



LABORATÓRIO NACIONAL
DE ENGENHARIA CIVIL

MODELAÇÃO DA DINÂMICA DO ZOOPLÂNCTON NA RIA DE AVEIRO

Marta Filipa Gomes Rodrigues

Bolseira, LNEC

LISBOA • 2009

Dissertação elaborada no Laboratório Nacional de Engenharia Civil em 2008 para obtenção do grau de Mestre em Ciências do Mar e das Zonas Costeiras pela Universidade de Aveiro

TESES DE MESTRADO LNEC

RODRIGUES, Marta

Engenheira do Ambiente, Mestre em Ciências do Mar e das Zonas Costeiras
Departamento de Hidráulica e Ambiente

Teses de Mestrado é uma colecção editorial do Laboratório Nacional de Engenharia Civil destinada a divulgar os trabalhos de investigação realizados por Estagiários de Investigação e Bolseiros do LNEC e de que resultaram Teses apresentadas em concursos para Mestre.

Editado na mesma colecção:

- TM 23 SILVA, Delta Sousa e — *À espera da cheia? Paradoxos da modificação do ambiente por via da tecnologia.* (2006)
- TM 24 SANTOS, Ricardo — *Enquadramento das análises de risco em geotecnia.* (2007)
- TM 25 MARECOS, Vânia — *Controlo da segurança de pontes em tempo real.* (2008)
- TM 26 MATA, Juan — *Aplicação de redes neuronais ao controlo de segurança de barragens de betão.* (2008)
- TM 27 ANJOS, Marta do Vale — *A estatuária de pedra dos jardins do Palácio Nacional de Queluz. Formas de degradação, enquadramento, tratamentos e avaliação.* (2008)

Copyright © LABORATÓRIO NACIONAL DE ENGENHARIA CIVIL, I. P.
Divisão de Divulgação Científica e Técnica
AV DO BRASIL 101 • 1700-066 LISBOA
e-e: livraria@lnec.pt
www.lnec.pt

Editor: LNEC

Colecção: Teses de Mestrado LNEC

Série: TM 28

1.ª edição: 2009

Tiragem: 100 exemplares

Descritores: Ria de Aveiro / Zooplâncton / Hidrodinâmica de estuários / Modelo de simulação / Tese / PT

Descriptors: Ria de Aveiro / Zooplankton / Estuarine hydrodynamic / Simulation model / Thesis / PT

CDU 556.541.5:574.583(043)(469)

ISBN 978-972-49-2167-9

RESUMO

O zooplâncton, composto maioritariamente por copépodes em diferentes estágios de desenvolvimento, é uma das principais comunidades biológicas da teia trófica estuarina. Esta comunidade é responsável pela transferência de nutrientes e de energia para níveis tróficos superiores, sendo o principal alimento para larvas de peixes, e pode também desempenhar um papel relevante no controlo de *blooms* de algas. Assim, a compreensão dos factores que afectam a dinâmica do zooplâncton nos estuários é de especial importância, constituindo os modelos numéricos, devidamente validados com dados, ferramentas úteis no estudo desta dinâmica.

No presente estudo desenvolveu-se um novo modelo para simular a dinâmica ecológica da Ria de Aveiro. Este modelo tridimensional, ECO-SELFE, resulta do acoplamento de um modelo hidrodinâmico de malhas não-estruturadas, SELFE, e da extensão do modelo ecológico EcoSim 2.0 para simular a dinâmica do zooplâncton. O modelo acoplado, de aplicação genérica a qualquer sistema estuarino e costeiro, permite a simulação de várias variáveis ecológicas (zooplâncton, fitoplâncton, bacterioplâncton, matéria orgânica dissolvida e particulada, nutrientes inorgânicos e carbono inorgânico dissolvido), considerando os ciclos do carbono, do azoto, do fósforo, da sílica e do ferro. A formulação adoptada para a simulação da dinâmica do zooplâncton baseia-se em resultados de trabalhos de investigação realizados na Ria de Aveiro. Os testes sintéticos realizados preliminarmente evidenciaram o bom desempenho do modelo acoplado em termos de conservação de massa e permitiram reproduzir de forma adequada a dinâmica zooplâncton-fitoplâncton num sistema fechado. Dado que uma das principais dificuldades na aplicação de modelos ecológicos complexos a sistemas reais consiste no elevado número de parâmetros de entrada, realizou-se uma análise de sensibilidade à influência destes parâmetros nos resultados finais do modelo. Esta análise evidenciou que os parâmetros relativos ao crescimento do fitoplâncton dependente da temperatura, à ingestão de alimento pelo zooplâncton e às taxas de mortalidade e de excreção do zooplâncton são dos que mais influenciam os resultados do modelo.

A aplicação do modelo à Ria de Aveiro, considerando um total de 23 traçadores ecológicos, revelou que o modelo representa de forma razoável a dinâmica ecológica ao longo da Ria durante os períodos simulados (Outono de 2000 e Primavera de 2001), para além de reproduzir adequadamente a hidrodinâmica e o transporte de escalares neste sistema. Uma análise preliminar da dinâmica deste ecossistema sugere a importância da especificação adequada das condições de fronteira e das parametrizações dos processos nas simulações ecológicas, evidenciando também a complexidade associada à sua dinâmica.

Palavras-chave: Modelação ecológica, Hidrodinâmica, Zooplâncton, Ria de Aveiro

ABSTRACT

Zooplankton, composed mostly by copepods in several stages of development, is one of the most important biological communities in the estuarine food web. This community is responsible from the transfer of nutrients and energy to the upper trophic levels, being the main food for fish larvae, and can have an important role in the control of algal blooms. Thus, understanding the factors that affect the distribution of estuarine zooplankton is relevant in terms of estuarine management. Numerical models, properly validated with data, are useful tools for both science and management.

In order to simulate the ecological dynamics in the Ria de Aveiro, a new model was developed. This 3D model, ECO-SELFE, results from the coupling between the unstructured grid, hydrodynamic model SELFE and the ecological model EcoSim 2.0, extended herein to simulate the zooplankton dynamics. The coupled model, which can be applied to any estuarine or coastal system, allows the simulation of several ecological tracers (zooplankton, phytoplankton, bacterioplankton, dissolved and fecal organic matter, inorganic nutrients and dissolved inorganic carbon), and includes the carbon, nitrogen, phosphorous, silica and iron cycles. The formulation used for the simulation of the zooplankton is based on the results of previous research studies performed in the Ria de Aveiro. Synthetic testes performed preliminarily revealed the good behaviour of the coupled model in terms of mass conservation and in the simulation of the phytoplankton-zooplankton dynamics in a closed system. One of the major difficulties related to the application of complex ecological models to real systems is the large number of input parameters needed. Therefore a sensitivity analysis was performed to study the influence of the input parameters in the final results of the model. Some of the parameters that influence the results more significantly are the ones related to the phytoplankton temperature-dependent growth, to the zooplankton's food ingestion and to the zooplankton's mortality and excretion rates.

The application of the coupled model to the Ria de Aveiro, with a total of 23 ecological tracers, showed that the model represents reasonably well the water and the ecological dynamics in the Ria for the simulated periods (Autumn 2000 and Spring 2001). A preliminary analysis, based on the model simulations and data, suggests the need to use accurate boundary conditions and adequate parameterization of the ecological model input parameters. It also evidences the complexity associated with the Ria de Aveiro ecological dynamics.

