da meiofauna total, e a composição das comunidades apresenta baixa diversidade;
- *Estações Polihalinas e Euhalinas*: apresentam os valores mais elevados de densidade da meiofauna e elevada diversidade.

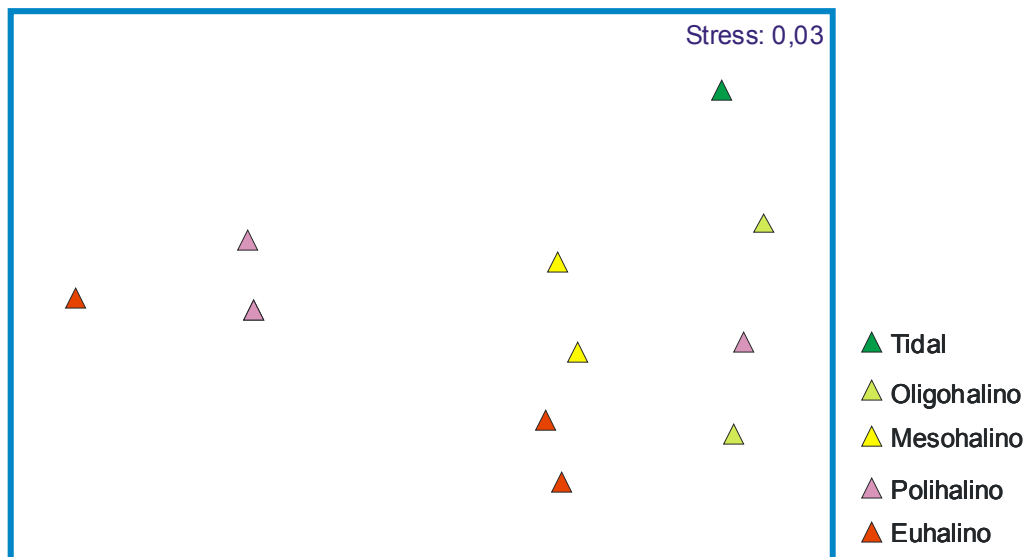


Figura 76. Escalonamento multi-dimensional (nMDS) baseado na densidade média das 3 réplicas dos diferentes *taxa* da meiofauna, em cada estação de amostragem, no estuário do Mondego. T. Tidal, O. Oligohalina, M. Mesohalina, P. Polihalina e E. Euhalina.

Neste estudo foi identificado o efeito do gradiente de salinidade na composição e densidade das comunidades subtidais de meiofauna, havendo, no entanto, em algumas estações de amostragem, alterações em relação ao padrão identificado: a estação polihalina do braço Sul do Mondego (estação Mo19) apresenta reduzida densidade de meiofauna, onde se esperaria elevada densidade. O efeito de outros factores ambientais, nomeadamente a granulometria do sedimento, parece sobrepor-se ao efeito da salinidade na distribuição da densidade e composição das comunidades.



**Variação do padrão de distribuição das comunidades subtidais de nemátodes de vida livre, ao longo do gradiente de salinidade no estuário do Mondego.**

No estuário do Mondego foram identificados 48 géneros de nemátodes de vida livre, pertencentes a 19 famílias. Estes nemátodes pertencem às Ordens Chromadorida (52,6%), Monhysterida (24,0%) e Enoplida (18,9%). Foram também identificados nemátodes de água doce (Tabela 14). O género mais abundante neste estuário foi *Metachromadora* (19,3%), seguido por *Anoplostoma* (13,6%), *Daptonema* (9,8%), *Sabatieria* (9,8%), *Microlaimus* (8,1%), *Sphaerolaimus* (4,3%) e *Axonolaimus* (3,8%).

Tabela 14. Densidade média total de indivíduos do *taxon* Nematoda (nº ind.10 cm<sup>-2</sup>) no estuário do Mondego.

Género	Densidade média Total	Género	Densidade média Total
<i>Metachromadora</i>	419,36	<i>Ascolaimus</i>	6,46
<i>Anoplostoma</i>	296,67	<i>Desmolaimus</i>	4,95
<i>Daptonema</i>	213,31	<i>Chromadorina</i>	4,48
<i>Sabatieria</i>	212,55	<i>Oncholaimellus</i>	3,47
<i>Microlaimus</i>	176,11	<i>Cobbia</i>	2,35
<i>Sphaerolaimus</i>	92,90	<i>Aponema</i>	2,12
<i>Axonolaimus</i>	82,09	<i>Araeolaimus</i>	2,12
<i>Prochromadorella</i>	61,30	<i>Eumorpholaimus</i>	2,12
<i>Dichromadora</i>	59,92	<i>Paracomesoma</i>	1,39
<i>Viscosia</i>	56,56	<i>Cromadorella</i>	1,18
<i>Paracyatholaimus</i>	55,36	<i>Doliolaimus</i>	1,05
<i>Terschellingia</i>	45,18	<i>Paramonhystera</i>	1,03
<i>Leptolaimus</i>	43,27	<i>Stygodesmodora</i>	1,02
<i>Calyptronema</i>	34,97	<i>Spilophorella</i>	1,01
<i>Chromadora</i>	30,54	<i>Tripyloides</i>	0,76
<i>Paralinhomoeus</i>	30,40	<i>Marylynnia</i>	0,71
<i>Aegialoalaimus</i>	26,50	<i>Paracanthonchus</i>	0,64
<i>Linhomoeus</i>	23,88	<i>Monhystera</i>	0,62
<i>Halalaimus</i>	19,08	<i>Valvaelaimus</i>	0,43
<i>Southerniella</i>	12,99	<i>Odontophora</i>	0,42
<i>Ptycholaimellus</i>	11,33	<i>Comesoma</i>	0,34
<i>Praeacanthonchus</i>	9,90	<i>Diplolaimella</i>	0,30
<i>Hypodontolaimus</i>	8,96	<i>Syringolaimus</i>	0,20
<i>Camacolaimus</i>	8,67	Nemátodes de água doce	97,19
<i>Chromadorita</i>	8,65		

O padrão de distribuição espacial da composição e abundância das comunidades de nemátodes reflecte claramente o padrão de gradiente estuarino. Verifica-se o aumento da densidade dos nemátodes da zona tidal para a zona euhalina, sendo possível identificar três comunidades de nemátodes distintas ao longo dos gradientes estuarinos (Figura 77):

- *Estação Tidal*: apresenta os valores mais baixos de densidade e possui espécies de água doce;
- *Estações Oligohalinas e Mesohalinas*: possuem baixa densidade e diversidade;
- *Estações Polihalinas e Euhalinas*: valores mais elevados de densidade e de diversidade.

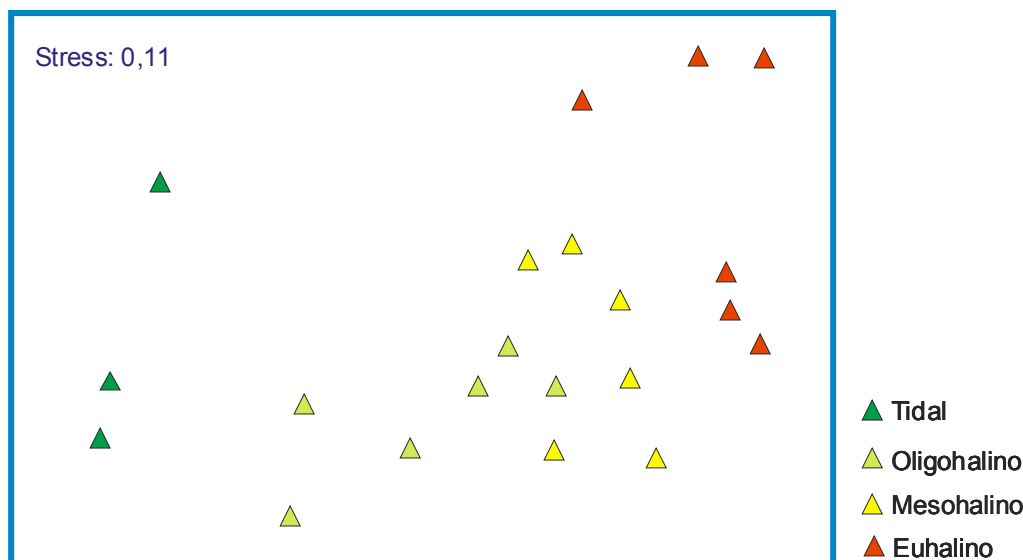


Figura 77. Escalonamento multi-dimensional (nMDS) baseado na densidade e composição dos diferentes géneros que compõem as comunidades de nemátodes, em cada réplica de cada estação de amostragem, no estuário do Mondego. T. Tidal, O. Oligohalina, M. Mesohalina e E. Euhalina.

**Varição do padrão de distribuição da densidade dos grandes grupos da meiofauna longo do gradiente estuarino no estuário do Mira.**

As comunidades meiobentónicas subtidais do estuário do Mira foram, tal como no estuário do Mondego, dominadas pelo *taxon* Nematoda (95%), sendo a abundância total média mais elevada no estuário do Mira ( $583,18 \pm 159,23 \text{ ind.}10\text{cm}^{-2}$ ). Foram identificados 12 *taxa* e os Copepoda harpaticoides (2%) foram o segundo grupo mais abundante, sendo o terceiro mais abundante o *taxon* Polychaeta (1,8%). Os restantes *taxa* representam apenas 2% da densidade total: Ostracoda, larvas de Nauplii, Bivalvia, Gastropoda, Halacaroidea, Turbellaria, Oligochaeta, Amphipoda, and Cladocera.

No estuário do Mira o padrão de distribuição espacial da composição e abundância das comunidades dos grandes grupos da meiofauna reflectem claramente o padrão de gradiente estuarino tal como se observou no estuário do Mondego, e também em particular a comunidade de nemátodes (Figura 78).

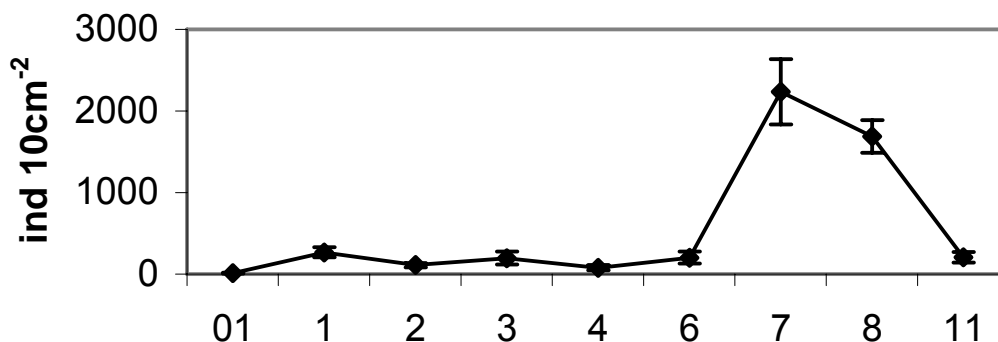


Figura 78. Densidade média  $\pm$  SE do *taxon* Nematoda (ind. 10 cm<sup>-2</sup>) nas estações de amostragem no estuário do Mira.

Verifica-se também o aumento da densidade da meiofauna da zona tidal para a zona euhalina, sendo possível identificar três comunidades distintas ao longo dos gradientes estuarinos (Figura 79):

- *Estação Tidal*: apresenta os valores mais baixos de densidade da meiofauna total, do *taxon* Nematoda e dos Copepoda harpaticoides;
- *Estações Oligohalinas e Mesohalinas*: possuem baixa densidade da meiofauna total, e a composição das comunidades apresenta baixa diversidade;
- *Estações Polihalinas e Euhalinas*: apresentam os valores mais elevados de densidade da meiofauna e elevada diversidade.

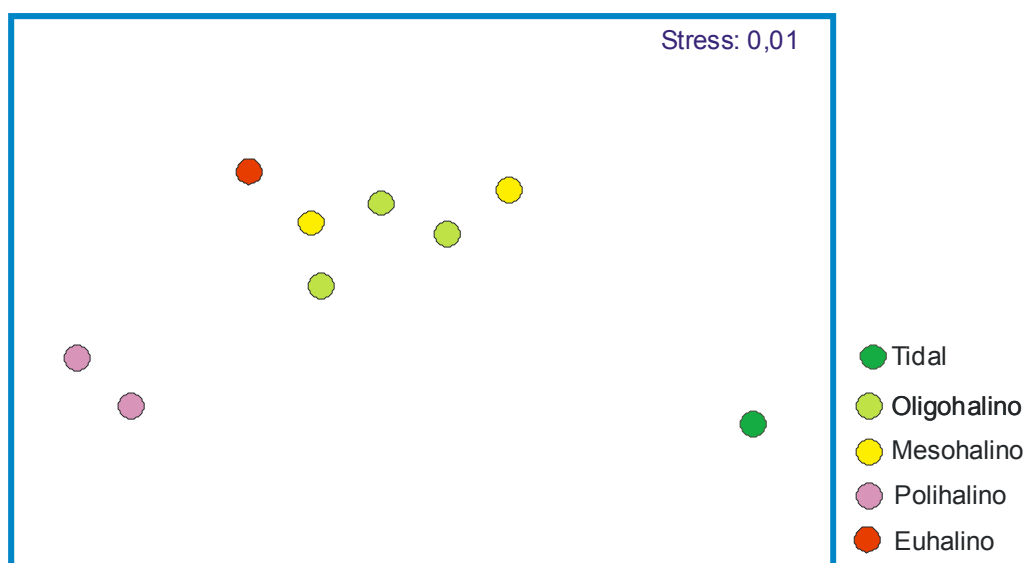


Figura 79. Escalonamento multi-dimensional (nMDS) baseado na densidade média de três réplicas dos taxa de meiofauna, em cada estação de amostragem no estuário do Mira T. Tidal, O. Oligohalina, M. Mesohalina, P. Polihalina e E. Euhalina.

Neste estudo foi identificado o efeito do gradiente de salinidade na composição e densidade das comunidades subtidais de meiofauna, havendo, no entanto, em algumas estações de amostragem, alterações em relação ao padrão identificado: a estação euhalina (estação Mi9) apresenta reduzida densidade de meiofauna, onde se esperaria elevada densidade. O efeito de outros factores ambientais, nomeadamente a granulometria do sedimento, parece sobrepor-se ao efeito da salinidade na distribuição da densidade e composição das comunidades.

#### **Varição do padrão de distribuição das comunidades subtidais de nemátodes ao longo do gradiente de salinidade no estuário do Mira.**

No estuário do Mira foram identificados 45 géneros de nemátodes de vida livre, pertencentes a 19 famílias. Estes nemátodes pertencem às Ordens Chromadorida (56,1%), Monhysterida (29,2%) e Enoplida (10,4%).

Foram também identificados nemátodes de água doce (Tabela 15). *Sabatieria* foi o género dominante, representando 24,5% do total da comunidade de nemátodes. O segundo género mais abundante foi *Ptycholaimellus* (13,8%), seguido por *Metachromadora* (13,2%), *Terschellingia* (12,8%), *Daptonema* (9,25%), *Anoplostoma* (6,3%) e *Sphaerolaimus* (4,5%). Estes géneros apresentaram máxima abundância na zona polihalina.

Tabela 15. Densidade média total de indivíduos do taxon Nemátoda (nº ind. 10 cm<sup>-2</sup>) no estuário do Mira.

Género	Densidade média Total	Género	Densidade média Total
<i>Sabatieria</i>	738,67	<i>Diodontolaimus</i>	2,13
<i>Ptycholaimellus</i>	417,14	<i>Prochromadorella</i>	2,10
<i>Metachromadora</i>	397,25	<i>Halalaimus</i>	1,84
<i>Terschellingia</i>	384,55	<i>Hypodontolaimus</i>	1,82
<i>Daptonema</i>	277,38	<i>Spirinia</i>	1,82
<i>Anoplostoma</i>	189,64	<i>Antomicron</i>	1,47
<i>Sphaerolaimus</i>	137,02	<i>Leptolaimus</i>	1,25
<i>Thalassironus</i>	88,31	<i>Camacolaimus</i>	1,23
<i>Paracyatholaimus</i>	33,93	<i>Eurystomina</i>	1,23
<i>Viscosia</i>	26,18	<i>Oxystomina</i>	1,23
<i>Linhomoeus</i>	25,43	<i>Monhystera</i>	0,93
<i>Axonolaimus</i>	24,30	<i>Odontanticoma</i>	0,93
<i>Paracomesoma</i>	22,13	<i>Anticoma</i>	0,86
<i>Odontophora</i>	21,18	<i>Oncholaimellus</i>	0,86
<i>Dichromadora</i>	18,42	<i>Oncholaimus</i>	0,86
<i>Synonchiella</i>	16,72	<i>Prochromadora</i>	0,86
<i>Metacomesoma</i>	11,42	<i>Chromadorita</i>	0,60
<i>Aegialoalaimus</i>	8,30	<i>Aponema</i>	0,32
<i>Spilophorella</i>	7,88	<i>Chomadorina</i>	0,32
<i>Ascolaimus</i>	6,45	<i>Chromadora</i>	0,32
<i>Comesoma</i>	3,46	<i>Cyatholaimus</i>	0,32
<i>Chromadorella</i>	2,37	<i>Wieseria</i>	0,29
<i>Metalinhomoeus</i>	2,35	Nemátodes de água doce	132,41

O padrão de distribuição espacial da composição e abundância das comunidades de nemátodes do estuário do Mira reflecte claramente o padrão de gradiente estuarino, tal como foi observado no estuário do Mondego. Verifica-se o aumento da densidade dos nemátodes da zona tidal para a zona euhalina, sendo possível identificar três comunidades de nemátodes distintas ao longo dos gradientes estuarinos (Figura 80):

- *Estação Tidal*: apresenta os valores mais baixos de densidade e possui espécies de água doce;
- *Estações Oligohalinas e Mesohalinas*: possuem baixa densidade e diversidade;
- *Estações Polihalinas e Euhalinas*: valores mais elevados de densidade e de diversidade.

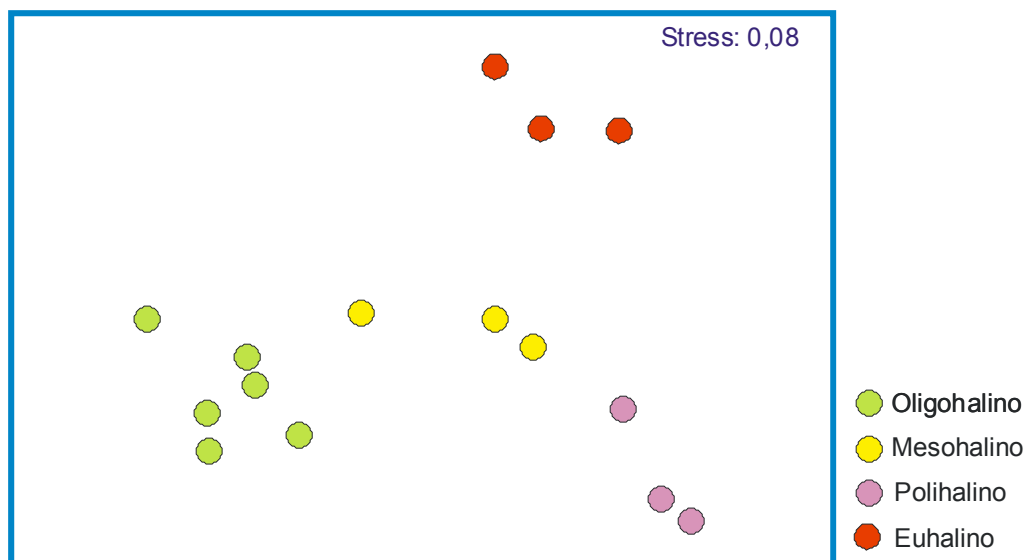


Figura 80. Escalonamento multi-dimensional (nMDS) baseado na densidade e composição dos diferentes géneros que compõem as comunidades de nemátodes, em cada réplica de cada estação de amostragem, no estuário do Mira. T. Tidal, O. Oligohalina, M. Mesohalina e E. Euhalina.

A composição das comunidades até ao nível taxonómico do género não permite distinguir claramente os padrões de distribuição das comunidades de dois estuários sujeitos a níveis diferentes de pressão antropogénica (para mais detalhes ver Adão et al. aceite para publicação).

Para além do padrão de distribuição da densidade das comunidades de nemátodes foi também estudada a variação espacial da composição trófica dessas comunidades ao longo dos gradientes estuarinos (Figura 81). A composição trófica das comunidades de nemátodes foi baseada na classificação de Wieser (1953): 1A. Detritívoros selectivos, 1B. Detritívoros não-selectivos, 2A. Consumidores epibênticos, 2B. Predadores/omnívoros.

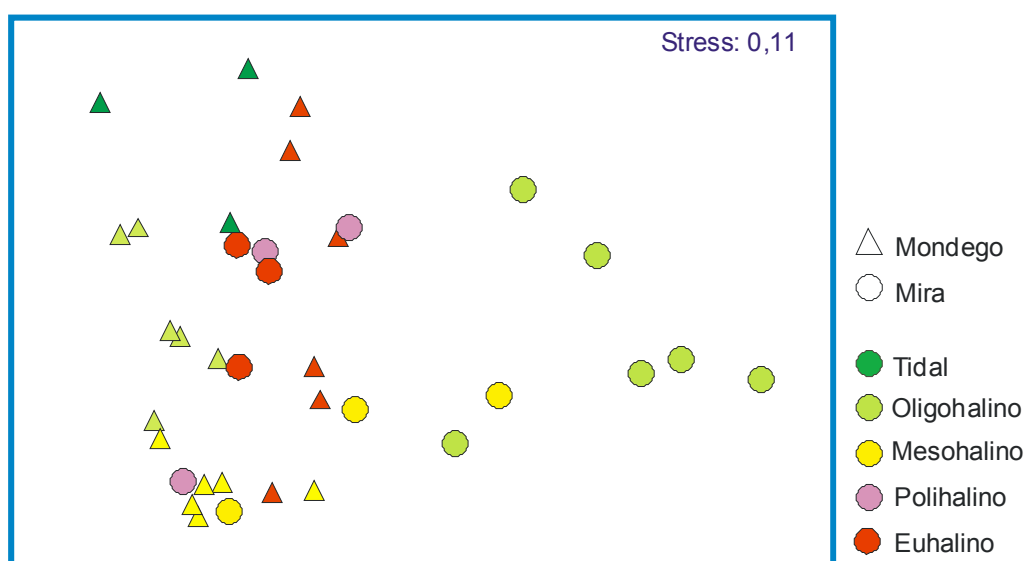


Figura 81. Escalonamento multi-dimensional (nMDS) baseado na percentagem dos diferentes grupos tróficos que compõem as comunidades de nemátodes por réplica, em cada estação de amostragem nos estuários do Mira e do Mondego. T. Tidal, O. Oligohalina, M. Mesohalina, P. Polihalina e E. Euhalina.

Verificou-se a existência de importantes diferenças entre estes dois estuários. A zona Euhalina do estuário do Mira apresenta maior densidade do grupo trófico 1A - Detritívoros selectivos, e nas restantes zonas predominam os 1B - Detritívoros não-selectivo. O estuário do Mondego apresenta uma distribuição espacial da composição trófica bastante diferente: a zona tidal e o braço Sul apresentam maior densidade de 2A - Consumidores epibênticos e 2B - Predadores/omnívoros, e as restantes zonas são dominadas por 1B - Detritívoros não-selectivos.

#### **2.5.4.4 Avaliação da qualidade ecológica dos dois estuários, com base nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos**

Os indicadores ecológicos aqui aplicados (Figura 82) evidenciam alguns dos padrões descritos para os parâmetros estruturais básicos das comunidades bentónicas subtidais destes estuários. A riqueza específica, avaliada com o índice de Margalef, de um modo geral, aumenta de montante para jusante nos dois estuários. No Mira esse aumento é pouco evidente ao longo dos diferentes troços, tornando-se claramente superior nas estações euhalinas (Mi10, Mi11), sobretudo na Primavera e no Verão. No Mondego um aumento gradual da riqueza específica é mais perceptível, bem como a maior oscilação deste índice ao longo das diferentes estações do ano.

A diversidade de Shannon-Wiener vai aumentando de montante para jusante, apresentando valores mais similares ao longo de todo o sistema no estuário do Mira do que no estuário do Mondego. Os dois estuários apresentaram valores de diversidade semelhantes nas zonas polihalinas, e novamente a zona euhalina do estuário do Mira apresentou para este índice os valores de maior diversidade encontrados durante o período de estudo. Os valores de montante (mesohalino e oligohalino/tidal) do estuário do Mondego são mais baixos que no estuário do Mira para as mesmas zonas, e claramente mais baixos do que nas suas zonas mais a jusante. Também nas zonas a montante de ambos os sistemas a dinâmica deste índice difere para as mesmas estações do ano. No geral, no estuário do Mira foram encontrados valores mais elevados no Inverno e Primavera, enquanto que no estuário do Mondego esse aumento de diversidade a montante registou-se preferencialmente no Verão e no Outono, muito provavelmente pelos mesmos motivos indicados em 2.5.4.2 para o número de taxa. Dos três índices aplicados, este é o que apresenta uma maior variação sazonal em ambos os estuários.

Os dois estuários apresentaram valores similares para o índice AMBI, bem como uma variação semelhante ao longo das suas diferentes zonas, onde, de um modo geral, as áreas a montante registaram valores mais elevados, revelando uma maior presença de espécies indicadoras de perturbação.

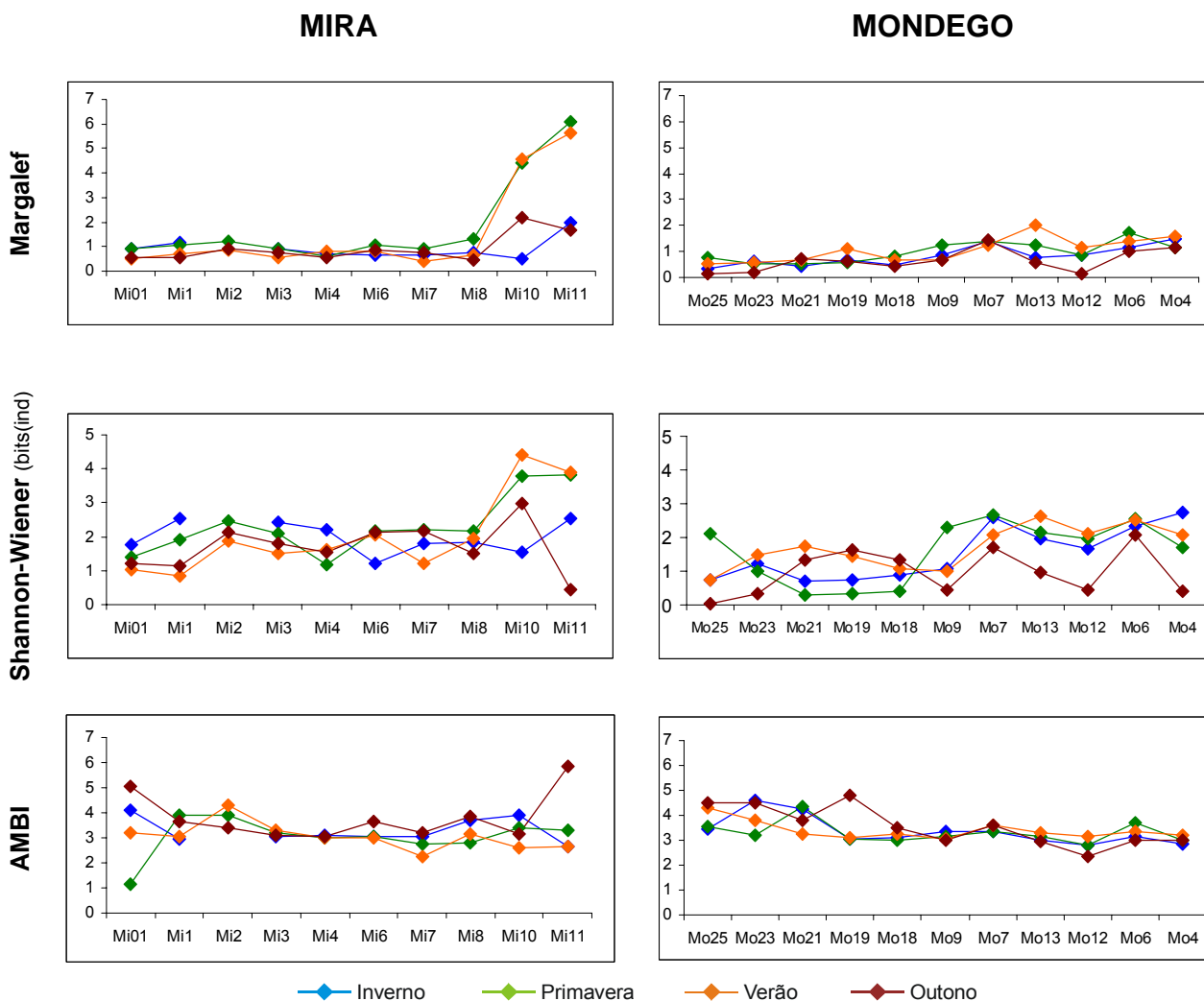


Figura 82. Variação temporal de três índices ecológicos (Margalef, Shannon-Wiener e AMBI) nas 4 estações do ano de 2006, nos estuários do Mira e do Mondego.

O estado de qualidade ecológica (EQS) foi avaliado (Figura 83) recorrendo ao método P-BAT, desenvolvido para comunidades de macroinvertebrados bentónicos subtidais no âmbito da DQA em Portugal (para mais detalhes sobre a metodologia aplicada consultar Marques et al., 2007; Pinto et al., 2009, Neto et al., submitted). Uma vez que ambos os sistemas estudados se inserem na mesma tipologia (A2) (Bettencourt et al., 2004), de acordo com os critérios adoptados na aplicação da DQA, a avaliação do estado ecológico foi efectuada tendo como base as condições de referência propostas para o estuário do Mondego (Teixeira et al., 2008b). Os valores de referência adoptados têm em conta a necessidade de reflectir a heterogeneidade espacial na determinação do EQS, tal como proposto por Teixeira et al. (2008a) e de Paz et al. (2008). Inicialmente, os valores de referência propostos foram calculados tendo por base a média por estação de amostragem (Teixeira et al., 2008b), devido a uma limitação do tipo de dados existentes e à necessidade de considerar uma série temporal longa que permitisse averiguar a capacidade de diferentes indicadores captarem as variações do sistema causadas por perturbação de origem antropogénica (Pinto et al., 2009; Teixeira et al., 2008b). Contudo, para efeitos da aplicação da DQA, a avaliação do estado ecológico das comunidades bentónicas será feita com base na réplica, sendo que neste projecto EFICAS se adoptou desde já este critério para os cálculos dos índices ecológicos. Assim sendo, os valores dos índices são

ligeiramente mais baixos do que seria de esperar para um cálculo baseado na estação, reflectindo-se num valor do EQR final mais baixo do que na realidade o sistema poderia apresentar.

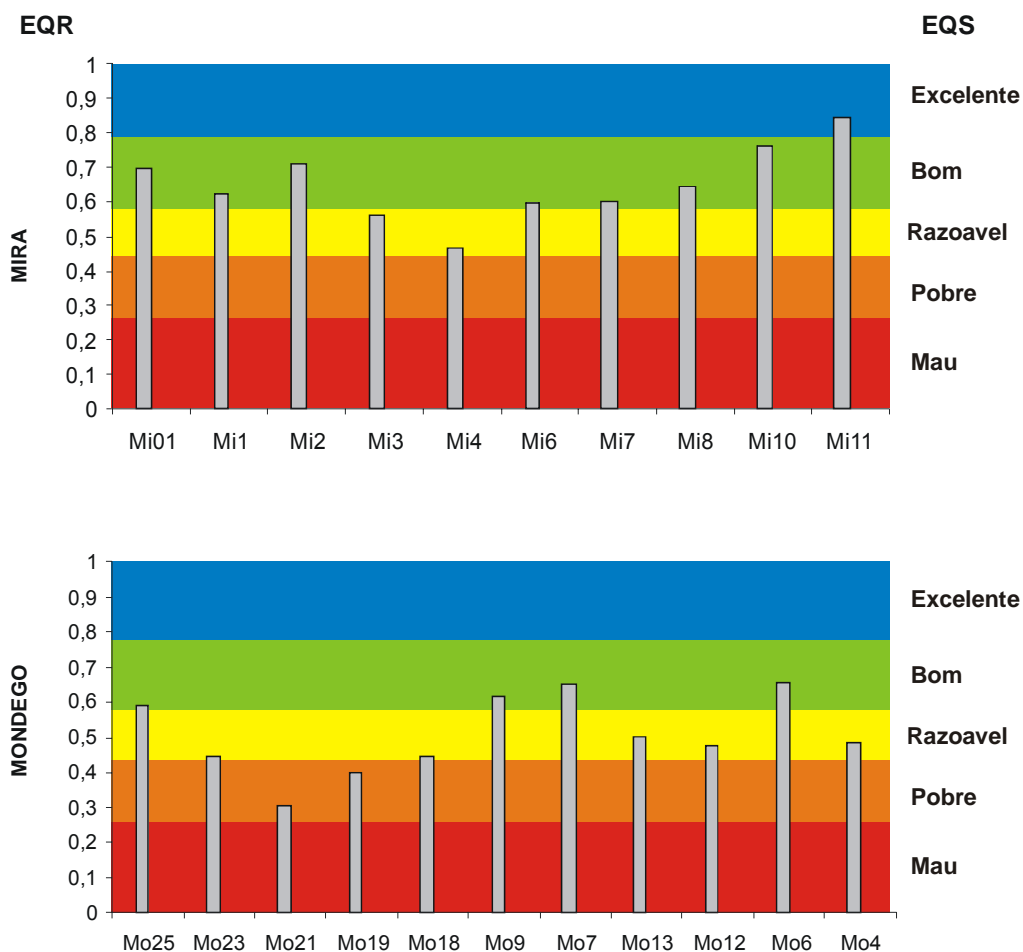


Figura 83. Variação do Ratio de Qualidade Ecológica (EQR) calculado com o método P-BAT e o respectivo Estado Ecológico (EQS) das comunidades bentónicas subtidaís dos estuários do Mira e do Mondego em 2006 (Primavera).