Keywords: Ecological modeling, Hydrodynamics, Zooplankton, Ria de Aveiro

ÍNDICE GERAL

Capítulo I. Introdução Geral	1
1 Descrição da Dissertação	3
1.1 Enquadramento.....	3
1.2 Objectivos	4
1.3 Metodologia.....	5
1.4 Organização da Dissertação.....	5
2 Os Ecossistemas Estuarinos	7
2.1 Fitoplâncton e Produção Primária.....	9
2.2 Zooplâncton	10
2.3 Ambiente Abiótico	12
2.3.1 Temperatura e Salinidade	13
2.3.2 Radiação Solar	13
2.3.3 Nutrientes	14
2.3.4 Hidrodinâmica.....	15
3 Modelação Ecológica	17
4 A Ria de Aveiro	23
Referências Bibliográficas.....	27
Capítulo II. Integrating a Circulation Model and an Ecological Model to Simulate the Dynamics of Zooplankton	35
1 Introduction.....	38
2 Model Description	39
2.1 SELFÉ Model	39
2.2 Ecological Model.....	40
2.2.1 Zooplankton	40
2.2.2 Phytoplankton	42
2.2.3 Dissolved Organic Matter	43
2.2.4 Fecal Organic Matter	44
2.2.5 Inorganic Nutrients.....	45
2.2.6 Dissolved Inorganic Carbon	46
3 Test Cases	46
3.1 Mass Conservation	46
3.2 BioToy	47

4	Sensitivity Analysis.....	47
5	Conclusions.....	49
	Acknowledgments.....	49
	References.....	49

Capítulo III. Three-Dimensional Modeling of the Lower Trophic Levels Dynamics in the Ria de Aveiro (Portugal): First Results..... 61

1	Introduction.....	64
2	Methodology.....	65
2.1	The 3D Coupled Numerical Model ECO-SELFE.....	66
2.2	Model Set-up.....	67
2.2.1	Available Data.....	67
2.2.2	SELFE Establishment.....	68
2.2.3	ECO-SELFE Establishment.....	69
3	Results and Discussion.....	70
3.1	SELFE Simulations Assessment.....	70
3.2	ECO-SELFE Validation.....	71
3.2.1	Autumn 2000.....	71
3.2.2	Spring 2001.....	72
3.2.3	Average values.....	73
3.3	Environmental Conditions and Zooplankton Dynamics.....	73
4	Conclusions.....	73
	Acknowledgements.....	74
	References.....	74

Capítulo IV. Considerações Finais e Trabalhos Futuros..... 103

1	Considerações Finais.....	105
2	Trabalhos Futuros.....	106
	Referências Bibliográficas.....	108

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura I.1. Ria de Aveiro (fotografia aérea de 1995).....	7
Figura I.2. Representação esquemática da teia trófica aquática (adaptado de Azam et al., 1998)..	9
Figura I.3. Copépode (Fonte: http://www.naturalink.pt).	11
Figura I.4. Ciclo do azoto no meio aquático (adaptado de Lalli e Parsons, 1997).	15
Figura I.5. Classificação dos modelos ecológicos (baseado em Sá, 2003).	17
Figura I.6. Representação esquemática dos principais canais e aflúências na Ria de Aveiro.	24
Figure II.1. General overview of the ecological model: EcoSim 2.0 (black) and zooplankton (grey).	52
Figure II.2. Comparison between ECO-SELFE and expected mass (M) for each tracer: a) upwind scheme and b) TVD scheme.....	53
Figure II.3. Average concentration in the domain of phytoplankton and zooplankton: a) no grazing of dinoflagellates b) with grazing of dinoflagellates.....	54
Figure II.4. Influence of each input parameter considered in sensitivity analysis in: a) large diatoms expressed in C and b) zooplankton expressed in C.....	55
Figure II.5. Influence of each input parameter considered in sensitivity analysis in: a) DOC, b) fecal organic carbon, c) ammonium and d) DIC.	56
Figure III.1. Synthetic map of the Ria de Aveiro.....	77
Figure III.2. Sources and sinks terms of the ecological model.....	78
Figure III.3. Location of the sampling stations.....	79
Figure III.4. Horizontal grid a) and bathymetry b) of the Ria de Aveiro.....	80
Figure III.5. Data measured at the ModelRia stations during 25 September 2000 (Autumn 2000) and 14 March 2001 (Spring 2001), 2 hours after low tide (flood) and 2 hours after high tide (ebb).81	
Figure III.6. Comparison between data (Dias et al., 1999) and ECO-SELFE results for water level in June/1997: a) Friopesca, b) Vista Alegre, c) Espinheiro/Cais do Bico, d) Miradouro, e) Varela, f) Muranzel, g) Costa Nova and h) Vagueira.....	82
Figure III.7. Comparison between data (Dias et al., 1999) and ECO-SELFE results for velocity in June/1997: a) Friopesca, b) Vista Alegre, c) Espinheiro/Cais do Bico, d) Miradouro, e) Varela, f) Muranzel, g) Costa Nova and h) Vagueira.....	83
Figure III.8. Comparison between data (Dias et al., 1999) and ECO-SELFE results for salinity in June/1997: a) Friopesca, b) Vista Alegre, c) Espinheiro/Cais do Bico, d) Miradouro, e) Varela, f) Muranzel, g) Costa Nova and h) Vagueira.....	84
Figure III.9. Influence of the river flow in the Mira channel: a) Costa Nova station and b) Vagueira station.	85

Figure III.10. Comparison between data (CSRA data, 13 hours time series) and ECO-SELFE results for salinity and temperature in Autumn 2000: a) Vagueira and b) Varela.	86
Figure III.11. Comparison between data (CSRA data, 13 hours time series) and ECO-SELFE results for salinity and temperature in Spring 2001: a) Vagueira, b) Varela, c) Vista Alegre and d) Vouga.	87
Figure III.12. Comparison between data (CSRA data, point measurements along the four branches of the lagoon) and ECO-SELFE results for salinity and temperature along the four main branches: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001. Mira channel: M1, M7, M13 and M16 stations. Ílhavo channel: I1, I7 and I13 stations. Espinheiro channel: V1, V5, V9 and V13 stations. S. Jacinto channel: O1, O7, O13 and C2 stations.	88
Figure III.13. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR1 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.	89
Figure III.14. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR2 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.	90
Figure III.15. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR3 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.	91
Figure III.16. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR5 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.	92
Figure III.17. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR6 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.	93
Figure III.18. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR7 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.	94
Figure III.19. Influence of the phytoplankton temperature-dependent growth rate in the phytoplankton concentration at the MR7 station (Spring 2001).	95
Figure III.20. Average values of the ecological tracers in the Ria de Aveiro in a) Autumn 2000 (a2) zooplankton detail) and b) Spring 2001: comparison between the model results and the field data. The range of variation of each parameter is defined in the upper limit by the maximum value measured in the period and in the lower limit as the minimum value measured in the period.	96

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela I.1. Tipos de migrações verticais diárias (baseado em Lalli e Parsons, 1997).....	12
Tabela I.2. Síntese de modelos ecológicos.	19
Table II.1. Input parameters for the zooplankton used in the mass conservation test (based on Vichi et al, 2007; Pina, 2001).	57
Table II.2. Input parameters for zooplankton used in the BioToy test (based on Vichi et al, 2007; Pina, 2001).	57
Table II.3. Input parameters used in sensitivity analysis (based on Bisset et al., 2004; Vichi et al, 2007; Pina, 2001).	58
Table II.4. Total influence of the input parameters in the ecological tracers.....	60
Table III.1. Flows considered at the river boundaries for the period of June 1997.....	97
Table III.2. Available data in the two periods of the ECO-SELFE simulations.....	97
Table III.3. Flow, salinity and temperature considered at the river boundaries for Autumn 2000 and Spring 2001.....	97
Table III.4. Ecological tracers input parameters.....	98
Table III.5. Boundary conditions of the ecological tracers at the ocean boundary.	99
Table III.6. Boundary conditions of the ecological tracers at the river boundaries.	100
Table III.7. Atmospheric conditions considered for the calculation of the spectral irradiation.	101

PREFÁCIO

É para mim um prazer escrever o prefácio da dissertação “Modelação da dinâmica do zooplâncton na Ria de Aveiro” da Engenheira Marta Rodrigues, que foi defendida com sucesso na Universidade de Aveiro, para obtenção do grau de Mestre em Ciências do Mar e das Zonas Costeiras.

As áreas temáticas da qualidade da água e da ecologia, e a sua ligação aos processos físicos, têm ganho uma importância crescente na gestão das zonas estuarinas e costeiras na última década, graças a vários instrumentos legais como a Directiva Quadro da Água, a Directiva relativa à gestão da qualidade das águas balneares e a recentemente publicada Directiva-Quadro "Estratégia Marinha". Este enquadramento legal conduziu à necessidade de desenvolver análises integradas destes sistemas, incluindo os processos físicos, químicos e biológicos relevantes. De modo a dar resposta a estes desafios, o LNEC necessitou de desenvolver as ferramentas e o conhecimento necessários para alargar o seu campo de intervenção nos estuários e nas zonas costeiras, tradicionalmente direccionado para o estudo dos processos físicos e a proposta de soluções de engenharia para problemas associados à hidrodinâmica e ao transporte de sedimentos, para as áreas da qualidade da água e ecologia.

A tese que aqui se apresenta constitui um passo importante na resposta a estes desafios. O modelo ecológico desenvolvido pela Eng.^a Marta Rodrigues, baseado na integração de dois dos melhores modelos actuais, tem uma área de aplicação que vai desde os sistemas estuarinos até ao oceano, graças à representação adequada dos processos físicos relevantes, aliada a sofisticados algoritmos para a dinâmica ecológica. No entanto, a confiança neste tipo de instrumentos é frequentemente limitada pela dificuldade em especificar os seus múltiplos parâmetros empíricos. A análise de sensibilidade a estes parâmetros e a validação do modelo num sistema complexo como a Ria de Aveiro, desenvolvidos nesta tese, permitem encarar este modelo como um instrumento de confiança para futuros estudos de engenharia. As ferramentas desenvolvidas no âmbito desta tese estão no estado-da-arte a nível mundial, conforme ficou patente na sua apresentação numa das melhores conferências nesta área (ECM10), sendo agora um dos principais veículos para colaborações internacionais do LNEC nesta área. Finalmente, e mais importante do que as ferramentas em si, a Eng.^a Marta Rodrigues adquiriu conhecimentos sólidos em dinâmica de ecossistemas e qualidade da água, aliados a uma boa formação de base em física de estuários e métodos numéricos.

A qualidade do trabalho que aqui se apresenta só foi possível graças à elevada competência, capacidade de trabalho e dedicação da Eng.^a Marta Rodrigues, que soube combinar, de forma eficiente, o desenvolvimento dos trabalhos de mestrado com a execução de vários estudos de desenvolvimento tecnológico no Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras (NEC) do LNEC. Ao desafio de trazer a área da qualidade da água e ecologia, em termos de conhecimentos e ferramentas, ao nível que o NEC detém noutras áreas do conhecimento, a Eng.^a Marta respondeu com eficácia e discrição aliadas a uma grande humildade relativamente ao seu trabalho de investigação, primeira qualidade de uma grande investigadora.

O documento que ora se apresenta representa assim o final bem sucedido de uma primeira etapa do que se antecipa ser uma carreira de investigação notável.

Lisboa, Novembro de 2008

Anabela Pacheco de Oliveira
Investigadora do Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras do LNEC

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só possível com o apoio de várias pessoas e entidades às quais gostaria de deixar o meu *obrigada*.

Aos meus orientadores, Professor Doutor Henrique Queiroga e Doutora Anabela Oliveira, pela oportunidade que me deram de realizar este trabalho, pela disponibilidade, motivação e apoio demonstrados.

Ao Doutor André Fortunato, pelo apoio na realização deste trabalho, por todos os comentários e sugestões, sempre úteis e construtivos.

Ao Professor Joseph Zhang, pelo apoio no acoplamento dos modelos hidrodinâmico e ecológico, e ao Professor António Melo Baptista, pela oportunidade de realizar um estágio no Oregon Graduate Institute (OGI). Aos Professores António Melo Baptista e Joseph Zhang gostaria também de agradecer a disponibilização do código do modelo SELFE.

Ao LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil, por todas as condições de trabalho disponibilizadas e pelo financiamento deste trabalho através do estudo *Hidrodinâmica e Transporte em Estuários e Lagunas*.

À FLAD – Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento, pelo financiamento do estágio no OGI através do projecto *Towards a nowcast-forecast system for estuarine and coastal water quality*.

Ao Professor Paul Bisset, pela disponibilização do código do modelo EcoSim 2.0.

À Professora Maria Dolores Manso, pela disponibilização dos dados atmosféricos da estação meteorológica localizada na Universidade de Aveiro.

Aos colegas Lúcia Pinto e Alberto Azevedo, pelas várias discussões e pelas opiniões sempre proveitosas.

À minha família e ao Rodrigo.

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO GERAL

1 DESCRIÇÃO DA DISSERTAÇÃO

1.1 ENQUADRAMENTO

Os estuários são parte integrante dos sistemas costeiros e possuem elevada importância ambiental, social e económica. Ao consistirem na zona de transição entre a terra e o mar, os estuários possuem características únicas e desempenham funções fundamentais. Do ponto de vista ecológico, os estuários são um dos ecossistemas mais produtivos da Terra (Mann e Lazier, 1991) e servem de *habitat* e de locais de crescimento a inúmeras espécies vegetais e animais, entre quais peixes e aves marinhas (McLusky e Elliott, 2004). Em termos económicos e sociais, possuem funções comerciais (e.g. a actividade portuária), turísticas e recreativas, vivendo cerca de 60% da população mundial nas zonas costeiras (Vitousek et al., 1997). No caso particular de Portugal, onde a zona costeira possui uma extensão de cerca de 950 km e suporta cerca de 75% da população nacional (Santos et al., 2001), existem vários sistemas estuarinos, entre os quais a Ria de Aveiro. Este sistema estuarino, localizado na costa noroeste (NW) de Portugal, estende-se ao longo de 45 km, desde Ovar até Mira e suporta uma população residente de cerca de 250 000 habitantes (Ferreira et al., 2003). A Ria de Aveiro constitui também um *habitat* permanente de variadas espécies de fauna e flora, sendo caracterizada pela presença de aves migratórias (Hermoso et al., 2001).

Devido à sua elevada atractividade e às inúmeras funções que desempenham, os estuários estão sujeitos a variadas pressões, pelo que cada vez mais se observam problemas de degradação da qualidade ambiental dos ecossistemas estuarinos a nível mundial. Um exemplo destas pressões é o aumento das cargas de nutrientes (e.g., provenientes das descargas águas residuais), o qual pode levar à ocorrência de fenómenos de eutrofização (e.g. Cugier et al., 2005; Garcia-Barcina et al., 2006). A eutrofização e outros problemas de qualidade da água podem ter múltiplos impactes negativos na estrutura e na dinâmica do ecossistema, tais como a perda de biodiversidade, o aumento de *blooms* de algas tóxicas, a ocorrência de condições de hipoxia e a perda de recursos piscícolas (Cloern, 2001; Alvera-Azcárate et al., 2003; Paerl et al., 2003). Na Ria de Aveiro, em particular, tem ocorrido nas últimas décadas um aumento das pressões antropogénicas, o qual tem contribuído para a degradação da qualidade da água do sistema (Lopes et al., 2005; Lopes e Silva, 2006). A construção do Sistema Municipal de Saneamento da Ria de Aveiro (SIMRIA), que permite o tratamento dos efluentes residuais e industriais e a sua posterior descarga no oceano através do exutor submarino de S. Jacinto, foi uma das estratégias adoptadas com o objectivo de reduzir as cargas de nutrientes afluentes à Ria (Silva et al., 2000).

O zooplâncton é uma das comunidades biológicas que desempenha um papel fundamental na teia trófica dos ecossistemas estuarinos. Esta comunidade biológica é composta maioritariamente por copépodes em diferentes estágios de desenvolvimento, sendo responsável pela transferência de nutrientes e de energia para níveis tróficos superiores (Svesson et al., 2007), dado que é o principal alimento para larvas de peixes. Nos níveis tróficos inferiores, o zooplâncton também desempenha um papel importante no controlo de *blooms* de algas, em particular durante a fase inicial dos *blooms* de algas, onde o herbivorismo pode alterar a composição das espécies fitoplancónicas e a estrutura de teia trófica (Bathmann et al., 1990; Tan et al., 2004).