Os dois estuários apresentam diferenças quanto ao estado de qualidade ecológica (EQS) das suas comunidades bentónicas. No geral, o estuário do Mira apresentou uma melhor qualidade ecológica do que o estuário do Mondego, com 80% das estações de amostragem respeitando os critérios mínimos de qualidade exigidos pela DQA para o ano 2015, o Bom estado ecológico. As estações Mi3 e Mi4 atingiram a condição Razoável, um estado de qualidade ecológica abaixo do objectivo definido, o que parece reflectir as pressões humanas existentes, uma vez que os efluentes de Odemira são descarregados directamente no estuário, devido a problemas de funcionamento da ETAR. Por seu lado, no estuário do Mondego, em 2006, apenas 36% das estações apresentaram um Bom estado ecológico das comunidades bentónicas, 46% encontravam-se numa classe abaixo do objectivo definido, e 18% encontravam-se mesmo num estado ecológico considerado Pobre. No geral, no ano de 2006, as estações a montante no braço norte do estuário do Mondego apresentaram uma pior condição ecológica que as de jusante e isso pode dever-se ao impacto produzido pelas infra-estruturas de apoio à construção da nova auto-estrada que se localizam entre as



estações Mo21 e Mo19 deste estuário. As estações de amostragem no braço Sul, no geral, apresentaram um melhor estado ecológico, não tendo contudo todas as estações atingido o objectivo de Bom.

Para além do estado ecológico determinado com base nos macroinvertebrados bentónicos, a avaliação do estado ecológico final dos sistemas de transição integra outros elementos biológicos e químicos. No decorrer do projecto EFICAS, foram feitos outros estudos tentando integrar esses outros componentes do sistema. A avaliação do estado dos elementos físico-químicos (Lillebø et al., 2007) neste estuário, para os anos antes (1993 até 1996) e após as medidas de mitigação (1999 até 2002) evidenciam uma melhoria nas condições do sistema, mas também apontam para que alguns dos nutrientes ainda apresentem valores elevados, nomeadamente no canal Norte para onde foram desviadas as águas inicialmente descarregadas para o braço Sul do sistema. Já abrangendo amostragens de 2003 a 2006, a aplicação de um outro índice (TRIX) para avaliação do estado trófico do sistema relativamente à concentração de nutrientes, saturação oxigénio e aos níveis de clorofila *a*, apontou igualmente para concentrações nutrientes ainda altas no sistema e para uma maior degradação das áreas a montante do braço sul relativamente às de jusante (Salas et al., in press). Paralelamente, Patrício et al. (2007) testaram metodologias para a avaliação da qualidade ecológica do sistema com base no elemento macroalgas oportunistas. Os resultados indicam concordância com a dinâmica deste elemento biológico no estuário do Mondego no período de tempo considerado. Este trabalho será um contributo para a caracterização do estado ecológico geral da massa de água do braço Sul.

#### **2.5.4.5. INTEGRAÇÃO FINAL**

A utilização das comunidades de macroinvertebrados bentónicos na avaliação da qualidade ecológica da água dos estuários europeus é uma das exigências da Directiva-Quadro da Água, mas o desenvolvimento de metodologias de classificação é particularmente difícil em estuários que apresentam variações sazonais muito acentuadas, uma vez que dificultam a distinção entre os impactos de origem natural e humana (Borja & Muxika, 2005; Reiss & Kröncke, 2005; Quintino et al., 2006; Chainho et al., 2007; Zettler et al., 2007). Os estuários portugueses caracterizam-se por fortes variações sazonais dos caudais de água doce afluentes, com valores extremamente baixos durante o período estival e um regime torrencial durante a época das chuvas, em que podem ocorrer eventos de cheia.

Este projecto teve como principal objectivo identificar alterações nas comunidades bentónicas relacionadas com a ocorrência de eventos extremos (cheias e secas) e separar esses efeitos daqueles que resultam da pressão humana. Para isso foram estudados dois estuários que, apesar de se inserirem na mesma tipologia da DQA, apresentam diferentes características ambientais e níveis de pressão bem distintos, o Mira e o Mondego. Com este projecto surgiram ainda várias outras questões relacionadas com a problemática da avaliação da qualidade ecológica em estuários portugueses, algumas das quais são de alguma forma clarificadas pelos resultados do projecto, enquanto que outras poderão ser o ponto de partida para trabalhos futuros nesta área. Para além dos resultados apresentados nas secções do projecto, entendeu-se ser uma mais valia deste projecto avançar com algumas propostas e desafios resultantes da integração das várias

componentes estudadas e do conhecimento reunido a partir de estudos anteriores das equipas envolvidas, que podem ser sintetizadas do seguinte modo:

1. **Limites das massas de água** – A implementação da DQA representou um esforço adicional para países como Portugal, que possuíam um conjunto de dados limitados sobre o estado dos seus estuários, uma vez que os sistemas de monitorização sistemática existente não incluíam todos os elementos físico-químicos e biológicos exigidos pela DQA e a sua cobertura geográfica não integrava todos os tipos de massas de água. A compilação efectuada através deste estudo permitiu verificar que os dados de base existentes para o estuário do Mondego são bastante mais completos do que aqueles disponíveis para o estuário do Mira. Assim, o presente projecto constituiu a primeira série de dados com frequência sazonal, ao longo de dois anos, para o estuário do Mira. Em ambos os estuários foi identificada uma lacuna no que diz respeito às zonas de montante (oligohalino e mesohalino), sendo estes os primeiros dados consistentes recolhidos nestas regiões salinas. Estes dados representam duas contribuições importantes no âmbito da implementação da DQA em Portugal:
  - a) Caracterização das regiões salinas mais a montante dos estuários do Mira e do Mondego e utilização dos dados respeitantes ao Mira para derivação de condições de referência;
  - b) Reformulação dos limites das massas de água, com base em medições recentes dos parâmetros físico-químicos. No caso do estuário do Mira implica a definição de um número adicional de massas de água, por forma a integrar as regiões mesohalinas, oligohalinas e tidal, que estavam excluídas da proposta original, que identificava apenas 3 massas de água, tendo como limite superior Odemira (Ferreira et al., 2005);
2. **Tipologia e Condições de Referência** – os exercícios de tipologia e estabelecimento de condições de referência têm vindo a ser desenvolvidos pelos Estados Membros para garantir que a variabilidade espacial e temporal são correctamente integradas na avaliação da qualidade ecológica. As comunidades bentónicas apresentam variações espaciais significativas ao longo dos estuários, devido à influência de gradientes naturais de uma grande diversidade de factores. As comunidades bentónicas incluem espécies euríticas, com uma distribuição ampla, mas também espécies estenotópicas, cujo habitat é bastante limitado. A sobreposição de distribuições resulta numa comunidade de estrutura complexa, para a qual se tentam identificar padrões homogéneos, de forma a simplificar a gestão da monitorização. Este estudo permitiu duas conclusões importantes do ponto de vista da implementação da DQA:
  - a) As regiões salinas, definidas de acordo com o sistema de Veneza e com as alterações propostas por Bald et al. (2005), parecem ser uma boa base para identificação de comunidades homogéneas, tanto para a macrofauna, como para a meiofauna, se bem que de uma forma mais clara no primeiro caso (Chainho et al., 2007; Teixeira et al., 2008a). As comunidades mantêm esses agrupamentos espaciais, apesar de serem observadas elevadas variações sazonais na sua estrutura e composição.
  - b) Independentemente de pertencerem a um mesmo tipo, as diferentes massas de água não podem ser classificadas com base nas mesmas condições de referência, e para isso são propostos valores de referência distintos para as unidades homogéneas identificadas (Teixeira et al., 2008b). Estes valores foram propostos para o estuário do Mondego, tendo em conta a disponibilidade de dados históricos e, embora a sua aplicação no estuário do Mira pareça ser promissora, requer validação

com um conjunto de dados mais vasto. O desenvolvimento de condições de referência para as regiões salinas de montante fica ainda pendente, visto que os resultados deste projecto permitiram avançar com uma primeira caracterização, mas são ainda insuficientes para validar a definição de valores de referência.

3. **Pressão natural versus pressão humana** – O desenvolvimento de índices bióticos baseia-se num conjunto de pressupostos ecológicos relativos à resposta das comunidades bentónicas ao stress antropogénico. É assumido que em condições de perturbação: (1) a diversidade é menor (e.g. Green, 1979); (2) as espécies oportunistas estão melhor representadas do que as espécies sensíveis à poluição (e.g. Weisberg et al., 1997; Borja et al., 2000; Paul et al., 2001); (3) a abundância é dominada por espécies de tamanho reduzido (e.g. Warwick, 1986); (4) a razão detritívoros/suspensívoros é superior (e.g. Dauvin et al., 2007), as espécies que se enterram a maiores profundidades são menos abundantes (e.g. Rosenberg, 2001); e (5) há menor diversidade filogenética (Clarke & Warwick, 1998). No entanto, os factores naturais que actuam sobre os estuários podem induzir respostas semelhantes nas comunidades bentónicas, dificultando a separação entre stress de origem natural e antropogénica. Este estudo permitiu concluir que, apesar de estarem ambos sujeitos a um stress natural bastante elevado, que se reflecte na dominância de espécies tolerantes, há uma separação clara entre a estrutura das comunidades de macroinvertebrados dos dois estuários, que se reflecte também nos resultados obtidos através dos índices bióticos. Este resultado é bastante promissor no sentido da definição de condições de referência, uma vez que o estuário do Mira tem níveis de pressão humana bastante baixos e isso parece reflectir-se nas ferramentas de avaliação utilizadas.
4. **Impactos das cheias e das secas** – As comunidades bentónicas de estuários onde ocorrem cheias e secas sofrem alterações devido a (1) afluxos de matéria orgânica durante a ocorrência de cheias, o que estimula um aumento da abundância de espécies oportunistas (Salen-Picard & Arlhac, 2002) e (2) alterações na qualidade da água, tais como maiores concentrações de poluentes durante a ocorrência de secas prolongadas (Attrill & Power, 2000; Grange et al., 2000). Em geral, as consequências das cheias são mais dramáticas do que as das secas porque as primeiras ocorrem durante um período curto com grande intensidade e têm efeitos imediatos (e.g. mortalidade) nas comunidades bentónicas, enquanto que as últimas se prolongam durante mais tempo, tendo efeitos graduais sobre as comunidades (e.g. colonização por espécies marinhas). Os efeitos das cheias e das secas foram verificados neste projecto, quer com base nos dados gerados durante o curso do projecto, quer através da análise dos dados recolhidos na fase de compilação. Verificou-se que efectivamente o impacto das cheias sobre as comunidades de invertebrados é imediato e proporcional à intensidade da cheia. Chainho et al. (2006; 2007a; 2007b) observaram uma redução drástica no número de espécies, abundância e resultados dos índices biológicos, ao longo de todo o estuário, no ano em que ocorreu uma cheia de grande intensidade, enquanto que em 2006 (cheia de menor intensidade) os efeitos observados em ambos os estuários, apesar de seguirem o mesmo padrão geral (menor número de taxa e abundância), não tiveram consequências tão evidentes no resultado dos índices utilizados. Observou-se ainda uma recuperação das comunidades amostragens subsequentes à cheia, indicando assim uma elevada resiliência do sistema. As experiências em mesocosmos permitiram verificar os efeitos de dois factores limitantes para as comunidades bentónicas durante a ocorrência de cheias, nomeadamente a velocidade da corrente e a salinidade. Os resultados obtidos demonstraram um impacto físico significativo resultante do aumento da velocidade da corrente, provocando o desalojamento dos

organismos, excepto dos que desenvolveram estratégias que lhes permitem fixar-se ao substrato. As experiências relativas à tolerância de algumas espécies chave em relação à salinidade demonstraram igualmente uma capacidade de regulação osmótica diferencial das espécies testadas, quando sujeitas a diferentes níveis de stress fisiológico. Os modelos desenvolvidos no âmbito do projecto permitirão no futuro perceber em detalhe os efeitos dos eventos extremos na dinâmica populacional das espécies chave presentes em cada um dos estuários.

5. **Época e Periodicidade das Amostragens** – Os resultados do projecto EFICAS puseram em evidência que a composição e estrutura das comunidades de invertebrados bentónicos dos estuários do Mondego e do Mira variam de forma acentuada ao longo do ano, e de ano para ano, sendo esta variação ainda mais intensa quando ocorrem eventos extremos, como cheias e secas. Tais modificações na composição e estrutura das comunidades dos vários locais acabam por se reflectir na sua classificação quanto ao estado ecológico, podendo induzir erros importantes quando se comparam indiscriminadamente comunidades amostradas em diferentes épocas do ano e em diferentes condições hidrológicas (Chainho et al., 2007). Por esse motivo, é necessário adaptar as ferramentas desenvolvidas para a avaliação da qualidade ecológica da água, a partir das comunidades de macroinvertebrados, para as diferentes épocas do ano e evitar que as amostras a realizar no âmbito da monitorização destas comunidades tenham lugar sob o efeito de eventos climáticos extremos. Tendo em conta a referida variabilidade natural das comunidades, o ideal é que estas amostragens sejam realizadas com uma periodicidade sazonal. Na impossibilidade de implementar um programa deste tipo, por dificuldades logísticas e orçamentais, é necessário seleccionar uma determinada época do ano (cuja definição carece de estudos adicionais) para a realização das amostragens e levá-las a cabo numa base anual. Uma periodicidade superior a um ano arrisca-se a ser insuficiente para a correcta determinação do estado ecológico das comunidades, sobretudo se ocorrer durante um período de cheia ou de seca. No âmbito deste projecto já foi efectuada uma primeira abordagem a esta necessidade de estratificação temporal, definindo condições de referência para uma época do ano específica (Pinto et al., 2008).
6. **Malhas de rede** – No decorrer do primeiro exercício europeu de intercalibração, atingiu-se o consenso relativamente à utilização da malha de 1 mm para a avaliação do estado ecológico das águas costeiras. Contudo, na maioria dos estudos de comunidade levados a cabo em sistemas de transição a nível mundial as amostras têm sido crivadas utilizando a malha de 0,5 mm. Tradicionalmente, portanto, os dados relativos a densidade, nº de espécies e biomassa de macroinvertebrados bentónicos reportam-se a este crivo. No contexto de monitorizações regulares obrigatoriamente efectuadas para determinar o EQS de todas as massas de água de transição, a comunidade científica depara-se com o desafio de, a curto prazo, ter que optar entre as duas malhas. No âmbito deste projecto, Pinto et al. (2009) analisando amostras do estuário do Mondego, verificaram que a densidade é significativamente maior quando se utiliza a malha de 0,5 mm (cerca de 60% superior), o mesmo se observando com o nº de espécies identificadas. Igualmente, uma análise detalhada ao longo do gradiente estuarino, mostrou que estas diferenças são mais marcadas nas zonas a montante do estuário. No que diz respeito à biomassa, os autores não encontraram diferenças significativas entre malhas, uma vez que apenas indivíduos muito pequenos ficam retidos no crivo de 0,5 mm. Estas evidências provavelmente terão repercussões a nível da determinação do EQS das massas de água de transição, podendo correr-se o risco de atribuir diferentes classificações a uma mesma massa de água dependendo do crivo utilizado (Pinto et al., 2009). Paralelamente, Couto et al (dados não publicados), verificaram que o tempo dispendido a triar

amostras crivadas usando a malha de 0,5 mm é pelo menos 2 vezes superior ao tempo gasto com amostras retidas na malha de 1 mm. Os resultados do projecto EFICAS realçam que a escolha da malha a adoptar pode ter, para além de claras consequências na determinação do EQS, consequências financeiras não negligenciáveis.