A distribuição e a abundância dos copépodes nos estuários são directa e indirectamente influenciadas por factores ambientais (Islam e Tanaka, 2007) e por pressões antropogénicas, sendo a resposta da comunidade zooplancónica a factores como a ocorrência de eutrofização ainda pouco conhecida (Tan et al., 2004). Assim, é fundamental perceber quais os efeitos dos

factores ambientais e das pressões antropogénicas nos ecossistemas estuarinos e, em particular, no zooplâncton, para o desenvolvimento de estratégias efectivas para a gestão dos estuários.

Esta gestão, perspectivada no enquadramento da Directiva Quadro da Água (DQA), deve ser integrada, sendo essencial o conhecimento detalhado das características físicas, químicas e biológicas de cada sistema. No entanto, embora seja desejável para a compreensão dos processos envolvidos nos ecossistemas estuarinos, nem sempre é possível implementar estratégias de monitorização suficientemente detalhadas temporal e espacialmente. Deste modo, a utilização de modelos numéricos devidamente validados constitui uma ferramenta complementar atractiva para a compreensão da dinâmica estuarina e para a caracterização desta dinâmica nos períodos em que os dados não se encontram disponíveis ou não são utilizáveis (e.g. avaria de instrumentos), ou quando se pretendem prever acontecimentos futuros ou o impacto de obras de engenharia em fase de apreciação. Estes modelos, que devem representar os processos físicos, químicos e biológicos às escalas espaciais e temporais relevantes, permitem reproduzir comportamentos observados (Endelvang et al., 2005) e explorar a resposta dos ecossistemas em diferentes cenários ambientais e de pressões antropogénicas (Grant et al., 2005; Megrey et al., 2007). Actualmente, devido à maior disponibilidade de recursos computacionais, tem existido um aumento significativo de estudos de qualidade da água através de modelação numérica, existindo já um número significativo de modelos de qualidade da água e ecológicos devidamente estabelecidos (Chao et al., 2007), tais como o HEM-3D (Park et al., 2005), o EcoSim 2.0 (Bisset et al., 2004), o ERSEM (Baretta-Bekker e Baretta, 1997) e o NEMURO (Kishia et al., 2007). Os modelos de qualidade da água e ecológicos devem ser acoplados a modelos de circulação tridimensionais de forma a representarem a dinâmica do ecossistema adequadamente (Skogen e Moll, 2005).

Na Ria de Aveiro, os estudos de qualidade da água e ecológica existentes baseiam-se essencialmente em dados de parâmetros físicos, químicos e biológicos (e.g. temperatura, salinidade, nutrientes, clorofila *a*). Existem também alguns estudos baseados em modelação numérica (e.g. Saraiva, 2005; Trancoso et al., 2005; Lopes et al., 2006; Lopes et al., 2008). No entanto, os estudos ecológicos baseados em modelação numérica, que incluam, em particular, a simulação do zooplâncton, são ainda escassos e baseados em malhas estruturadas, sendo menos flexíveis para permitir representações espaciais suficientemente finas para resolver as escalas espaciais relevantes e a elevada complexidade da geometria da Ria. A utilização integrada de modelos baseados em malhas de refinamento variável (não-estruturadas), devidamente validados com dados, no estudo da dinâmica ecológica e do zooplâncton da Ria de Aveiro, constitui, assim, um instrumento de apoio à decisão no desenvolvimento de estratégias e planos de gestão integrada deste sistema estuarino. Adicionalmente, os trabalhos recentemente realizados na caracterização das taxas de crescimento do zooplâncton na Ria de Aveiro (e.g. Leandro et al., 2006a,b) não se encontram ainda integrados num modelo ecológico, podendo a sua utilização contribuir para uma melhor capacidade de compreensão da dinâmica desta comunidade biológica.

1.2 OBJECTIVOS

O presente trabalho apresentou como objectivos gerais o desenvolvimento e análise de um novo modelo acoplado de simulação da dinâmica do zooplâncton, e sua aplicação na Ria de Aveiro.

Assim, pretendeu-se desenvolver e validar um instrumento de modelação integrado e de aplicação genérica a qualquer sistema estuarino e costeiro, que permita simular a base da teia trófica estuarina, incluindo o zooplâncton, assim como outras variáveis ecológicas relevantes. No desenvolvimento deste instrumento pretendeu-se representar os processos físicos, químicos e biológicos a escalas temporais e espaciais relevantes, integrando para o efeito um modelo ecológico e um modelo de circulação tridimensional. Dada a morfologia deste tipo de sistemas,

pretendeu-se utilizar modelos baseados em malhas não-estruturadas que permitem a representação adequada de geometrias complexas, como as que se observam nos vários canais da Ria de Aveiro. De modo a poder quantificar devidamente os múltiplos parâmetros de entrada neste tipo de modelos, pretendeu-se também avaliar a importância relativa destes parâmetros no fitoplâncton e no zooplâncton.

Posteriormente pretendeu-se aplicar o instrumento de modelação ao estudo da dinâmica do zooplâncton na Ria de Aveiro. Esta aplicação visou não só validar o instrumento de modelação, por comparação com dados de campo de parâmetros físicos e biológicos, como também contribuir para um melhor conhecimento deste importante sistema estuarino nacional.

1.3 METODOLOGIA

Face aos objectivos propostos adoptou-se uma metodologia que pode ser dividida em duas fases principais: a **Fase 1**, que visou o desenvolvimento do instrumento de modelação tridimensional para simular a dinâmica do zooplâncton e a análise da importância relativa de cada parâmetro do modelo nos seus resultados; e a **Fase 2**, que visou a aplicação e a validação deste instrumento de modelação na Ria de Aveiro para o estudo da dinâmica do zooplâncton.

Assim, no desenvolvimento da **Fase 1** adoptou-se a seguinte metodologia:

- revisão bibliográfica sucinta sobre os principais processos ecológicos relacionados com o zooplâncton estuarino;
- revisão bibliográfica sobre modelos ecológicos tridimensionais existentes, com especial relevância nos modelos ecológicos de código aberto, de forma a seleccionar o modelo de base mais adequado para a implementação da formulação do zooplâncton;
- revisão bibliográfica sobre formulações matemáticas para a modelação do zooplâncton, procedendo-se à implementação da formulação mais adequada para a simulação do zooplâncton no modelo ecológico seleccionado;
- acoplamento do modelo ecológico a um modelo hidrodinâmico tridimensional, desenvolvendo-se assim o instrumento de modelação integrado;
- validação do instrumento de modelação com recurso a alguns testes sintéticos;
- análise de sensibilidade para avaliar a importância relativa dos vários parâmetros de entrada do modelo nas variáveis ecológicas, em particular no fitoplâncton e no zooplâncton.

Na **Fase 2** a metodologia adoptada foi a seguinte:

- revisão bibliográfica sobre as principais características dos processos físicos e ecológicos da Ria de Aveiro, visando a definição dos forçamentos relevantes para a aplicação dos modelos hidrodinâmico e ecológico neste sistema estuarino;
- calibração e validação do modelo acoplado (modelos hidrodinâmico e ecológico) na Ria de Aveiro, através da comparação dos dados colhidos em várias campanhas de campo com os resultados das simulações, permitindo esta aplicação compreender a influência de alguns factores ambientais na dinâmica do zooplâncton neste sistema estuarino.

1.4 ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

A estrutura da presente dissertação reflecte a metodologia adoptada na elaboração do trabalho, estando organizada em quatro capítulos.

O Capítulo I constitui a **Introdução Geral** do trabalho. Seguidamente são referidos os principais aspectos relacionados com *Os Ecossistemas Estuarinos*, sendo realizada uma revisão sumária das principais características dos estuários, assim como dos principais conceitos relativos ao zooplâncton, ao fitoplâncton, devido à importância deste na base da cadeia alimentar do zooplâncton, e ao ambiente abiótico, o qual influencia, por exemplo, a produção primária e a distribuição do zooplâncton nos estuários. Neste capítulo é também apresentada uma revisão bibliográfica sintética sobre *Modelação Ecológica*, nomeadamente sobre a evolução dos modelos de qualidade da água e ecológicos. Nesta revisão apresentam-se as principais características de alguns modelos ecológicos mais recentes, bem como alguns exemplos de aplicação. Por fim, é realizada uma revisão geral do conhecimento actual sobre o sistema em estudo, a *Ria de Aveiro*.