7. **Elementos biológicos** – Este estudo mostrou que quer as comunidades de macroinvertebrados, quer de meiofauna reflectem as condições particulares associadas às diferentes classes de salinidade, características dos sistemas de transição. Se por um lado, os macroinvertebrados bentónicos têm sido elementos biológicos recorrentemente escolhidos para a determinação da qualidade ecológica das massas de água, existindo uma vasta literatura sobre a sua capacidade de integrar episódios de perturbação, por outro, os resultados deste projecto indicam que outros grupos bentónicos podem eventualmente ter um papel a desempenhar nos sistemas de classificação. Macrofauna e meiofauna, com tempos de resposta intimamente ligados às suas características particulares (ex. razão P/B, tempo de vida, ecologia, etc.), podem fornecer fotografias complementares da reacção do sistema a diferentes impactos. Em situações de dúvida na atribuição de uma classificação, ter informação de ambos os grupos pode ser uma mais-valia. Claro está que, para fazer a caracterização do estado ecológico geral das massa de água de transição, é essencial saber qual o comportamento dos restantes elementos biológicos e do estado físico-químico do sistema. Este projecto permitiu estender a avaliação às macroalgas oportunistas (Patrício et al, 2007) e ao estado físico-químico do estuário do Mondego (Lillebø et al. 2007). Pelo seu reduzido impacto antropogénico é de extrema importância alargar igualmente o exercício ao estuário do Mira, uma vez que este sistema desempenha um papel central na comparação dos sistemas pertencentes à tipologia A2.
8. **Incerteza taxonómica** – Todos os estudos em que a componente diversidade taxonómica é importante dependem do tipo de equipamento de recolha utilizado, da malha de rede utilizada, mas sobretudo da capacidade dos taxonomistas para identificarem os organismos bentónicos (Stribling et al., 2003). Durante este projecto foi efectuado um esforço de harmonização das classificações taxonómicas utilizadas, quer do ponto de vista das regras de nomenclatura seguidas, que do nível de identificação taxonómica para alguns grupos mais problemáticos (e.g. oligoquetas). Foram ainda seguidas as regras definidas no âmbito dos exercícios de intercalibração da estratégia comum de implementação da DQA (Borja et al., 2007). Ainda assim, verificou-se que alguns dos taxa identificados como entidades taxonómicas diferentes, poderão na realidade ser a mesma entidade, sendo estas diferenças resultantes dos conhecimentos taxonómicos dos investigadores envolvidos. Este problema é geral para todas as equipas que trabalham com comunidades de invertebrados bentónicos, uma vez que a taxonomia é uma área em que se investe cada vez menos. Esta questão foi parcialmente resolvida no âmbito deste projecto, recomendando-se que todas as equipas envolvidas nos estudos de avaliação da qualidade ecológica façam este exercício de harmonização taxonómica, à luz das publicações mais recentes para os grupos taxonómicos com distribuição nos estuários portugueses.
9. **Índices bióticos versus métodos estatísticos** – Para avaliação da qualidade ecológica da água a partir das comunidades de macroinvertebrados bentónicos são normalmente empregues diversos índices bióticos simples ou compostos, os quais têm a vantagem de ser de interpretação muito simples e de fácil aplicação, como se demonstrou no presente relatório. Pelo contrário, devido à sua aplicação mais difícil e menor compreensão por parte dos decisores, as metodologias estatísticas são normalmente menos utilizadas com esse objectivo. Estas são, no entanto, fundamentais para validação

dos referidos índices bióticos e devem ser empregues juntamente com estes para avaliação da qualidade ecológica da água. A sua aplicação está, contudo, dependente da obtenção de séries de dados relativamente robustas (elevada abrangência espacial e temporal e elevado número de replicados por local/época de amostragem).

### 3. PRODUÇÃO CIENTÍFICA

Os descritores de realização previstos na proposta do projecto foram globalmente cumpridos e mesmo superados em alguns itens. Apenas o artigo científico em revista de âmbito nacional se encontra, de momento, em preparação, para ser submetido para publicação com a maior brevidade. Estão igualmente a ser ultimadas mais algumas publicações científicas em revistas de âmbito internacional, cuja lista será actualizada em adenda a enviar posteriormente.

#### 3.1. Publicações

##### Artigos científicos em revistas internacionais

- Adão, J., A. Alves, J. Patrício, J.M. Neto, M.J. Costa & J.C. Marques. Accepted. Spatial distribution of subtidal Nematoda communities along the salinity gradient in two Southern European estuaries (Portugal). *Acta Oecologica*.
- Chainho, P., M.L. Chaves, J.L. Costa, M.J. Costa & D.M. Dauer 2008. Use of multimetric indices to classify estuaries with different hydromorphological characteristics and different levels of human pressure. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 1128-1137.
- Chainho, P., J.L. Costa, M.L. Chaves, D.M. Dauer & M.J. Costa 2007. The influence of seasonal variations in benthic communities on the use of biotic indices to assess the ecological status of poikilohaline estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 1586–1597.
- de Paz, L., J. Patrício, J.C. Marques, A. Borja & Laborda. A. 2008. Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: a benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 1275-1283.
- Lillebø, A.I., H. Teixeira, M.A. Pardal & J.C. Marques. 2007. Applying quality status criteria to a temperate estuary before and after the mitigation measures to reduce eutrophication symptoms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **72**: 177-187.
- Martins, I., A. Marcotegui & J.C. Marques. 2008. Impacts of macroalgal spores on the dynamics of adult macroalgae in a eutrophic estuary: High versus low hydrodynamic seasons and long-term simulations for global warming scenarios. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 984-998.
- Patrício, J., J.M. Neto, H. Teixeira & J.C. Marques. 2007. Opportunistic macroalgae metrics for transitional waters. Testing tools to assess ecological quality status in Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 1887-1896.
- Pinto, R., J. Patrício, A. Baeta, B.D. Fath, J.M. Neto & J.C. Marques. 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators*, **9**: 1-25.
- Salas, F., H. Teixeira, C. Marcos, J.C. Marques & A. Pérez-Ruzafa. Accepted. Applicability of trophic index (TRIX) in transitional ecosystems: the Mar Menor coastal lagoon (Spain) and Mondego estuary (Portugal). *ICES Journal of Marine Science*.

Teixeira, H., F. Salas, A. Borja, J.M. Neto & J.C. Marques. 2008. A benthic perspective in assessing the ecological status of estuaries: The case of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological indicators*, **8**: 404-416.

Teixeira, H., F. Salas, J.M. Neto, J. Patrício, R. Pinto, H. Veríssimo, J.A. García-Charton, C. Marcos, A. Pérez-Ruzafa & J.C. Marques. 2008. Ecological indices tracking distinct impacts along disturbance-recovery gradients in a temperate NE Atlantic Estuary - guidance on reference values. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **80**: 130-140.

### **Teses de Doutoramento**

Chainho, P. 2008. Contribution to the development of biotic integrity assessment tools for Portuguese estuaries based on benthic communities. Ph.D. Thesis, University of Lisboa.

### **Teses de Mestrado**

Alves, A. 2008. Spatial distribution of the subtidal meiofauna communities along a salinity gradient in two southern European estuaries. Master Thesis, University of Évora.

Medeiros, J.P. 2008. Avaliação dos recursos bentónicos da zona de transição dulciaquícola-estuário no rio Mira. Master Thesis, University of Lisboa.

Pinto, R. 2007. Multimetric indices performance in evaluating ecological status. The Mondego estuary case study. Master Thesis, University of Coimbra.

Veríssimo, H. 2007. A tentative harmonisation of the OSPAR Convention and the European Water Framework Directive ecological criteria for transitional waters quality assessment. Mondego estuary case study. Master Thesis, University of Coimbra.

### **Comunicações orais em encontros internacionais**

Alves A.S., H. Adão & J.C. Marques. Spatial distribution of the subtidal meiofauna communities Along the salinity gradient in two southern European estuaries. *43th European Marine Biology Symposium*. Ponta Delgada, Portugal, September 2008.

Alves, A.S., H. Adão, J. Patrício, J.M. Neto, M.J. Costa & J.C. Marques. Spatial distribution of subtidal meiofauna communities along a salinity gradient in two Southern European estuaries (Portugal). *ECSA Local Meeting "Climate Change Impacts on South-European Coastal Ecosystems"*, Lisbon, Portugal, February 2008.

Chainho, P., J.L. Costa, M.L. Chaves, M.J. Costa & D.M. Dauer. The use of multimetric índices to classify Portuguese estuaries with different hydromorphological characteristics. *ASLO 2006 Summer Meeting – Global challenges facing Oceanography and Limnology*, Victoria, Canada, June 2006.

Marques, J.C., J.M. Neto, J. Patrício, A. Baeta, H. Veríssimo & R. Pinto. Ecological response of subtidal macrobenthic communities to natural and human induced changes in a temperate NE Atlantic estuary. *XV Simpósio Ibérico de Estudos de Biologia Marinha*. Funchal, Portugal, September 2008.

Neto, J.M., R. Gaspar, J. Patrício, L. Pereira, H. Teixeira & J.C. Marques. Ecological response of subtidal macrobenthic communities to natural and human induced changes in a NE Atlantic estuary. *ECSA 44*. Bahía Blanca, Argentina, September 29 – October 3, 2008.

Neto, J.M., H. Teixeira, J. Patrício & J.C. Marques. Integrative implementation of the European Water Framework Directive in Portugal. The intercalibration process. *Eco Summit*. Beijing, China, May 2007.

Salas, F., H. Teixeira, C. Marcos, J.C. Marques & A. Pérez-Ruzafa. Applicability of trophic index (TRIX) in transitional ecosystems: the Mar Menor coastal lagoon (Spain) and Mondego estuary (Portugal). *ICES Symposium 2007 "Environmental Indicators: Utility in Meeting Regulatory Needs"*. London, UK, November 2007.

Teixeira, H., J.M. Neto, J. Patrício, C. Vale & J.C. Marques. Benthic macroinvertebrate metrics for coastal waters – Tool to assess the ecological quality status in Portugal. *XV Simpósio Ibérico de Estudos de Biologia Marinha*. Funchal, Portugal, September 2008.

#### **Painéis em encontros internacionais**

Chainho, P., J.L. Costa, M.L. Chaves, M.J. Costa & D.M. Dauer. Comparison of the classifications obtained by using two different approaches to assess the ecological quality in a poikilohaline environment: the Mondego River estuary, Portugal. *18th Biennial Conference of the Estuarine Research Federation*. Norfolk, USA, October 2005.

#### **Comunicações orais em encontros nacionais**

Chainho, P. Até os invertebrados sofrem com as mudanças de tempo! Novela em quatro capítulos. *Quintas da Ciência*. Lisboa, Portugal, Fevereiro, 2008.

Costa, J.L., H.N. Cabral, P.R. Almeida, I. Domingos, M.L. Chaves, P. Chainho & M.J. Costa. A qualidade ecológica da água na avaliação de impacto ambiental. *II Conferência Nacional de Avaliação de Impactes*. Castelo Branco, Portugal, Outubro 2006.

Costa, J.L., P. Chainho, M.L. Chaves, H.N. Cabral, P.R. Almeida, I. Caçador, V. Brotas & M.J. Costa. The contribution of the Instituto de Oceanografia for the WFD implementation in Portugal: six years of studies. *IMAR Annual Meeting 2007*. Coimbra, Portugal, Dezembro 2007.

#### **Publicações submetidas**

Alves, A.S., H. Adão, J. Patrício, J.M. Neto, M.J. Costa & J.C. Marques. Submitted. Spatial distribution of subtidal meiobenthos along estuarine gradients at two Southern European estuaries (Portugal). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*.

Neto, J.M., J. Patrício, H. Teixeira, A. Baeta, H. Veríssimo, R. Pinto & J.C. Marques. Submitted. Long term macrobenthic ecological response to natural-human induced changes in a temperate atlantic estuary. Implications to management and restoration. *Ecological Indicators*.

Neto, J.M., J. Patrício, H. Teixeira, A. Baeta, H. Veríssimo, R. Pinto & J.C. Marques. Submitted. Ecological quality response of subtidal macrobenthic communities to natural and human induced changes in a NE Atlantic estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*

Patrício, J., J.M. Neto, H. Teixeira, F. Salas & J.C. Marques. Submitted. A multi-year comparison of ecological indicators of benthic macrofaunal community condition at a reference and eutrophic site in an estuarine system. *Marine Environmental Research*.

#### **Publicações em preparação**

Gamito, S., J. Patrício, P. Chainho, J.L. Costa, J.P. Medeiros, H. Adão, S. Alves, J.M. Neto, H. Teixeira. M.J. Costa, J.C. Marques. Em preparação. Effects of extreme events on the dynamics of transitional waters macroinvertebrates. *Ecological Modelling*.



Marques, J.C., M.J. Costa, P. Chainho, J. Patrício, J.L. Costa, H. Adão, S. Gamito, J.P. Medeiros, S. Alves, J.M. Neto & H. Teixeira. Em preparação. Os efeitos dos eventos extremos na avaliação da qualidade ecológica dos estuários portugueses – contributo do projecto EFICAS. *Recursos Hídricos*.

Patrício, J., Adão, H., Neto, J.M., Alves, A., Teixeira, H. & Marques, J.C. Em preparação. Nematodes vs macrofauna assemblages along an estuarine gradient in the Mondego estuary (Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*.

### **3.2. Modelos**

Foram produzidos modelos ecológicos para 4 espécies diferentes, nomeadamente os anfípodos *Corophium multisetosum* e *Corophium orientale*, o bivalve *Corbicula fluminea* e o isópode *Cyathura carinata*. Os dados existentes para os estuários do Mondego e do Mira permitiram construir a estrutura do modelo e garantir a sua estabilização. O funcionamento destes modelos poderá ser aferido em fases subsequentes, com a recolha de dados adicionais para estas espécies.

### **3.3. Bases de dados em SIG**

Tal como previsto, a informação de base recolhida no âmbito deste projecto foi armazenada, compilada, analisada e editada em formato SIG, encontrando-se disponível para consulta no IMAR-Coimbra. Os dados deste projecto estão disponíveis para utilização por entidades públicas, nomeadamente, no âmbito da aplicação de políticas ambientais, tendo a equipa do projecto a salvaguarda de exploração dos dados por 3 anos, com início na presente data.

### **3.4. Workshop**

No último ano do projecto EFICAS estava prevista a organização de um workshop, contando com a participação, não só da equipa de trabalho envolvida na execução do projecto e outros membros da comunidade científica, mas também com elementos ligados à Administração Central e Local e representantes dos utilizadores dos sistemas estuarinos. Pretendia-se com este evento divulgar os principais resultados obtidos no decorrer do projecto e receber contribuições dos diversos participantes, de modo a integrá-las nas conclusões finais do projecto.

O referido workshop, ao qual foi atribuída a designação “Avaliação da Qualidade Ecológica dos Estuários. Quando e Como?”, decorreu no dia 22 de Julho de 2008 no anfiteatro da Fundação da Faculdade de Ciências de Lisboa, de acordo com o programa apresentado em anexo. Nele participaram representantes do INAG, da APA, das Administrações de Região Hidrográfica, de diversas autarquias e de ONG's da área do Ambiente, investigadores do IPIMAR e de diferentes universidades espalhadas pelo país e ainda alguns estudantes de doutoramento e de mestrado. No total, o workshop contou com a presença de mais de 60 pessoas.

Na comunicação de abertura, Maria José Costa efectuou uma descrição do projecto EFICAS e dos trabalhos desenvolvidos para a sua concretização. Seguiu-se uma comunicação de Fernanda Rocha, do INAG, em que foi feito o ponto da situação relativamente à implementação da Directiva Quadro da Água (DQA) às zonas de transição portuguesas; e uma comunicação de João Carlos Marques, que descreveu os

pressupostos que estiveram na base do desenvolvimento do projecto EFICAS e salientou o modo como este poderá contribuir para dar resposta às necessidades de implementação da DQA. Seguiram-se então quatro comunicações com os resultados preliminares do projecto EFICAS e de outros estudos paralelos versando sobre a mesma temática, que pudessem ajudar a compreender melhor que impactos nas comunidades de invertebrados se devem à acção antrópica e quais os que resultam de variações naturais.

Helena Adão e Ana Sofia Alves debruçaram-se então sobre a variação da distribuição espacial das comunidades meiobentónicas em diferentes condições de pressão antropogénica. A comunicação pode ser resumida do modo que se segue. A variabilidade espacial de densidade e composição de comunidades subtidais de meiofauna e nemátodes de vida livre foi estudada em dois estuários portugueses, Mira (costa sudoeste) e Mondego (costa oeste), sujeitos a diferentes pressões antropogénicas, ao longo do gradiente de salinidade (de <0.5 até >30). Em ambos os estuários, os taxa Nematoda, Copepoda e Polychaeta dominaram as comunidades de meiofauna. Os padrões espaciais de densidade e composição das comunidades de meiofauna e nemátodes reflectiram o gradiente de salinidade, sendo influenciados por este factor de stress natural. Para além da salinidade, as propriedades do sedimento também influenciaram as comunidades e a diferença entre as respostas das comunidades ao stress antropogénico e natural não foram distinguidas. No entanto, a diferente composição trófica das comunidades de nemátodes do Mira e Mondego está relacionada com a diferente pressão antropogénica sentida neste dois sistemas, que se sobrepôs ao efeito da salinidade, tendo sido possível detectar o efeito do stress antropogénico nestes estuários.

De seguida, Joana Patrício e João Neto analisaram o modo como os macroinvertebrados reagem a perturbações naturais e induzidas pelo Homem e como diferentes ferramentas ecológicas captam essas respostas. Os principais aspectos focados nesta comunicação são descritos seguidamente. Até que ponto a resposta das comunidades bentónicas subtidais a eventos extremos naturais, como cheias e secas, altera a representação dos ecossistemas captada pela monitorização regular? Quais as suas implicações? Os nossos dados indicam que apesar das actividades antropogénicas serem um factor importante de perturbação dos sistemas costeiros, os eventos extremos naturais têm que ser tidos em conta na gestão deste tipo de sistemas dado o impacto que têm na estrutura das comunidades subtidais do estuário do Mondego. E como é que diferentes indicadores ecológicos capturam as alterações ecológicas que ocorreram no sistema ao longo do tempo? O índice de Margalef e a "Total Taxonomic Distinctness" foram os únicos indicadores a conseguir detectar diferenças significativas em termos espaciais e temporais entre as duas áreas intertidais consideradas. Apesar de alguns destes indicadores terem sido efectivos nesta separação, nenhum deles parece ser particularmente útil por si só na avaliação do estado ecológico do estuário, no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água.

José Lino Costa debruçou-se especialmente sobre o efeito das perturbações de origem natural nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos. O resumo desta comunicação pode ser feito do modo que se segue. No âmbito de vários programas de monitorização de espaços ribeirinhos localizados no estuário do Tejo, foram recolhidas, entre 1996 e 2007, diversas amostras de macroinvertebrados bentónicos, quer no intertidal, quer no subtidal. Estes dados foram utilizados com o objectivo de determinar os efeitos das

variações naturais na dinâmica das comunidades em análise e identificar de que modo poderão influenciar o seu estado de perturbação. Com esse fito foi testado o comportamento das métricas empregues mais frequentemente para avaliar o grau de perturbação das comunidades em diferentes habitats, épocas do ano e situações hidrológicas. Os resultados obtidos apontam para uma maior eficácia dessas métricas no subtidal, comparativamente ao intertidal. Além disso, é evidente a necessidade de adaptar as referidas métricas a diferentes épocas do ano / condições hidrológicas e habitats, tendo neste último caso em conta sobretudo o gradiente salino e a natureza do substrato. Face à grande variabilidade interanual observada, ficou ainda patente a necessidade de estabelecer uma periodicidade de monitorização deste tipo de sistemas inferior a três anos.

Na última comunicação, Paula Chainho e João Paulo Medeiros analisaram em detalhe as variações naturais em meio estuarino e o uso de indicadores com base em invertebrados. O resumo da sua comunicação é o seguinte. O estuário do Mira tem sido considerado como relativamente pristino, uma vez os níveis de actividade humana com potenciais impactes sobre o ecossistema aquático são significativamente menores do que nos restantes sistemas de transição portugueses. Apesar disso, este estuário está sujeito a um elevado stress natural devido ao regime irregular de caudais e à ocorrência de eventos extremos, que condicional a estrutura das comunidades de invertebrados. Os resultados obtidos apontam para uma grande instabilidade da composição faunística, quer entre diferentes épocas do ano, quer mesmo interanual. Apesar disso, a aplicação de índices biológicos mostra uma estabilidade dos resultados obtidos ao longo do gradiente estuarino, excepto nos limites superior e inferior do estuário. Tais resultados devem-se à dominância de um conjunto de espécies tolerantes, quer ao stress natural quer a pressões de origem antrópica e aponta para a necessidade de adaptar as classes de qualidade dos índices às diferentes regiões salinas. Estes resultados apontaram ainda para a necessidade de rever os limites físicos das massas de água identificadas no estuário do Mira, face a alterações hidrológicas recentes.

No final do workshop foi realizado um debate sobre a avaliação da qualidade ecológica dos estuários, tentando-se determinar qual a melhor altura e a melhor metodologia a empregar para o cumprimento desse objectivo. O debate foi lançado por João Carlos Marques, Maria José Costa, Rui Rodrigues (INAG), Margarida Cardoso da Silva (APA) e Carlos Vale (IPIMAR). De entre os temas analisados com maior profundidade podem ser destacados os seguintes:

- a) deverão as amostragens destinadas a avaliar a qualidade ecológica dos estuários ser realizadas no Inverno/Primavera ou no Verão/Outono?
- b) deverá essa análise ser efectuada apenas no subtidal ou também no intertidal?
- c) deverá a avaliação ser realizada exclusivamente a nível das comunidades, mediante a aplicação de índices desenvolvidos para o efeito, ou também englobar análises a nível dos organismos e recorrer ao emprego de métodos estatísticos gerais?
- d) de que forma é que a redução de caudais e outras alterações a nível do clima podem modificar as condições de referência dos sistemas estuarinos e como lidar com este constrangimento para avaliar correctamente a sua qualidade ecológica?

- e) De que modo é que os ensinamentos obtidos com a implementação da DQA podem ser aproveitados para a implementação da Directiva Estratégica para o Meio Marinho.

Como pretendido, as principais conclusões do debate do workshop ajudaram a suportar a análise integrativa do projecto.

## 4. CONCLUSÕES FINAIS

No âmbito do projecto EFICAS estava prevista a realização de 5 tarefas distintas: 1) Compilação de dados ambientais e biológicos já existentes; 2) Desenvolvimento de uma base de dados em suporte SIG; 3) Recolha de novos dados ambientais e biológicos; 4) Experiências em mesocosmos; 5) Integração dos dados.

Este relatório visa reportar as acções realizadas e os resultados obtidos no final do projecto, assim como elencar alguns aspectos que carecem de estudos adicionais para melhor clarificação.

A **Tarefa 1** foi completada com sucesso, tendo sido concretizado um vasto trabalho de pesquisa bibliográfica e de compilação das séries de dados biológicos e ambientais existentes para os dois estuários em estudo. Estes elementos encontram-se disponíveis no presente relatório e constituíram uma ferramenta essencial para o desenvolvimento das restantes tarefas.

A **Tarefa 2** foi finalizada e a base de dados em formato SIG encontra-se disponível. A informação relativa às estações de amostragem foi armazenada, compilada, analisada e editada em formato SIG. Os sistemas de informação geográfica (SIG) relativos aos estuários do Mondego e do Mira foram construídos em ArcView 8.3. A base de dados foi estruturada de modo a permitir a introdução de toda a informação recolhida nas campanhas de amostragem deste projecto e de estudos anteriores e a utilização desses elementos de uma forma flexível e capaz de dar resposta a diferentes solicitações.

A **Tarefa 3** foi finalizada em Dezembro de 2007 e incluiu um evento extremo de especial importância para o projecto, ou seja, a ocorrência de cheias em Novembro de 2006. De acordo com o definido nas metodologias adoptadas pela equipa de trabalho, foram recolhidas amostras de água, de sedimentos, de macroinvertebrados bentónicos e de meiofauna. Grande parte destas amostras foi processada em laboratório durante o período de execução do projecto - *e.g.* determinação analítica dos diferentes parâmetros físico-químicos da água e dos sedimentos e triagem, identificação, contagem e determinação de biomassas dos organismos.

A **Tarefa 4** foi finalizada no ano de 2008 e permitiu testar de forma independente dois factores limitantes para as comunidades de invertebrados bentónicos durante a ocorrência de cheias, a velocidade da corrente e a salinidade. Os resultados obtidos indicam um efeito cumulativo destes factores para algumas espécies, enquanto que outras são afectadas diferencialmente por cada um deles.

Para a execução da **Tarefa 5** foram efectuadas, numa primeira fase, uma análise dos factores naturais e antropogénicos que actuam sobre as comunidades biológicas dos sistemas estudados, utilizando dados recolhidos em estudos anteriores, e posteriormente integrados os elementos obtidos no âmbito da Tarefa 3. Nesta perspectiva, concluiu-se que, efectivamente, a sazonalidade é um factor determinante para as comunidades típicas de sistemas como os estuários do Mondego e do Mira, requerendo a estratificação temporal e a adaptação das metodologias existentes para avaliação do estado ecológico. Além disso, foram ainda desenvolvidos modelos ecológicos para algumas espécies chave dos estuários do Mira e do Mondego e testadas várias “forcing functions”, como o aumento ou diminuição de nutrientes e de salinidade

(mimetizando situações de seca ou cheia) e o incremento da temperatura (que se espera como resultado das alterações climáticas em curso), sendo ainda necessário validar os modelos com dados adicionais.

No âmbito deste projecto foram elaboradas 11 publicações científicas em revistas internacionais com revisão científica, 1 tese de doutoramento, 4 teses de mestrado, 8 comunicações orais e um painel em encontros internacionais e 3 comunicações em encontros nacionais. Encontram-se ainda submetidos 4 artigos para publicação e outros 3 estão em fase de preparação. Foram ainda produzidos 4 modelos para espécies chave dos estuários estudados, uma base de dados em SIG onde estão armazenados todos os dados gerados pelo projecto e um workshop de divulgação e discussão da temática junto de decisores e investigadores. Pode então concluir-se que a produção científica decorrente deste projecto ultrapassou largamente as metas propostas inicialmente até à data de elaboração deste relatório, e será certamente ampliada através de publicações posteriores à finalização do projecto.

O projecto permitiu um contributo bastante importante na área da avaliação ecológica em estuários sujeitos a variações sazonais bastante acentuadas, em especial com a ocorrência de eventos extremos, mas deixou ainda em aberto algumas questões que deverão ser alvo de estudos mais detalhados, destacando-se os seguintes aspectos:

- Aferição das métricas propostas com dados independentes;
- Definição de épocas e frequências de amostragem para estuários com variações sazonais acentuadas;
- Teste e validação das metodologias propostas em outros estuários com características distintas dos estudados e/ou incluídos em tipos diferentes;
- Harmonização/aferição de métodos de amostragem, malhas de rede e identificação taxonómica a seguir por todas as equipas a envolvidas na implementação da DQA.
- Identificação de possíveis impactos das alterações climáticas e adaptação das metodologias de avaliação da qualidade ecológica às alterações previstas;
- Análise dos padrões temporais de variação da meiofauna e teste das potencialidades deste elemento enquanto indicador de pressões humanas;
- Validação dos modelos desenvolvidos;

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adão, H. 2003. *Dinâmica das comunidades de meiofauna em sedimentos associados aos povoamentos de Zostera noltii no estuário do rio Mira*. Tese de Doutoramento, Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Adão, J., A. Alves, J. Patrício, J.M. Neto, M.J. Costa & J.C. Marques. Accepted. Spatial distribution of subtidal Nematoda communities along the salinity gradient in two Southern European estuaries (Portugal). *Acta Oecologica*.
- Alden, R.W., S.B. Weisberg, J.A. Ranasinghe & D.M. Dauer. 1997. Optimizing temporal sampling strategies for benthic environmental monitoring programs. *Marine Pollution Bulletin*, **34**: 913–922.
- Almeida, A.J. 1987. *Estuário do rio Mira. Estudo comparativo dos povoamentos de Zostera noltii e Zostera marina*. Relatório não publicado, FCUL, Lisboa, Portugal.
- Almeida, A.J. 1988. *Estrutura, dinâmica e produção da macrofauna acompanhante dos povoamentos de Zostera noltii e Zostera marina do estuário do rio Mira*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Almeida, A.J. 1992. L'importance des zosteres dans la conservation des ressources marines: 447-460. In: M.L. Franca, L.P. Nunes & M.R. Oliveira (eds.). *Colóquio "Conservação dos Recursos Vivos Marinhos"*. INIP, Lisboa, Portugal.
- Almeida, A.J. 1994. Macrofauna acompanhante de zosteráceas. Importância na conservação do meio marinho: 125-144. In: C. Almaça (ed.). *Professor Germano da Fonseca Sacarrão*. Museu Bocage, Lisboa, Portugal.
- Andrade, F. 1984. Estrutura bionómica da parte terminal do estuário do Rio Mira (V.N. Milfontes - Portugal). Breve caracterização geral e distribuição dos macroepipovoamentos bentónicos: 171-178. In: V.M. Marques (ed.). *Actas do IV Simpósio Ibérico de Estudos do Benthos Marinho*. Vol. I. FCUL, Lisboa, Portugal.
- Andrade, F. 1986. O estuário do Mira: caracterização geral e análise quantitativa da estrutura dos macropovoamentos bentónicos. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Andrade, F., M. Reis & P. Duarte. 1991. The dynamics of the tide excursion in the Mira estuary (Vila Nova de Milfontes, Portugal). A Lagrangian approach: pp. 49-55. In: M. Elliott & J.P. Ducrotoy (eds.). *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- Anónimo. 1992. *Limnologisk Metodik*. Københavns University, København, Denmark.
- Anónimo. 1995/96. *Recursos hídricos de Portugal continental e sua utilização*. 2 vols. INAG, Lisboa, Portugal.
- Anónimo. 1999. Definição da capacidade de suporte do estuário do Rio Mira para a instalação de estabelecimentos de aquacultura. Relatório não publicado, IMAR, Lisboa, Portugal.
- APHA. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. United Book Press, Baltimore, USA.
- Attrill, M.J. & M. Power. 2000. Effects on invertebrate populations of drought-induced changes in estuarine water quality. *Marine Ecology Progress Series*, **203**: 133–143.
- Bachelet, G., X. de Montaudouin & J.-C. Dauvin. 1996. The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon Bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **42**: 371-391.
- Bald, J., A. Borja, I. Muxika, J. Franco & V. Valência. 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin*, **50**: 1508–1522.
- Barata, L.M. 1997. Caracterização preliminar de emissões de efluentes de piscicultura semi-intensiva em meio estuarino. Tese de Mestrado, Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Bettencourt, A.M., S.B. Bricker, J.G. Ferreira, A. Franco, J.C. Marques, J.J. Melo, A. Nobre, L. Ramos, C.S. Reis, F. Salas, M.C. Silva, T. Simas & W. Wolff. 2004. *Typology and reference conditions for Portuguese transitional and coastal waters (TICOR)*. INAG & IMAR, Portugal.
- Bettencourt, A.M., F.M. Catarino, J. Seródio, M.J. Lança & M.J. Alves. 1993. V - Portugal: pp. 183-235. In: J.C. Lefeuvre (coord.). *Comparative Studies on Salt Marsh Processes*. Vol. I. Université de Rennes I, Rennes, France.