No Capítulo II, **Integrating a Circulation Model and an Ecological Model to Simulate the Dynamics of Zooplankton**¹, são apresentados em detalhe os aspectos referentes à modelação do zooplâncton. Em particular, descreve-se detalhadamente a formulação adoptada para a simulação do zooplâncton e as alterações realizadas na formulação base do modelo ecológico seleccionado de forma a considerar esta variável ecológica. Neste capítulo é também descrito o acoplamento do modelo ecológico no modelo hidrodinâmico, do qual resultou o modelo integrado ECO-SELFE. São também apresentadas de forma sumária as principais características do modelo hidrodinâmico SELFE, assim como alguns testes sintéticos de forma a validar o acoplamento entre os dois modelos e a formulação adoptada para a simulação do zooplâncton. Devido ao elevado número de parâmetros associados ao uso de modelos ecológicos em geral, e do modelo ecológico utilizado em particular, apresenta-se também neste capítulo uma análise de sensibilidade aos parâmetros do modelo ecológico quando aplicado a zero-dimensões.

No Capítulo III, **Three-Dimensional Modeling of the Lower Trophic Levels Dynamics in the Ria de Aveiro (Portugal): First Results**², é apresentada a aplicação e validação do modelo integrado na Ria de Aveiro. Assim, descrevem-se os principais forçamentos considerados para a implementação dos modelos hidrodinâmico e ecológico e comparam-se os resultados obtidos com dados de várias campanhas de campo. Neste capítulo é também discutida de forma sintética a influência de alguns factores ambientais na simulação da dinâmica do zooplâncton (e.g., variação de caudais fluviais).

No Capítulo IV, **Considerações Finais e Trabalhos Futuros**, são apresentadas as principais conclusões sobre o trabalho realizado, resumindo-se os seus principais resultados, assim como as principais lacunas e aspectos relacionados com desenvolvimentos e trabalhos futuros.

¹ Este capítulo está em impressão no livro da *10th Estuarine and Coastal Modeling Conference*, editado pela ASCE.

² Este capítulo será submetido à revista *Ecological Modelling*.

2 Os Ecossistemas Estuarinos

Um ecossistema pode ser definido como um grupo de organismos ligados ao seu ambiente, englobando uma unidade natural de componentes bióticas e abióticas que interagem entre si formando um sistema onde ocorrem fluxos de energia e de materiais (James, 2002). Os ecossistemas estuarinos, em particular, ao localizarem-se na interface terra-mar (Figura I.1.), podem ser considerados como zonas de transição entre o ambiente costeiro e o ambiente fluvial.



Figura I.1. Ria de Aveiro (fotografia aérea de 1995).

A estrutura e a dinâmica dos ecossistemas estuarinos dependem das características do próprio estuário, pelo que importa previamente abordar o conceito de estuário. Face às elevadas diversidade e complexidade de áreas que podem constituir sistemas estuarinos, têm sido propostas várias definições de estuário. Estas definições são, por vezes, complementares, uma vez que não existe uma definição única e simples que permita abranger todos os tipos de estuários. Algumas das definições de estuário propostas são:

- massa de água costeira, semifechada, com uma comunicação livre com o mar aberto, e na qual a água do mar é diluída, de uma forma mensurável, por água derivada da drenagem terrestre (Pritchard, 1967 *in* MacLusky e Elliot, 2004);
- reentrância do mar prolongando-se por um vale de rio até ao limite da subida da maré, sendo normalmente divisível em três sectores: a) o estuário inferior, ou marinho, em ligação com o mar aberto; b) o estuário médio sujeito a forte mistura de águas doce e salgada; e c) o estuário superior, ou fluvial, caracterizado por água doce mas sujeito à acção diária da maré (Fairbridge, 1980 *in* MacLusky e Elliot, 2004);
- se parece um estuário, cheira como um estuário e comporta-se como um estuário, então há uma boa probabilidade de ser um estuário (Elliot e McLusky, 2002).

Os estuários podem apresentar formas e características significativamente distintas, as quais resultam da interação entre vários factores (e.g. o processo geológico que está na sua origem, o transporte e a deposição dos sedimentos pelo rio e pelas correntes marinhas, as correntes de maré e o fluxo de água doce), pelo que, dependendo dos critérios utilizados, existem variadas classificações de estuários. Estes critérios incluem, entre outros, a sua génese, a sua morfologia, os regimes hidrológicos que os afectam e o seu comportamento físico-químico e ecológico, e as classificações que originam não devem ser entendidas como exclusivas, mas sim como complementares.

Devido à sua localização os estuários são caracterizados pela mistura permanente entre a água doce e a água salgada. Em geral, existe um gradiente de salinidade ao longo do estuário, a qual é inferior na zona mais a montante (influenciada pelo fluxo de água doce do rio) e superior junto à barra (influenciada pelo fluxo de água salgada do mar). Este gradiente varia em função do caudal fluvial e da amplitude da maré. Assim, estabelece-se nos estuários uma mistura permanente de água doce proveniente dos rios e de água salgada proveniente dos oceanos, ocorrendo diversos fluxos de materiais e de energia. Estes fluxos de energia, que são responsáveis pela elevada produtividade destes ecossistemas (Mann e Lazier, 1991), abrangem, entre outros, a entrada e a saída de animais e plantas e a entrada de água doce, de sedimentos e de nutrientes.

Mais especificamente, estabelecem-se interações entre os indivíduos e as populações do ecossistema, i.e. a teia trófica, que originam os fluxos de energia e de materiais (Akin et al., 2008; Woodward, 2005) – na Figura 1.2. representa-se de forma esquemática e simplificada a teia trófica dos ecossistemas aquáticos. Na base da teia trófica estuarina encontram-se os organismos produtores, dos quais são exemplo o fitoplâncton, as macrófitas e o microfitobentos (Parslow et al., 2004). Estes organismos produzem matéria orgânica através do processo de fotossíntese, utilizando a energia proveniente do Sol, assim como os nutrientes minerais (e.g. azoto, fósforo e sílica) existentes no meio. No nível trófico seguinte encontram-se os consumidores de primeiro grau, os quais se alimentam dos produtores. Este grupo, constituído maioritariamente por zooplâncton herbívoro, serve de alimento aos consumidores de segundo grau, os quais, por sua vez, servem de alimento aos consumidores de terceiro grau e assim sucessivamente. Em cada nível trófico existem várias transferências de energia, sendo parte da energia rejeitada através de detritos, parte utilizada para o crescimento dos organismos e uma parte significativa dissipada sob a forma de calor devido à respiração dos organismos. Desta forma, uma vez que as dissipações de energia devidas à respiração e à predação existentes entre cada nível trófico são progressivamente mais elevadas nos níveis tróficos superiores (McLusky e Elliot, 2004), raramente se estabelecem mais do que cinco níveis tróficos. Para além das transferências de energia, existem também fluxos de matéria, nomeadamente de matéria orgânica morta (e.g. excreções, cadáveres de organismos), a qual é consumida pelo grupo de organismos denominados por decompositores. Estes organismos são, assim, responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, a qual pode ocorrer sob a forma particulada (MOP) ou sob a forma dissolvida (MOD), e pela reciclagem dos nutrientes. A decomposição da matéria orgânica pode ocorrer a nível bentónico ou na própria coluna de água. Assim, de um modo geral, na teia trófica estuarina é possível distinguir duas vias principais de fluxos de energia e de matéria orgânica, nomeadamente a via herbívora (associada aos produtores e consumidores) e a via detritívora (associada aos decompositores).