- Borja, A., J. Franco & V. Pérez. 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, **40**: 1100–1114.
- Borja, A., A.B. Josefson, A. Miles, I. Muxika, F. Olsgard, G. Phillips, J.G. Rodríguez & B. Rygg. 2007. An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, **55**:42-52.
- Borja, A. & I. Muxika. 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTIs Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality (Correspondence). *Marine Pollution Bulletin*, **50**: 787–789.
- Bruxelas, A.T., C.A. Ferreira & P.M. Albergaria. 1985. *Contribuição para o conhecimento de algumas biocenoses bentónicas da zona de influência salina do rio Mira, utilizando técnicas de análise multivariada*. Relatório de Estágio de Licenciatura, FCUL, Lisboa, Portugal.
- Campos, M.A. & P. Fonseca. 1985. *Aplicação de alguns métodos de análise numérica ao estudo da macrofauna bentónica do estuário do ro Mira*. Relatório de Estágio de Licenciatura, FCUL, Lisboa, Portugal.
- Carvalho, S., A. Moura, M.B. Gaspar, P. Pereira, L. Cancela da Fonseca, M. Falcão, T. Drago, F. Leitão & J. Regala. 2005. Spatial and inter-annual variability of the macrobenthic communities within a coastal lagoon (Óbidos Lagoon) and its relationship with environmental parameters. *Acta Oecologica*, **27**: 143–159.
- Catarino, F.M. & J. Serôdio. 1992. Final report on the vegetation studies developed in the Mira estuary, Portugal: 5.1-5.21. In: A.M. Bettencourt (coord.). *Comparative Studies of Salt Marsh Processes. Final Report of the Mira Estuary Studies*. Unpublished report, Évora University, FCUL, IST & CCDR Alentejo, Portugal.
- Chainho, P., J.L. Costa, M.L. Chaves, M.F. Lane, D.M. Dauer, & M.J. Costa. 2006. Seasonal and spatial patterns of distribution of subtidal benthic invertebrate communities in the Mondego River estuary, Portugal. *Hydrobiologia*, **555**: 59–74.
- Chainho, P., M.F. Lane, M.L. Chaves, J.L. Costa, M.J. Costa & D.M. Dauer. 2007a. Taxonomic sufficiency as a useful tool for typology in a poikilohaline estuary. *Hydrobiologia*, **587**: 63-78.
- Chainho, P. 2008. Contribution to the development of biotic integrity assessment tools for Portuguese estuaries based on benthic communities. Ph.D. Thesis, University of Lisbon, Lisbon, Portugal.
- Chainho, P., M.L. Chaves, J.L. Costa, M.J. Costa & D.M. Dauer 2008. Use of multimetric indices to classify estuaries with different hydromorphological characteristics and different levels of human pressure. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 1128-1137.
- Chainho, P., J.L. Costa, M.L. Chaves, D.M. Dauer & M.J. Costa 2007. The influence of seasonal variations in benthic communities on the use of biotic indices to assess the ecological status of poikilohaline estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 1586–1597.
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, **35**: 523–531.
- Cunha, M.R., M.H. Moreira & J.-C. Sorbe. 2000a. The amphipod *Corophium multisetosum* (Corophiidae) in Ria de Aveiro (NW Portugal). II. Abundance, biomass and production. *Marine Biology*, **137**: 651-660.
- Cunha, M.R., M.H. Moreira & J.-C. Sorbe. 2000b. The amphipod *Corophium multisetosum* (Corophiidae) in Ria de Aveiro (NW Portugal). I. Life history and aspects of reproductive biology. *Marine Biology*, **137**: 651-660.
- Cunha, M.R., M.H. Moreira & J.-C. Sorbe. 2000c. Predicting amphipods' brood size variation in brackish environments: an empirical model for *Corophium multisetosum* Stock, 1952 (Corophiidae) in Ria de Aveiro (NW Portugal). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **248**: 207–223.
- Dauvin, J.C. 2007. Paradox of estuarine quality: benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 271-281.
- Dauvin, J.C., T. Ruellet, N. Desroy & A.L. Janson, 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 241–257.
- de Paz, L., J. Patrício, J.C. Marques, A. Borja & A. Laborda. 2008. Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: a benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin*, **56**: 1275-1283.
- Elliot, M. & V. Quintino. 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 640-645.



- Ferreira, C.M. 1994. *Estrutura trófica da comunidade macrobentónica dos povoamentos de Zostera noltii Hornem e Zostera marina L. do estuário do rio Mira (Portugal)*. Tese de Mestrado, FCTUC, Coimbra, Portugal.
- Ferreira, J.G., A. Bettencourt, S.B. Bricker, J.C. Marques, J.J. Melo, A. Newton, A. Nobre, J. Patrício, F. Rocha, R. Rodrigues, F. Salas, M.C. Silva, T. Simas, C.V. Soares, P. Stacey, C. Vale, M. De Wit & W.J. Wolff. 2005. Monitoring plan for water quality and ecology of Portuguese transitional and coastal waters. Development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive. INAG & IMAR, Lisboa, Portugal.
- Ferreira, S.M., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, P.G. Cardoso & J.C. Marques. 2004. Population dynamics of *Cyathura carinata* (Isopoda) in a eutrophic temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **61**: 669-677.
- Flach, E., M. Lavaleye, H. de Stigter & L. Thomsen. 1998. Feeding types of the benthic community and particle transport across the slope of the N.W. European continental margin (Goban Spur). *Progress in Oceanography*, **42**: 209-231.
- Green, R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Willey-Interscience, London, U.K..
- Guerreiro, J.A. 1991. Ecologia, dinâmica e produção de *Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778) (Mollusca, Bivalvia) nos estuários dos rios Mira e Tejo (Portugal). Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- INAG. 2002. *Estudo dos limites de jusante dos estuários portugueses*. INAG, Lisboa, Portugal.
- Kevrekidis, T. 2005. Life history, aspects of reproductive biology and production of *Corophium orientale* (Crustacea: Amphipoda) in Monolimni Lagoon (Evros Delta, North Aegean Sea). *Hydrobiologia*, **537**: 53-70.
- Kevrekidis, T., T. Boubonari & V. Goutner. 2005. Seasonal variation in abundance of *Corophium orientale* (Crustacea: Amphipoda) in Monolimni Lagoon (Evros Delta, North Aegean Sea). *Belgian Journal of Zoology*, **135**: 171-173.
- Leitão, P.J. 1997. Cálculo do prisma de maré do estuário do rio Mira através da utilização de técnicas de detecção remota. Relatório de Estágio de Licenciatura, FCUL, Lisboa, Portugal.
- Lillebø, A.I., H. Teixeira, M.A. Pardal & J.C. Marques. 2007. Applying quality status criteria to a temperate estuary before and after the mitigation measures to reduce eutrophication symptoms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **72**: 177-187.
- Lincoln, R.J. 1979. British marine Amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History), London, UK.
- Loureiro, J., M.N. Nunes & O.F. Botelho. 1986. *Bacia hidrográfica do Rio Mira*: 465-499. In: Divisão de Hidrometria (ed.). *Monografias hidrológicas dos principais cursos de água de Portugal continental*. DGRAH, Lisboa, Portugal.
- Marques, J.C., A. Baeta, A.R. Trancoso, A.. Marcotegui, E.T. Rodrigues, F. Martinho, F. Salas, J. Patrício, J. Alves, J.M. Neto, L. Sebastião, M. Santos, M.G. Fontes, M.J. Martins, M.A. Pardal, R. Neves, R. Deus, R. Leitão & T. Verdelhos. 2004. *Caracterização do estuário do Mondego e estabelecimento de cenários de gestão em termos da qualidade da água e da integridade do ecossistema*. Relatório não publicado, IMAR e INAG, Portugal.
- Marques, J.C. & D. Bellan-Santini. 1985. Contribution à l'étude systématique et écologique des Amphipodes (Crustacea-Amphipoda) des côtes du Portugal. Premier inventaire des espèces (Gammariens et Caprelliens). *Ciências Biológicas. Ecologia e Sistemática*, **5**: 2999-353.
- Marques, J.C., P. Maranhão & M.A. Pardal. 1993. Human impact assessment on the subtidal macrobenthic community structure in the Mondego estuary (Western Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **37**: 403-419.
- Marques, J.C., I. Martins, C. Teles-Ferreira & S. Cruz. 1994. Population dynamics, life history, and production of *Cyathura carinata* (Kroyer) (Isopoda: Anthuridae) in the Mondego estuary, Western Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, **14**: 258-272.
- Marques, J.C., S.N. Nielsen, M.A. Pardal & S.E. Jørgensen. 2003. Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. *Ecological Modelling*, **166**: 147-168.
- Marques, J.C., M.A. Pardal, S.N. Nielsen & S.E. Jørgensen. 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecological Modelling*, **102**: 155-167.

- Marques, J.C., J.M. Neto, J. Patrício, R. Pinto, H. Teixeira & H. Veríssimo. 2007. *Monitorização do Estuário do Mondego: Alterações antropogénicas e seu impacto na qualidade ecológica. Resultados preliminares relativos à primeira avaliação dos efeitos da reabertura da comunicação entre os braços Norte e Sul no estado de eutrofização do sistema*. Relatório não publicado, IMAR & INAG, Portugal.
- Martins, I., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, M.R. Flindt & J.C. Marques. 2001. Hydrodynamics as a major factor controlling the occurrence of green macroalgae blooms in a eutrophic estuary: A case study on the influence of precipitation and river management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **52**: 165-177.
- Mota, C., C. Garrett, V. Mina, C. Carvalho & J. Ramalho. 1988. *Estudo ambiental da bacia hidrográfica do Rio Mira. Relatório de progresso*. DGQA, Lisboa, Portugal.
- Mouthon, J. 2001. Life cycle and populations dynamics of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Saone River at Lyon (France). *Hydrobiologia*, **452**: 109–119.
- Neto, J.M., J. Patrício, H. Teixeira, A. Baeta, H. Veríssimo, R. Pinto & J.C. Marques. Submitted. Quality assessment of benthic macroinvertebrates under the scope of WFD. P-BAT, the Portuguese Benthic Assessment Tool. *Ecological Indicators*.
- Patrício, J., J.M. Neto, H. Teixeira & J.C. Marques. 2007. Opportunistic macroalgae metrics for transitional waters. Testing tools to assess ecological quality status in Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 1887-1896.
- Patrício, J., J.M. Neto, H. Teixeira, F. Salas & J.C. Marques. Submitted. A multi-year comparison of ecological indicators of benthic macrofaunal community condition at a reference and eutrophic site in an estuarine system. *Marine Environmental Research*.
- Paul, J.F., K.J.Scott, D.E. Campbell, J.H. Gentile, C.S. Srobel, R.M. Valente, S.B. Weisberg, A.F. Holland & J.A. Ranasinghe. 2001. Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian Biogeographic Province. *Ecological Indicators*, **1**: 83–99.
- Pinto, R., J. Patrício, A. Baeta, B.D. Fath, J.M. Neto & J.C. Marques. 2008. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators*, **9**: 1-25.
- Platt, H. & R.M. Warwick. 1988. *Free-living marine nematodes*. Part II British Chromadorids. Synopsis of the British fauna (New series) n° 38, E.J. Brill, Leiden, The Netherlands.
- Proença Cunha, P., J.L. Dinis & R.P. Reis. 1997. *Avaliação das modificações antrópicas actuais nos sub-ambientes sedimentares do estuário do Mondego*. Relatório não publicado, IMAR, Portugal.
- Quintino, V., M. Elliott & A.M. Rodrigues. 2006. The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: Case studies at differing spatial scales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **330**: 368–382.
- Reiss, H. & I. Kröncke. 2005. Seasonal variability of benthic indices: An approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin*, **50**: 1490–1499.
- Rosenberg, R. 2001. Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina*, **65**: 107–119.
- Salas, F., H. Teixeira, C. Marcos, J.C. Marques & A. Pérez-Ruzafa. In press. Applicability of trophic index (TRIX) in transitional ecosystems: the Mar Menor coastal lagoon (Spain) and Mondego estuary (Portugal). *ICES Journal of Marine Science*.
- Salen-Picard, C. & D. Arlhac. 2002. Long-term changes in a Mediterranean benthic community: relationships between the Polychaete assemblages and hydrological variations of the Rhône River. *Estuaries*, **25**: 1121–1130.
- Sousa, R., A.J.A. Nogueira, M. Gaspar, C. Antunes, & L. Guilhermino 2008a. Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Muller, 1774): possible implications for ecosystem functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **18**: 1-7.
- Sousa, R., M. Rufino, M. Gaspar, C. Antunes, & L. Guilhermino. 2008b. Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Muller, 1774) in the River Minho Estuary, Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **18**: 98-110.
- Stribling, J.B., S.R. Moulton II & G.T. Lester. 2003. Determining the quality of taxonomic data. *Journal of the National American Benthological Society*, **22**: 621–631.
- Strickland, J.D.H. & T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *The Fisheries Research Board of Canada*, **167**: 1-311.
- Teixeira, H., F. Salas, A. Borja, J.M. Neto & J.C. Marques. 2008a. A benthic perspective in assessing the ecological status of estuaries: The case of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological indicators*, **8**: 404-416.

- Teixeira, H., F. Salas, J.M. Neto, J. Patrício, R. Pinto, H. Veríssimo, J.A. García-Charton, C. Marcos, A. Pérez-Ruzafa & J.C. Marques. 2008b. Ecological indices tracking distinct impacts along disturbance-recovery gradients in a temperate NE Atlantic Estuary - guidance on reference values. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **80**: 130-140.
- Vilela, H. 1975. A respeito de ostras. Biologia-exploração-salubridade. Secretaria de Estado das Pescas, Lisboa, Portugal.
- Vincx, M. 1996. Meiofauna in marine and freshwater sediments: 187-195. In: G.S. Hall (ed.). *Methods for the Examination of Organismal Diversity in Soils and Sediments*. Cab International, Wallingford, UK.
- Ward J.V., K. Tockner & F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, **15**: 125-139.
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, **49**: 728-739.
- Weisberg, S.B., J.A. Ranasinghe, D.M. Dauer, L.C. Schaffner, R.J. Diaz & J.B. Frithsen. 1997. An estuarine Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, **20**: 149-158.
- Wieser, W. 1953. Die beziehungen zwischen mundhöhlengestalt, ernährungsweise und vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. Eine ökologisch-morphologische studie. *Arkiv fur Zoologi*, **4**: 439-484.
- Zettler, M.L., D. Schiedek & B. Bobertz. 2007. Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the Southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 258-270.
- Zwarts, L., A. Blomert, P. Spaak & B. de Vries. 1994. Feeding radius, burying depth and siphon size of *Macoma balthica* and *Scrobicularia plana*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **183**: 193-212.

# ANEXOS

**ANEXO I.** Lista de espécies recolhidas nos estuários do Mondego e Mira, durante as campanhas de 2006, no âmbito do projecto EFICAS

	Mondego	Mira		Mondego	Mira
<b>Filo Cnidaria</b>			Família Hydrobiidae		
Classe Anthozoa			Hydrobiidae n.i.		X
Ordem Actiniaria			<i>Hydrobia ulvae</i> (Pennant, 1777)	X	X
Actiniaria n.i.	X	X	Family Littorinidae		
<b>Filo Platyhelminthes</b>			<i>Littorina littorea</i> (Linnaeus, 1758)	X	
Platyhelminthes n.i.	X	X	Família Rissoidae		
<b>Filo Nemertea</b>			<i>Pusillina inconspicua</i> (Alder, 1844)		X
Nemertea n.i.		X	Família Viviparidae		
Nemertea sp2		X	<i>Viviparus</i> sp.		X
Nemertea sp3		X	Ordem Neogastropoda		
Nemertea sp4		X	Família Buccinidae		
Família Oerstedtiidae			<i>Chauvetia brunnea</i> (Donovan, 1804)		X
<i>Oerstedtia dorsalis</i> (Abildgaard, 1806)	X		Família Nassariidae		
Família Tetrastemmatidae			<i>Nassarius incrassatus</i> (Ström, 1768)		X
<i>Tetrastemma melanocephalum</i> (Johnston, 1837)	X		<i>Nassarius pygmaeus</i> (Lamarck, 1822)		X
<b>Filo Mollusca</b>			<i>Nassarius reticulatus</i> (Linnaeus, 1758)		X
Classe Gastropoda			Família Turridae		
Gastropoda n.i.	X	X	Turridae n.i.		X
Ordem Basommatophora			Ordem Neotaenioglossa		
Família Planorbidae			Família Bithyniidae		
<i>Gyraulus</i> sp.		X	<i>Bithynia</i> sp.		X
Ordem Cephalaspidea			<i>Euspira pulchella</i> (Risso, 1826)		X
Família Haminoeidae			Classe Bivalvia		
<i>Haminoea navicula</i> (da Costa, 1778)		X	Bivalvia n.i.		X
Família Philinidae			Bivalvia spA		X
<i>Philine</i> sp.		X	Bivalvia spL		X
<i>Philine catena</i> (Montagu, 1803)		X	Ordem Myoida		
Família Retusidae			Família Corbulidae		
<i>Retusa truncatula</i> (Bruguière, 1792)		X	<i>Corbula gibba</i> (Olivi, 1792)		X
Ordem Heterostropha			Família Hiatellidae		
Família Ebalidae			<i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1767)		X
<i>Ebala nitidissima</i> (Montagu, 1803)		X	Família Pholadidae		
Ordem Mesogastropoda			<i>Barnea candida</i> (Linnaeus, 1758)		X
Família Calyptraeidae			Ordem Mytiloida		
<i>Calyptraea chinensis</i> (Linnaeus, 1758)		X	Família Mytilidae		
Família Cerithiidae			Mytilidae n.i.		X
<i>Bittium reticulatum</i> (da Costa, 1778)		X	<i>Modiolarca subpicta</i> (Cantraine, 1835)		X

**ANEXO I. (cont.)**

	Mondego	Mira		Mondego	Mira
<i>Modiolula phaseolina</i> (Philippi, 1844)	X	X	<b>Família Pharidae</b>		
<i>Modiolus modiolus</i> (Linnaeus, 1758)		X	<i>Phaxas pellucidus</i> (Pennant, 1777)		X
<i>Musculus discors</i> (Linnaeus, 1767)		X	Família Psammobiidae		
<i>Mytilus edulis</i> Linnaeus, 1758	X	X	<i>Gari fervensis</i> (Gmelin, 1791)		X
Ordem Nuculoida			Família Scrobiculariidae		
Família Nuculidae			<i>Abra</i> sp.		X
<i>Nucula</i> sp.		X	<i>Abra alba</i> (Wood W., 1802)	X	X
<i>Nucula nucleus</i> (Linnaeus, 1758)		X	<i>Abra nitida</i> (O.F. Mueller, 1776)	X	
Ordem Ostreoida			<i>Abra tenuis</i> (Montagu, 1803)		X
Família Anomiidae			<i>Scrobicularia plana</i> (da Costa, 1778)	X	X
<i>Anomia ephippium</i> Linnaeus, 1758		X	Família Solenidae		
Família Pectinidae			Solenidae n.i.	X	
<i>Chlamys varia</i> (Linné, 1758)		X	<i>Solen marginatus</i> Pulteney, 1799		X
Ordem Pholadomyoida			Família Tellinidae		
Família Thraciidae			<i>Tellina donacina</i> Linnaeus, 1758		X
<i>Thracia papyracea</i> (Poli, 1791)		X	Família Veneridae		
<i>Thracia villosiuscula</i> (MacGillivray, 1827)		X	<i>Callista chione</i> (Linnaeus, 1758)	X	X
Ordem Veneroida			<i>Chamelea gallina</i> (Linnaeus, 1758)		X
Família Astartidae			<i>Dosinia exoleta</i> (Linnaeus, 1758)		X
<i>Digitaria digitaria</i> (Linnaeus, 1758)		X	<i>Dosinia lupinus</i> (Linnaeus, 1758)		X
Família Cardiidae			<i>Gouldia minima</i> (Montagu, 1803)		X
<i>Cerastoderma</i> sp.	X		<i>Ruditapes decussatus</i> (Linnaeus, 1758)	X	
<i>Cerastoderma edule</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	<i>Venerupis senegalenis</i> (Gmelin, 1791)	X	X
<i>Cerastoderma glaucum</i> (Poirer, 1789)	X	X	<i>Venus casina</i> Linnaeus, 1758	X	X
<i>Parvicardium minimum</i> (Philippi, 1836)		X	<b>Filo Sipuncula</b>		
Família Corbiculidae			Sipuncula n.i.	X	X
<i>Corbicula fulminea</i> (Müller, 1774)	X	X	<b>Filo Annelida</b>		
Família Lucinidae			Classe Oligochaeta		
<i>Lucinoma borealis</i> (Linnaeus, 1767)		X	Oligochaeta n.i.	X	X
Família Mactridae			Oligochaeta spA		X
<i>Lutraria lutraria</i> (Linnaeus, 1758)		X	Oligochaeta spC		X
<i>Mactra stultorum</i> (Linnaeus, 1758)		X	Ordem Haplotaxida		
<i>Spisula elliptica</i> (Brown, 1827)	X	X	Família Tubificidae		
<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)		X	Tubificidae n.i.	X	X
<i>Spisula subtruncata</i> (da Costa, 1778)		X	<i>Brachiura sowerbyi</i> Beddard 1892		X
Família Montacutidae					
<i>Kurtiella bidentata</i> (Montagu, 1803)		X			

**ANEXO I. (cont.)**

	Mondego	Mira		Mondego	Mira
Classe Polychaeta			Ordem Oweniida		
Ordem Capitellida			Família Oweniidae		
Família Capitellidae			<i>Myriochele heeri</i> Malmgren, 1867		X
Capitellidae n.i.	X		<i>Owenia fusiformis</i> Delle Chiaje, 1842		X
<i>Capitella capitata</i> (O. Fabricius, 1780)	X	X	Ordem Phyllodocida		
<i>Capitella perarmata</i> (Gravier, 1911)	X		Família Glyceridae		
<i>Heteromastus</i> sp.	X		<i>Glycera</i> sp.	X	X
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)	X	X	<i>Glycera alba</i> (O.F. Müller, 1776)	X	X
<i>Mediomastus fragilis</i> Rasmussen, 1973	X	X	<i>Glycera convoluta</i> Keferstein, 1862		X
<i>Notomastus latericeus</i> Sars, 1851		X	<i>Glycera tridactyla</i> Schmarda, 1861	X	
Família Maldanidae			Família Hesionidae		
Maldanidae n.i.		X	<i>Gyptis</i> sp.		X
Ordem Cossurida			<i>Kefersteinia cirrata</i> (Keferstein, 1862)		X
Família Cossuridae			<i>Microphthalmus</i> sp.	X	
<i>Cossura coasta</i> Kitamori, 1960		X	<i>Ophiodromus flexuosus</i> (Delle Chiaje, 1825)		X
Ordem Eunicida			<i>Syllidia armata</i> Quatrefages, 1866		X
Família Dorvilleidae			Família Nephtyidae		
<i>Dorvillea</i> sp.		X	<i>Nephtys</i> sp.		X
<i>Ophryotrocha puerilis</i> Claparède & Metschnikow, 1869		X	<i>Nephtys cirrosa</i> Ehlers, 1868	X	X
Família Eunicidae			<i>Nephtys hombergii</i> Savigny in Lamarck, 1818		X
<i>Marphysa sanguinea</i> (Montagu, 1815)		X	<i>Nephtys hystricis</i> McIntosh, 1900		X
Família Lumbrineridae			Família Nereididae		
<i>Lumbrineris latreilli</i> Audouin & Milne Edwards, 1834		X	Nereididae n.i.	X	
<i>Scoletoma impatiens</i> (Claparède, 1868)	X		<i>Eunereis longissima</i> Johnston, 1840		X
Família Onuphidae			<i>Hediste diversicolor</i> (O.F. Müller, 1776)	X	X
Onuphidae n.i.		X	<i>Neanthes fucata</i> (Savigny, 1818)		X
<i>Diopatra neapolitana</i> Delle Chiaje, 1841		X	<i>Neanthes succinea</i> Frey and Leuckart, 1847	X	X
Ordem Ophelida			<i>Nereis irrorata</i> (Malmgren, 1868)		X
Família Opheliidae			<i>Nereis zonata</i> Malmgren, 1867		X
Opheliidae n.i.		X	Família Pholoidae		
<i>Armandia</i> sp.		X	<i>Pholoe inornata</i> Johnston, 1839		X
<i>Ophelia</i> sp.	X		<i>Pholoe minuta</i> (Fabricius, 1780)		X
<i>Ophelia neglecta</i> Schneider, 1892	X		Família Phyllodocidae		
Ordem Orbinida			Phyllodocidae n.i.	X	
Família Orbinidae			<i>Eulalia</i> sp.	X	
<i>Scoloplos</i> sp.		X	<i>Eumida sanguinea</i> (Ørsted, 1843)		X
<i>Scoloplos armiger</i> (Müller, 1776)	X	X	<i>Eteone</i> sp.		X

**ANEXO I. (cont.)**

	Mondego	Mira		Mondego	Mira
<i>Mysta picta</i> Quatrefages, 1866	X		Família Cirratulidae		
<i>Phyllodoce</i> sp.		X	<i>Aphelochaeta</i> sp.		X
<i>Phyllodoce laminosa</i> Savigny in Lamarck, 1818		X	<i>Cauleriella</i> sp.		X
<i>Phyllodoce longipes</i> Kinberg, 1866		X	<i>Chaetozone setosa</i> Malmgren, 1867	X	
Família Pilargiidae			<i>Tharyx</i> sp.	X	
<i>Ancistrosyllis</i> sp.		X	Família Magelonidae		
Família Polynoidae			<i>Magelona minuta</i> Eliason, 1962		X
<i>Harmothoe</i> sp.		X	<i>Magelona equilamellae</i> Harmelin, 1964		X
<i>Harmothoe imbricata</i> (Linnaeus, 1767)		X	Família Poecilochaetidae		
<i>Malmgreniella</i> sp.		X	<i>Poecilochaetus serpens</i> Allen, 1904		X
Família Sigalionidae			Família Spionidae		
<i>Fimbriosthenelais minor</i> (Pruvot & Racovitza, 1895)		X	Spionidae n.i.	X	
<i>Sthenelais boa</i> (Johnston, 1833)		X	<i>Aonides oxycephala</i> (Sars, 1862)		X
Família Syllidae			<i>Boccardia redeki</i> (Horst, 1920)		X
Eusyllinae n.i.		X	<i>Minuspio</i> sp.		X
<i>Autolytus</i> sp.	X	X	<i>Polydora</i> sp.	X	X
<i>Exogone</i> sp.		X	<i>Polydora caeca</i> (Örsted, 1843)	X	
<i>Myrianida brachycephala</i> (Marenzeller, 1874)	X		<i>Polydora ciliata</i> (Johnston, 1838)	X	X
<i>Parapionosyllis</i> sp.		X	<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802		
<i>Prosphaerosyllis</i> sp.		X	<i>Polydora websteri</i> Hartman in Loosanoff & Engle, 1943	X	
<i>Sphaerosyllis</i> sp.		X	<i>Polydora ligni</i> Webster, 1879	X	X
<i>Sphaerosyllis taylori</i> Perkins, 1981		X	<i>Prionospio</i> sp.		X
<i>Syllis</i> sp.		X	<i>Prionospio</i> spA		X
<i>Syllis gracilis</i> Grube, 1840		X	<i>Prionospio cirrifera</i> Wirén, 1883		X
Ordem Sabellida			<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> (Okuda, 1937)		X
Família Sabellidae			<i>Pseudopolydora pulchra</i> (Carazzi, 1895)		X
Sabellidae n.i.		X	<i>Pygospio elegans</i> Claparède, 1863	X	
<i>Branchiomma vesiculosum</i> (Montagu, 1815)		X	<i>Spio decoratus</i> Bobretzky, 1870		X
<i>Chone</i> sp.		X	<i>Spio filicornis</i> (Müller, 1776)	X	X
<i>Manayunkia aestuarina</i> (Bourne, 1883)	X		<i>Spio martinensis</i> Mesnil, 1896	X	X
<i>Jasmineira</i> sp.		X	<i>Spiophanes bombyx</i> (Claparède, 1870)		X
Familidae Serpulidae			<i>Streblospio shrubsolii</i> (Buchanan, 1890)	X	X
<i>Pomatoceros lamarcki</i> (Quatrefages, 1866)	X	X	Ordem Terebellida		
Ordem Spionida			Família Ampharetidae		
Família Chaetopteridae			Ampharetidae n.i.		X
<i>Spiochaetopterus costarum</i> (Claparède, 1869)		X	<i>Alkmaria romijni</i> (Grube, 1863)	X	X
			<i>Melinna palmata</i> Grube, 1870		X



**ANEXO I. (cont.)**

	Mondego	Mira		Mondego	Mira
Família Pectinariidae			<i>Erichthonius punctatus</i> (Bate, 1857)		
<i>Pectinaria auricoma</i> (O.F. Müller, 1776)		X	Família Lysianassidae		
<i>Pectinaria koreni</i> (Malmgren, 1866)		X	Lysianassidae n.i.		X
Família Pisionidae			Família Melitidae		
<i>Pisone remota</i> (Southern, 1914)	X		<i>Gammarella fucicola</i> (Leach, 1814)		X
Família Terebellidae			<i>Melita palmata</i> (Montagu, 1804)	X	X
Terebellidae n.i.		X	Família Oedicerotidae		
<i>Lanice conchilega</i> (Pallas, 1766)	X	X	<i>Perioculodes</i> sp.		X
<b>Filo Arthropoda</b>			<i>Pontocrates altamarinus</i> (Bate & Westwood, 1862)	X	X
Classe Arachnida			<i>Synchelidium</i> sp.		X
Ordem Trombidiformes			<i>Synchelidium haplocheles</i> (Grube, 1864)		X
Hydracarina n.i.		X	<i>Synchelidium maculatum</i> Stebbing, 1906		X
Classe Crustacea			Família Pariambidae		
Crustacea n.i.		X	<i>Pariambus typicus</i> (Krøyer, 1844)		X
Ordem Amphipoda			Família Photidae		
Amphipoda n.i.	X		<i>Megamphopus</i> sp.		X
Família Aoridae			Família Phoxocephaliidae		
<i>Leptocheirus pilosus</i> Zaddach, 1844	X	X	<i>Metaphoxus pectinatus</i> (Walker, 1896)	X	
<i>Microdeutopus</i> sp.		X	Família Pontoporeiidae		
<i>Microdeutopus algicola</i> Della Valle, 1893		X	<i>Bathyporeia sarsi</i> Watkin, 1938	X	
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i> Costa, 1853		X	Família Urothoidae		
<i>Microdeutopus versiculatus</i> (Bate, 1856)		X	<i>Urothoe brevicornis</i> Bate, 1862	X	
Família Caprellidae			<i>Urothoe intermedia</i> Bellan-Santini & Ruffo, 1986		X
<i>Phtisica marina</i> Slabber, 1769		X	Ordem Cumacea		
Família Corophiidae			Cumacea n.i.	X	X
<i>Corophium</i> sp.	X	X	Família Bodotriidae		
<i>Corophium acherusicum</i> Costa, 1851	X	X	<i>Bodotria scorpioides</i> (Montagu, 1804)		X
<i>Corophium orientale</i> Schellenberg, 1928		X	Ordem Cirripeda		
Família Dexaminidae			Família Balanidae		
<i>Dexamine spinosa</i> (Montagu, 1813)		X	<i>Balanus improvisus</i> Darwin, 1854		X
Família Gammaridae			Ordem Decapoda		
Gammaridae n.i.	X		Família Atylidae		
<i>Gammarus</i> sp.	X	X	<i>Atyaephyra desmaresti</i> (Millet, 1831)		X
<i>Gammarus insensibilis</i> Stock, 1966	X	X	<i>Atylus guttatus</i> (Costa, 1851)		X
<i>Gammarus locusta</i> Linnaeus, 1758	X		Família Callianassidae		
Família Ischyroceridae			<i>Callianassa tyrrhena</i> (Petagna, 1792)		X
Ischyroceridae n.i.		X			

**ANEXO I. (cont.)**

	Mondego	Mira		Mondego	Mira
Família Crangoniidae			<i>Dynamene magnitorata</i> Holdich, 1968		X
<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus, 1758)	X		<i>Lekanesphaera hookeri</i> (Leach, 1814)		X
Família Diogenidae			<i>Lekanesphaera levii</i> (Argano & Ponticelli, 1981)	X	X
<i>Diogenes pugilator</i> (Roux, 1829)		X	<i>Lekanesphaera monodi</i> (Arcangeli, 1934)		X
Família Paguridae			<i>Lekanesphaera rugicauda</i> (Leach, 1814)	X	X
<i>Anapagurus hyndmanni</i> (Bell, 1845)		X	Ordem Mysidacea		
Família Palaemonidae			Família Mysidae		
<i>Palaemonetes antennarius</i> (H. Milne-Edwards, 1837)		X	Mysidae n.i.	X	
Família Portunidae			<i>Gastrosacus spinifer</i> (Goës, 1864)	X	
<i>Carcinus</i> sp.	X		<i>Gastrosaccus sanctus</i> (Van Beneden, 1861)		X
<i>Carcinus maenas</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	<i>Neomysis integer</i> (Leach, 1814)	X	
<i>Liocarcinus depurator</i> (Linnaeus, 1758)		X	<i>Paramysis nouveli</i> Labat, 1953	X	
<i>Liocarcinus marmoreus</i> (Leach, 1814)		X	Ordem Tanaidacea		
Família Pinnotheridae			Família Apseudidae		
<i>Pinnotheres pisum</i> (Linnaeus, 1767)		X	<i>Apseudes</i> sp.		X
Família Processidae			Família Leptocheliidae		
<i>Processa canaliculata</i> Leach, 1896		X	<i>Leptochelia savignyi</i> (Krøyer, 1842)		X
Família Upogebiidae			<i>Heterotanaïs oerstedii</i> (Krøyer, 1842)		X
<i>Upogebia deltaura</i> (Leach, 1815)		X	Família Leptognathiidae		
<i>Upogebia pusilla</i> (Petagna, 1792)		X	<i>Pseudoparatanaïs batei</i> (G. O. Sars, 1882)		X
Ordem Isopoda			Família Nototanaididae		
Família Anthuridae			<i>Tanaissus</i> sp.		X
<i>Cyathura carinata</i> (Krøyer, 1847)	X	X	Família Paratanaididae		
Família Chaetiliidae			Paratanaididae n.i.	X	
<i>Saduriella losadai</i> Holthuis, 1964	X		Classe Insecta		
Família Cirolanidae			Insecta n.i.		X
<i>Eurydice spinigera</i> Hansen, 1890	X		Ordem Diptera		
Família Gnathiidae			Diptera n.i.	X	X
Gnathiidae n.i.		X	Família Ceratopogonidae		
<i>Paragnathia formica</i> (Hesse, 1864)	X	X	Ceratopogonidae n.i.		X
Família Idoteidae			Dasyheleinae n.i.		X
Idoteidae n. i.		X	Família Chironomidae	X	
<i>Idotea chelipes</i> (Pallas, 1766)		X	Chironomidae n.i.	X	X
<i>Idotea granulosa</i> Rathke, 1843	X		Família Dolichopodidae		
Família Sphaeromatidae			Dolichopodidae n.i.		X
Sphaeromatidae n.i.		X	Família Empididae		
<i>Dynamene bidentata</i> (Adams, 1800)		X	Empididae n.i.		X