O modelo exemplificado baseia-se essencialmente numa estrutura de cadeia alimentar. No entanto, importa referir que existe uma complexidade adicional na teia trófica, podendo, por exemplo, um determinado organismo alimentar-se de organismos de vários níveis tróficos e não sendo, por vezes, simples associar um organismo a um determinado nível trófico. Esta complexidade ocorre mesmo na definição da base trófica dos ecossistemas estuarinos. Estudos recentes da teia trófica estuarina mostram que a base trófica de um ecossistema estuarino não pode simplesmente ser generalizada (Choy et al., 2008): nalguns sistemas estuarinos, organismos

como o fitoplâncton, as macroalgas e o microfítobentos encontram-se na base da teia trófica, enquanto noutros sistemas esta base deve-se, por exemplo, a detritos provenientes dos sapais.

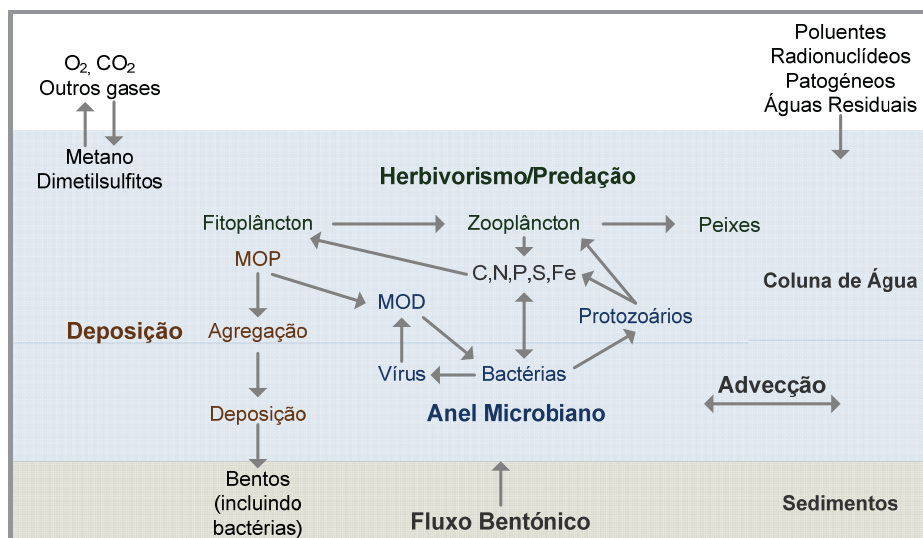


Figura 1.2. Representação esquemática da teia trófica aquática (adaptado de Azam et al., 1998).

Os fluxos de energia e de materiais que se estabelecem nos ecossistemas estuarinos são afectados pelas condições físicas (e.g. correntes, marés, luz, salinidade), as quais determinam o transporte e a dispersão de todos os materiais em suspensão e dissolvidos na coluna de água (James, 2002). Estes factores estabelecem interacções entre si e variam de estuário para estuário, influenciando a actividade biológica e afectando, por exemplo, a especificidade da distribuição dos organismos num determinado sistema estuarino.

Seguidamente, descrevem-se mais detalhadamente algumas comunidades biológicas que constituem esta teia trófica, nomeadamente o zooplâncton, no qual é centrada a presente tese, e o fitoplâncton, devido à importância da relação entre o zooplâncton e o fitoplâncton nos ecossistemas estuarinos (Sautour et al., 1996), e alguns factores abióticos que afectam estes organismos.

2.1 FITOPLÂNCTON E PRODUÇÃO PRIMÁRIA

O fitoplâncton corresponde ao conjunto de organismos que possui capacidade fotossintética e flutua na coluna de água, sendo composto por algas unicelulares ou formas filamentosas flutuantes cujas dimensões variam maioritariamente entre 2 e 200 μm (Lalli e Parsons, 1997). O fitoplâncton estuarino é composto por uma multiplicidade de espécies. A sua composição varia significativamente dentro do estuário, uma vez que devido à sua reduzida capacidade locomotora estes organismos são muitas vezes transportados para fora do estuário. Assim, a composição do fitoplâncton estuarino depende da introdução de espécies provenientes do meio marinho e do meio fluvial, da taxa de reprodução das espécies introduzidas, assim como das variações espaciais e temporais dos elementos limitantes ao crescimento (luz e nutrientes) e das diferentes condições hidrodinâmicas, como a salinidade e as condições de mistura (Ferreira et al., 2005; Underwood e Kromkamp, 1999).

Os grupos dominantes do fitoplâncton estuarino são as diatomáceas e os dinoflagelados, sendo o primeiro relativamente mais abundante (Lalli e Parsons, 1997). As diatomáceas são algas unicelulares, cujas células podem variar entre 2-1000 μm (Lalli e Parsons, 1997). Estes organismos possuem uma parede externa (frústula), composta por sílica, e não têm capacidade

locomotora, pelo que apresentam um conjunto de mecanismos que lhes permitem contrariar o afundamento e ficar mais próximos das zonas mais iluminadas à superfície (e.g. formação de colónias). Por sua vez, os dinoflagelados apresentam alguma capacidade locomotora, pois possuem flagelos (Lalli e Parsons, 1997). Algumas espécies apresentam migração vertical diária, deslocando-se para o fundo durante a noite para assimilarem nutrientes e para a superfície durante o dia para realizar a fotossíntese (Parslow et al., 2004). Existem também algumas espécies tóxicas de dinoflagelados (Parslow et al., 2004), podendo o seu aparecimento representar riscos para a saúde do ecossistema e, conseqüentemente, humana. Estes grupos fitoplanctónicos de maiores dimensões (diatomáceas e dinoflagelados) são a base alimentar do zooplâncton de maiores dimensões, como os copépodes, e de alguns peixes, servindo o fitoplâncton de menores dimensões de alimento ao microzooplâncton.

O fitoplâncton é responsável por parte da produção primária nos estuários, existindo, no entanto, alguma controvérsia relativamente à importância relativa da produção fitoplanctónica na produção primária total nos estuários. Alguns autores afirmam que esta é insignificante, enquanto outros sugerem que a produção primária do fitoplâncton representa cerca de 85% da produção primária total dos ecossistemas estuarinos (McLusky e Elliot, 2004). Estimativas de produção primária fitoplanctónica anual em estuários com diferentes localizações a nível mundial sugerem valores variáveis entre 7 e 875 g C.m⁻².ano⁻¹ (Underwood e Kromkamp, 1999; McLusky e Elliot, 2004). Embora nos estuários exista, de um modo geral, disponibilidade de nutrientes, os valores de produção primária fitoplanctónica observados são genericamente inferiores aos do meio marinho, o que se poderá dever a factores como a turbidez, que pode limitar a penetração da luz, e a menor taxa de crescimento do fitoplâncton face à taxa de escoamento e renovação do estuário (McLusky e Elliot, 2004).

Ocorrem, no entanto, situações de crescimento acelerado do fitoplâncton, dando origem aos denominados *blooms* e a situações de eutrofização, originando a produção acelerada de matéria orgânica no sistema, devida, em geral, a um aumento da quantidade de nutrientes nesse sistema. A composição fitoplanctónica dos *blooms* é importante uma vez que podem conter fitoplâncton tóxico (e.g. espécies de *Alexandrium*, *Pyrodinium* e *Gymnodinium*), e também podem afectar o ciclo dos nutrientes (Parslow et al., 2004) e a cadeia alimentar (Lopes et al., 2007) – por exemplo, com a ocorrência de um *bloom* de diatomáceas é possível passar de uma cadeia alimentar baseada em diatomáceas, dependentes da disponibilidade de sílica, para uma cadeia alimentar baseada noutras espécies que não dependam da disponibilidade de sílica (Lopes et al., 2007). A ocorrência de *blooms* é um processo natural do ecossistema, mas os *blooms* de algas nocivas (HAB, *Harmful Algal Blooms* na terminologia inglesa) ou tóxicas são ocorrências que podem contribuir para a degradação da sua qualidade. Nos últimos anos, em particular, tem-se observado um aumento significativo das cargas de nutrientes com origem antropogénica, as quais contribuem para a ocorrência de fenómenos de eutrofização cultural (Cloern, 2001). Estes fenómenos também podem contribuir para a degradação da qualidade do ecossistema.