**ANEXO I. (cont.)**

	Mondego	Mira		Mondego	Mira
Família Ephydriidae			Ordem Trichoptera		
Ephydriidae n.i.		X	Trichoptera n.i.		X
Família Limoniidae			Família Ecnomidae		
Limoniidae n.i.		X	Ecnomidae n.i.		X
Família Rhagionidae	X		Família Hydroptilidae		
Rhagionidae n.i.	X	X	Hydroptilidae n.i.		X
Família Simuliidae			Família Polycentropodidae		
Simuliidae n.i.		X	Polycentropodidae n.i.		X
Ordem Coleoptera			Classe Pycnogonida		
Coleoptera n.i.		X	Ordem Pantopoda		
Família Dytiscidae			Família Callipallenidae		
<i>Ilybius</i> sp.		X	<i>Callipallene brevirostris</i> (Johnston, 1837)		X
Família Gyrinidae			Família Nymphonidae		
Gyrinidae n.i.		X	<i>Nymphon brevirostre</i> Hodge, 1863		X
Família Scirtidae			<b>Filo Echinodermata</b>		
Scirtidae n.i.		X	Classe Stelleroidea		
Order Ephemeroptera			Ordem Ophiura		
Família Caenidae			Família Amphiuroidae		
Caenidae n.i.	X	X	<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje, 1828)		X
Família Leptophlebiidae					
<i>Paraleptophlebia</i> sp.		X			
Família Oligoneuriidae					
<i>Oligoneuriella rhenana</i> (Imhoff, 1852)		X			
Família Polymitarcidae					
<i>Ephoron virgo</i> (Olivier, 1791)	X				
Ordem Hemiptera					
Família Corixidae					
Corixidae n.i.		X			
<i>Micronecta</i> sp.		X			
Corixinae n.i.		X			
Ordem Megaloptera					
Família Sialidae					
<i>Sialis</i> sp.		X			
Ordem Plecoptera					
Plecoptera n.i.		X			
Família Nemouridae					
Nemouridae n.i.		X			

**ANEXO II.** Resultados dos parâmetros medidos na matriz água durante os ciclos de 12 horas para medição da velocidade da corrente, para as campanhas de Junho, Setembro e Novembro de 2006, no estuário do Mira (Velocidade – velocidade média da corrente).

		Período Horário											
Parâmetros		1	2	3	4	5	6	7	8	98	10	11	12
Junho 2006	Temperatura (°C)	24,9	25,1	25,0	25,0	24,9	24,7	24,6	24,3	24,3	24,4	24,6	24,7
	Condutividade(mS.cm <sup>-3</sup> )	38,6	36,8	36,5	37,8	41,0	43,6	45,5	47,5	47,5	46,8	44,7	42,8
	Salinidade	24,5	23,2	23,0	23,97	26,3	28,1	29,5	30,9	31,1	30,4	28,9	27,5
	pH	7,3	7,3	7,4-	7,6	7,7	7,7	7,8	7,8	7,8	7,7	7,6	7,5
	O <sub>2</sub> dissolvido (%)	79,9	81,3	77,1	80,3	77,4	74,5	71,8	69,4	68,9	66,7	71,5	73,2
	O <sub>2</sub> dissolvido (mg.l <sup>-1</sup> )	5,8	5,9	5,6	5,8	5,5	5,3	5,1	4,9	4,8	4,7	5,1	5,2
	Velocidade (m.s <sup>-1</sup> )	0,285	0,005	0,006	0,095	0,180	0,159	0,082	0,071	0,191	0,419	0,466	0,188
		Período Horário											
Parâmetros		1	2	3	4	5	6	7	8	98	10	11	12
Setembro 2006	Temperatura (°C)	25,0	25,1	25,3	25,6	25,4	25,4	25,2	24,7	24,1	23,9	24,5	24,8
	Condutividade(mS.cm <sup>-3</sup> )	46,0	43,7	41,2	39,7	40,3	44,1	47,5	49,8	51,7	52,2	51,0	49,6
	Salinidade	29,8	28,1	26,4	25,3	25,7	28,4	30,0	32,6	34,0	34,4	33,5	32,4
	pH	7,7	7,8	7,3	7,3	7,4	7,5	7,6	7,7	7,8	7,8	7,7	7,6
	O <sub>2</sub> dissolvido (%)	63,2	55,5	42,4	40,0	40,6	42,8	45,3	43,8	46,5	44,2	41,5	40,2
	O <sub>2</sub> dissolvido (mg.l <sup>-1</sup> )	4,4	3,9	3,0	2,8	2,8	3,0	3,1	3,0	3,2	3,1	2,9	2,8
	Velocidade (m.s <sup>-1</sup> )	0,317	0,293	0,202	0,169	0,179	0,232	0,303	0,171	0,186	0,109	0,299	0,337
		Período Horário											
Parâmetros		1	2	3	4	5	6	7	8	98	10	11	12
Novembro 2006	Temperatura (°C)	16,4	16,9	17,2	17,4	17,6	17,4	16,8	16,4	16,2	16,0	15,8	16,2
	Condutividade(mS.cm <sup>-3</sup> )	12,4	17,3	22,9	26,7	21,1	17,2	18,1	8,7	5,4	3,5	1,7	5,5
	Salinidade	7,2	10,2	13,9	16,4	12,6	10,1	7,0	4,5	2,9	1,8	0,9	3,0
	pH	7,3	7,5	7,6	7,7	7,6	7,5	7,3	7,4	7,3	7,3	7,4	7,9
	O <sub>2</sub> dissolvido (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	O <sub>2</sub> dissolvido (mg.l <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Velocidade (m.s <sup>-1</sup> )	0,020	0,043	0,106	0,053	0,279	0,320	0,458	0,266	0,232	0,237	0,000	0,184

**ANEXO II.** Resultados dos parâmetros medidos na matriz água (S: superfície e F: fundo) durante os ciclos de 12 horas para medição da velocidade da corrente, nas campanhas de Junho, Setembro e Novembro de 2006, no estuário do Mondego, para marés de grande amplitude, em 2 locais (10: braço Norte e 3: braço Sul).

		Maré de Grande Amplitude												
		PeríodoHorário												
Parâmetros	Local	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
pH	3	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O <sub>2</sub> dissolvido (%)	3	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O <sub>2</sub> dissolvido (mg.l <sup>-1</sup> )	3	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Temperatura (°C)	3	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Salinidade	3	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turbidez (m)	3	n.a.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	n.a.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Profundidade (m)	3	n.a.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	n.a.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Velocidade (m.s <sup>-1</sup> )	3	F	0,1733	0,1598	0,3410	0,5965	0,3768	0,3522	0,5085	0,4402	0,2943	0,1629	0,1922	0,4059
	10	F	0,4689	0,2507	0,3369	0,2977	0,4126	0,3185	0,3835	0,2984	0,4557	0,2932	0,3458	0,5304

" - " - parâmetros não medidos, n.a. - não aplicável

**ANEXO II (cont)**

Parâmetros	Local		Período Horário											
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
pH	3	S	7,745	7,478	7,515	7,556	7,613	7,605	7,59	7,586	7,58	7,524	7,837	7,774
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	7,745	7,434	7,457	7,478	7,551	7,597	7,588	7,603	7,598	7,539	7,885	7,761
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O <sub>2</sub> dissolvido (%)	3	S	73	77	84	78	79	78	79	80	81	86	89	87
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	74	76	77	87	80	79	77	79	81	85	84	80
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
O <sub>2</sub> dissolvido (mg.l <sup>-1</sup> )	3	S	6,6	7	7,6	7,3	7,9	7,8	7,8	8	8	8,4	8,4	8
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	6,7	6,6	6,8	7,8	7,4	7,7	7,7	7,9	7,8	8,3	8,2	7,5
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Temperatura (°C)	3	S	20,1	20,3	20,1	18,8	16,1	16,1	16,1	15,7	16,1	16,8	18,6	20,1
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	19,7	21	20,2	20,3	19,5	17	15,6	15,8	16	17	16,8	18,8
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Salinidade	3	S	27,2	27,2	27,5	26,6	33	33,3	33,5	34,1	33,9	33,6	31,3	29
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10	S	20	14,7	20,2	20,6	23,7	30,8	33,7	33,8	33,4	33	32,9	26,9
		F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turbidez (m)	3	n.a.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	10	n.a.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Profundidade (m)	3	n.a.	1,5	1,5	1,5	2,5	4,4	3,7	4,2	3,8	3,8	3,7	3,4	2,5
	10	n.a.	2,5	2,5	2,5	3	5,5	6,3	7,7	7,3	7	6,4	5,7	4,9
Velocidade (m.s <sup>-1</sup> )	3	F	0,4643	0,2903	0,2723	0,5811	0,4289	0,5404	0,3301	0,2744	0,3301	0,6614	0,5542	0,5473
	10	F	0,3448	0,1675	0,3073	0,4006	0,6077	0,5625	0,4123	0,2142	0,2738	0,3974	0,557	0,2359

" - " - parâmetros não medidos, n.a. - não aplicável

**ANEXO II (cont)**

Parâmetros	Local	Período Horário												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
pH	3	S	7,533	7,41	7,687	7,822	7,908	7,842	8,139	8,163	8,09	8,104	7,782	7,945
		F	7,858	7,689	7,723	7,797	7,85	7,802	8,047	7,993	8,067	8,068	7,859	7,931
	10	S	7,398	8,355	8,566	8,388	8,236	8,264	8,387	8,203	8,621	8,368	7,524	8,018
		F	7,564	8,096	8,173	7,954	7,772	7,932	8,038	8,003	7,995	7,867	7,587	7,733
O <sub>2</sub> dissolvido (%)	3	S	83	81	84	91	90	93	89	94	86	92	92	96
		F	96	83	88	87	81	87	86	83	86	89	87	98
	10	S	92	92	92	91	92	95	96	95	95	95	92	92
		F	91	96	96	87	74	87	91	82	81	88	93	98
O <sub>2</sub> dissolvido (mg.l <sup>-1</sup> )	3	S	6	5,9	6,3	6,7	6,6	6,8	6,4	6,7	5,8	6,5	6,6	7,2
		F	7,1	6,2	6,6	6,3	5,4	6	6	5,7	6	6,3	6,1	6,9
	10	S	6,7	6,8	6,8	6,8	6,8	7,1	7	6,9	7	7	6,8	6,9
		F	6,8	7,7	7,1	6,6	5,1	6,2	6	5,6	5,7	6,2	6,8	7,1
Temperatura (°C)	3	S	11	10	9,8	11	11	10,8	12	11,5	14,8	12,7	12,7	11,3
		F	10,5	9,8	10,1	11,1	11,7	14,4	15,5	15,5	15,3	13,9	12,8	12,3
	10	S	11,1	9,9	9,9	9,6	10	10,4	11,4	11,4	10,4	10,1	10	10,3
		F	11	9,8	9,5	9,7	14,9	12,6	15,8	15,9	14,7	13,8	14,1	11,8
Salinidade	3	S	15,7	13,5	13,5	7,3	7	3,5	13,8	8,2	25,8	16,9	17,7	17,4
		F	16	13,3	16,7	10,5	15,1	29,4	32	31,5	29,9	24	18,5	17,7
	10	S	4,9	0	0	0	0	0,7	3,7	3,4	0,4	0,6	1,6	7,7
		F	5	0,2	0	1	17,3	15,4	32,5	32,8	28	24,7	24,9	11,6
Turbidez (m)	3	n.a.	0,5	0,5	0,6	1,3	1,1	1	1,3	1,4	1	1,3	1	0,8
	10	n.a.	1,2	0,6	0,6	1	1	1	1,4	1,5	1	1	1	1
Profundidade (m)	3	n.a.	1,5	1,5	1,5	1,9	3,5	4	4,3	4,3	3,6	3	2,6	2,2
	10	n.a.	2,8	2	1,9	2,4	2,8	3,3	4	4,2	4,2	3,8	3,7	2,9
Velocidade (m.s <sup>-1</sup> )	3	F	0,3589	0,1224	0,0633	0,5047	0,7553	1,2842	1,2686	-	0,6282	1,4082	1,6725	1,3761
	10	F	0,6007	0,5053	0,2855	0,2002	0,4475	0,4271	0,3594	0,2184	0,3488	0,5767	0,8756	0,7281

" - " - parâmetros não medidos, n.a. – não aplicável

**ANEXO III. Programa do workshop “AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA DOS ESTUÁRIOS. QUANDO E COMO?”**

**WORKSHOP  
“AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA DOS ESTUÁRIOS.  
QUANDO E COMO?”**

22 DE JULHO DE 2008

ANFITEATRO DA FUNDAÇÃO - 3º PISO - EDIFÍCIO C1  
CAMPUS DA FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DE LISBOA  
CAMPO GRANDE  
LISBOA

A implementação da Directiva-Quadro da Água trouxe novos desafios à comunidade científica e aos decisores, no que diz respeito à monitorização da qualidade ecológica da água, em especial nos sistemas estuarinos. A adaptação de ferramentas de avaliação do estado ecológico (índices biológicos) às características específicas dos estuários portugueses é particularmente dificultada pela ocorrência de variações sazonais, inter-anuais e pela ocorrência de eventos extremos (cheias e secas), cujos efeitos se podem sobrepor aos da pressão humana. A necessidade de incorporar as variações naturais na definição das condições pristinas e o facto de estar prevista uma frequência de monitorização trienal das comunidades de macroinvertebrados bentónicos, requerem a compreensão da influência das variações temporais no desempenho dessas ferramentas de avaliação. É para debater estas questões e ajudar a responder aos desafios que elas colocam, que se realiza o presente Workshop, organizado no âmbito do projecto EFICAS - *“Efeitos dos caudais dulciaquícolas sobre as comunidades de invertebrados macrobentónicos, na perspectiva da avaliação da qualidade ecológica dos estuários”*, que se encontra a ser desenvolvido conjuntamente pelo IMAR de Coimbra e o Instituto de Oceanografia da FCUL e que tem a Fundação para a Ciência e a Tecnologia como entidade financiadora.



## PROGRAMA

14.00h – **Abertura – O projecto EFICAS e o Workshop “Avaliação da Qualidade Ecológica dos Estuários. Quando e Como?”** por *Maria José Costa\** (IO/FCUL).

14.15h – **A implementação da Directiva-Quadro da Água nos estuários portugueses** por *Fernanda Rocha\** (INAG).

14.30h – **Panorâmica sobre a evolução do estuário do Mondego desde a década de 1980. Pistas para o projecto EFICAS** por *João Carlos Marques\** (IMAR Coimbra).

14.45h – **Variação da distribuição espacial das comunidades meiobentónicas de sedimentos estuarinos sujeitos a diferentes níveis de pressão antropogénica: estuários do Mira e Mondego** por *Helena Adão\* & Ana Sofia Alves\** (Universidade de Évora).

15.00h – **Será que os macroinvertebrados reagem a perturbações naturais ou induzidas pelo Homem? Como é que diferentes ferramentas ecológicas captam essas respostas? O estuário do Mondego como caso de estudo** por *Joana Patrício\*, João Magalhães Neto, Heliana Teixeira & João Carlos Marques* (IMAR Coimbra).

15.15h – **O efeito das perturbações de origem natural nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos do estuário do Tejo: resultados de 12 anos de estudos** por *José Lino Costa\*, Gilda Silva, Tadeu Pereira, Ana Luísa Rego, Carla Azeda, Henrique Cabral, Pedro Raposo de Almeida & Maria José Costa* (IO/FCUL).

15.30h – **As variações naturais no estuário do Mira e o uso de indicadores com base em invertebrados** por *Paula Chainho\*, João Paulo Medeiros\*, José Lino Costa & Maria José Costa* (IO/FCUL).

15.45h – **Intervalo para café**

16.00h – **Mesa redonda - avaliação da qualidade ecológica dos estuários. Quando e como?** com a participação de *João Carlos Marques* (IMAR Coimbra), *Maria José Costa* (IO/FCUL), *Rui Rodrigues* (INAG), *Margarida Cardoso da Silva* (APA) & *Carlos Vale* (IPIMAR).

17.00h – **Encerramento**

\* Orador(es)