2.2 ZOOPLÂNCTON

O zooplâncton engloba o conjunto de animais heterotróficos (sem capacidade fotossintética) que flutua na coluna de água e apresenta, tal como o fitoplâncton, capacidade de locomoção reduzida, sendo as suas trajectórias asseguradas pelas correntes. Nos estuários existem vários grupos taxonómicos de zooplâncton, os quais compreendem um grande número de formas, tamanhos e cores, desde formas unicelulares (e.g. protozoários) a animais mais complexos (e.g. crustáceos e moluscos). De acordo com a sua dimensão, o zooplâncton pode, assim, ser dividido em microzooplâncton (20-200 µm), mesozooplâncton (0.2-20 mm) ou macrozooplâncton (2-20 cm) (Lalli e Parsons, 1997; McLusky e Elliot, 2004). Existem também organismos que estão presentes no zooplâncton apenas durante uma fase do seu ciclo de vida, pelo que de acordo com a duração

do estágio zooplanctónico é possível distinguir entre organismos holoplanctónicos, os quais passam todo o seu ciclo de vida na coluna de água, ou meroplanctónicos, para os quais apenas a fase larvar é passada na coluna de água (McLusky e Elliot, 2004). Os copépodes (Figura I.3) são o grupo de organismos dominante no zooplâncton (Feinberg e Dam, 1998), pertencendo os copépodes calanóides ao mesozooplâncton e incluindo, entre outros, os géneros *Acartia* e *Eurytemora*, com densidades nos estuários da ordem de 100 000 indivíduos/m³ (McLusky e Elliot, 2004). A espécie *Acartia tonsa* constitui a espécie mais abundante na Ria de Aveiro, representando cerca de 30% da abundância total do mesozooplâncton na Ria (Morgado, 1997; Leandro, 2008).

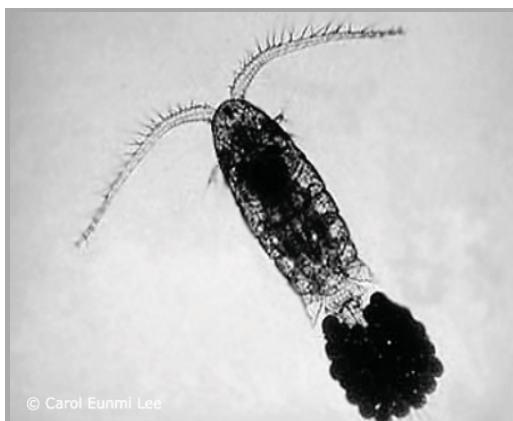


Figura I.3. Copépode (Fonte: <http://www.naturlink.pt>).

A abundância e a distribuição do zooplâncton e, em particular, dos copépodes são directamente afectadas pelos factores ambientais e pela disponibilidade de alimento (Islam e Tanaka, 2007; Vieira, 2003; Li et al., 2006), os quais influenciam, por exemplo, o potencial reprodutivo do zooplâncton (Pastorinho et al., 2003). Nas zonas temperadas, existe uma sazonalidade evidente do zooplâncton, sendo dominantes no Verão as espécies com afinidade marinha e no Inverno as espécies estuarinas. Observa-se também um gradiente longitudinal de espécies relacionado com a salinidade (Moreira et al., 1993).

O zooplâncton desempenha um papel fundamental na ligação entre a base da cadeia alimentar e os níveis tróficos superiores, nomeadamente em termos de transferência de energia para os níveis tróficos superiores (Williams et al, 1994), sendo também responsável pela libertação de matéria orgânica para a coluna de água e sedimentos, incluindo a matéria orgânica fecal (Feinberg e Dam, 1998). Para além destas funções do zooplâncton, tem existido um debate considerável acerca do papel do herbivorismo do zooplâncton no controlo de *blooms* de algas (Harris e Malej, 1986; Tan et al., 2004). Por exemplo, o herbivorismo dos copépodes pode alterar a dinâmica das espécies e a estrutura da teia trófica (Bathmann et al., 1990). Estudos realizados por Tan et al. (2004) no estuário do rio das Pérolas na China mostram que o impacto do herbivorismo do zooplâncton, principalmente dos copépodes, varia sazonalmente e espacialmente, sendo superior a 100% da produção diária do fitoplâncton no Verão e cerca de 20% no Inverno. Estudos realizados por Sautour et al. (1996) no estuário do Gironde em França mostram que, em Abril, este impacto é de 17-21% da produção diária do fitoplâncton. Por sua vez estudos realizados no Estuário do Tejo, Portugal, sugerem que o fitoplâncton parece ser maioritariamente controlado por factores abióticos e não pelo herbivorismo do zooplâncton (Brogueira et al., 2007).

O mesozooplâncton pode alimentar-se de material que entra no estuário proveniente dos rios, de fitoplâncton existente no interior do próprio estuário ou de material proveniente do oceano, sendo classificado respectivamente como alóctone de água doce, autóctone ou alóctone de água salgada (McLusky e Elliot, 2004). Os copépodes, em particular, alimentam-se da maioria das

espécies de fitoplâncton e, ocasionalmente, nos estágios mais juvenis de copépodes de menores dimensões (Parslow, 2004), podendo também alimentar-se de detritos (McLusky e Elliot, 2004). Estes organismos são os principais responsáveis pela produção secundária nos estuários (Islam e Tanaka, 2007), com valores anuais de 8-30 g C.m⁻² (McLusky e Elliot, 2004), a qual é, de um modo geral, máxima no final do período primaveril.

Existem, no entanto, duas grandes limitações da produção secundária nos estuários: a turbidez e as correntes (McLusky e Elliot, 2004). A turbidez funciona como um factor limitante da produção primária e, conseqüentemente, da quantidade de alimento disponível para o zooplâncton. Por sua vez, as correntes tendem a transportar os organismos para o meio marinho. Os copépodes em estuários são particularmente sensíveis a alterações nos caudais de água doce, os quais afectam estas populações directamente através de *wash-out* e indirectamente através da alteração do ambiente físico e da disponibilidade de nutrientes (Kimmerer, 2002). No entanto, o zooplâncton apresenta alguns mecanismos de retenção, que envolvem frequentemente mecanismos comportamentais, tendo em vista a permanência no interior do estuário. Estes mecanismos incluem (Lalli e Parsons, 1997): a migração vertical sincronizada com o ciclo da maré, a permanência na camada inferior dos estuários estratificados com fluxo residual para montante e a permanência em zonas confinadas com tempos de residência longos. Alguns copépodes, por exemplo, evitam as correntes fortes que entram no estuário permanecendo junto ao fundo e fazendo migrações, com velocidades que podem variar entre 10-170 m.h⁻¹ (Lalli e Parsons, 1997), quando a velocidade das correntes de superfície é fraca. Outras espécies, por sua vez, aproveitam as correntes fortes de entrada no estuário para se fixar no interior do mesmo. O padrão de migração varia, assim, de espécie para espécie e depende da capacidade natatória dos organismos, sendo no entanto possível distinguir genericamente entre os seguintes tipos de migração vertical diária (Lalli e Parsons, 1997): migração nocturna, migração crepuscular e migração inversa (Tabela I.1). As fases do ciclo de vida também influenciam as migrações, sendo estes movimentos suprimidos durante algumas destas fases.

Tabela I.1. Tipos de migrações verticais diárias (baseado em Lalli e Parsons, 1997).

Migração Nocturna	Caracteriza-se pela ocorrência de apenas uma ascensão diária, geralmente no ocaso, e uma descida ao nascer do Sol; trata-se do padrão de migração mais frequente no zooplâncton de maiores dimensões
Migração Crepuscular	Caracteriza-se pela ocorrência de duas subidas e duas descidas diárias.
Migração Inversa	Caracteriza-se por uma ascensão diária durante o dia e uma descida durante a noite; trata-se do padrão de migração menos frequente.

Em termos ambientais e ecológicos, o zooplâncton pode também ser utilizado como um indicador importante da qualidade ambiental e ecológica do ecossistema estuarino, dado que algumas espécies podem reflectir o grau de contaminação existente no meio aquático (Petrucci et al., 1995).

2.3 AMBIENTE ABIÓTICO

Nos estuários existe uma forte interacção entre os vários elementos ecológicos e os processos físicos, determinando estes últimos o transporte e a dispersão dos materiais em suspensão e dissolvidos na coluna de água (e.g. contaminantes e nutrientes), e afectando a actividade biológica

desde o transporte de larvas e de bactérias até ao crescimento do fitoplâncton e ao comportamento dos peixes (James, 2002). A dinâmica dos ecossistemas estuarinos é, assim, dependente do ambiente abiótico, sendo afectada directa e/ou indirectamente por factores como a salinidade, a temperatura, a luz, a disponibilidade de nutrientes e a hidrodinâmica do sistema. Seguidamente descreve-se de forma sucinta a influência de cada um destes factores no ecossistema estuarino e, em particular, na comunidade zooplanctónica, devendo, no entanto, notar-se a interligação existente entre eles e o facto dos mesmos não deverem ser perspectivados de forma isolada, mas sim de forma integrada na dinâmica do ecossistema.

2.3.1 Temperatura e Salinidade

A temperatura da água é uma das propriedades físicas mais importantes nos ecossistemas estuarinos, afectando vários processos físicos, químicos e biológicos. Em conjunto com a salinidade, que expressa o conteúdo em sais da água, a temperatura define a densidade da água. As variações de densidade na coluna de água influenciam as velocidades horizontais e verticais e, conseqüentemente, os processos químicos e biológicos (Lalli e Parsons, 1997). Estudos realizados em estuários mostram que a distribuição dos organismos nos ecossistemas é afectada pela distribuição horizontal de salinidade e de temperatura (e.g. Froneman, 2004). Froneman (2004) correlaciona a diminuição da salinidade, devida ao aumento dos caudais de água doce, com o aumento da clorofila *a* e da biomassa de fitoplâncton. O aumento da biomassa de fitoplâncton conduz, por sua vez, ao aumento da biomassa de zooplâncton, devido à maior quantidade de alimento disponível.

Especificamente em termos biológicos, a temperatura da água influencia as taxas fisiológicas dos organismos, afectando, por exemplo, as taxas de crescimento (e.g. Leandro et al., 2006b), de respiração e de excreção (e.g. Gaudy et al., 2000) do zooplâncton. Estudos realizados na Ria de Aveiro e em Gullmarsfjord (Suécia) com o copépode *Acartia clausi* para populações da mesma espécie em regiões biogeográficas distintas demonstram que as duas populações apresentam respostas distintas à temperatura (Leandro et al., 2006a). Os organismos marinhos também são afectados pela salinidade, apresentando maior ou menor tolerância a esta propriedade, a qual também influencia as respostas fisiológicas (e.g. taxa de excreção) e o metabolismo do zooplâncton (Gaudy et al., 2000).

2.3.2 Radiação Solar

A quantidade de energia solar que atinge a superfície da água corresponde a cerca de 50% da radiação solar no topo da atmosfera (Lalli e Parsons, 1997), sendo a restante absorvida e reflectida pelos gases e aerossóis. Esta influencia um conjunto de processos que ocorrem nos estuários, sendo essencial para a vida aquática.

Um dos principais processos afectados pela disponibilidade de luz é a fotossíntese, através da qual as plantas aquáticas transformam a matéria inorgânica em matéria orgânica. Na base da cadeia alimentar, o fitoplâncton e os restantes produtores primários utilizam, assim, a energia radiante e convertem-na, através dos pigmentos fotossintéticos (e.g. clorofila *a*, clorofila *b*, carotenóides) em energia química (Lalli e Parsons, 1997). Apenas uma fracção da radiação solar que atinge a superfície da água, correspondente aos comprimentos de onda entre os 400 e 700 nm (PAR – *Photosynthetically Active Radiation*), é utilizada no processo de fotossíntese, ocorrendo também uma redução da radiação disponível em profundidade (a quantidade de luz disponível vai diminuindo exponencialmente em profundidade). A produção primária é, assim, proporcional à disponibilidade de luz na zona eufótica quando a quantidade de nutrientes é abundante (Underwood e Kromkamp, 1999), existindo, no entanto, um máximo de irradiação a

partir do qual ocorre fotoinibição e, conseqüentemente, um decréscimo da fotossíntese (Lalli e Parsons, 1997).

Os estuários, em particular, são caracterizados pela presença de elevadas quantidades de sedimentos, os quais influenciam a turbidez da água e a quantidade de luz disponível em profundidade para os organismos estuarinos, nomeadamente para a realização de fotossíntese. A turbidez da água afecta, deste modo, a produtividade do fitoplâncton e, conseqüentemente, a quantidade de alimento disponível para o zooplâncton.

Para além de influenciar o processo de fotossíntese, as trocas de calor que se estabelecem entre a superfície da água e a atmosfera são também importantes no estabelecimento da temperatura da água (Pinho, 2000), a qual afecta os processos biológicos conforme referido anteriormente. Outros factores como a visão dos animais, a distribuição vertical dos organismos e certos ritmos migratórios (Lalli e Parsons, 1997), como as migrações verticais diárias do zooplâncton (ver ponto 2.2), apresentam também sincronismos com a luz solar, sendo controlados por esta.

2.3.3 Nutrientes

Conjuntamente com a luz solar, os nutrientes são os factores limitantes para o processo de fotossíntese e, conseqüentemente para a produção primária nos estuários. As principais fontes de nutrientes nos estuários incluem as aflúncias fluviais, a produção nos sapais e os fluxos dos sedimentos durante os processos de ressuspensão, contribuindo também como fontes de nutrientes em estuários próximos de zonas fortemente populosas as águas residuais domésticas e industriais, as drenagens urbanas e os efluentes agrícolas (Lopes et al. 2007).

Entre os nutrientes mais importantes para a produção primária em meio aquático encontram-se o azoto e o fósforo (Underwood e Kromkamp, 1999; Benitez-Nelson, 2000), sendo assumido genericamente que o azoto é o nutriente limitante em sistemas de água salgada, enquanto o fósforo é o nutriente limitante em sistemas de água doce (Underwood e Kromkamp, 1999). No entanto, outros nutrientes existentes em menores concentrações são também importantes, nomeadamente a sílica para alguns organismos que a incorporam nos seus esqueletos (e.g. diatomáceas), e o ferro, o qual pode limitar o crescimento em alguns ecossistemas (e.g. Hutchins e Bruland, 1998; Bruland et al., 2001). A abordagem de considerar apenas um nutriente limitante apresenta algumas fragilidades em estudos de ecossistemas (Benitez-Nelson, 2000).

No meio aquático, os nutrientes sofrem várias transformações, desde que são absorvidos sob a forma inorgânica até serem libertados sob a forma orgânica (e.g. através da excreção) e posteriormente mineralizados para a forma inorgânica, as quais podem ser entendidas sob a forma de ciclos. Especificamente no que se refere ao ciclo do azoto (Figura 1.4), este elemento pode ser absorvido pelos organismos marinhos sob a forma de amónia (NH_4^+), de nitrato (NO_3^-) ou de nitrito (NO_2^-), os quais constituem o azoto inorgânico dissolvido (DIN, *dissolved inorganic nitrogen*), sendo posteriormente libertado sob as formas de azoto orgânico particulado (PON, *particulate organic nitrogen*) e azoto orgânico dissolvido (DON, *dissolved organic nitrogen*). Estas, após mineralização, são transformadas em azoto inorgânico.

Os ciclos do fósforo e da sílica são relativamente menos complexos do que o ciclo do azoto (Lalli e Parsons, 1997). O fósforo é absorvido pelo fitoplâncton, por exemplo sob a forma de fosfato (PO_4^3-), e o fósforo orgânico libertado na água salgada é facilmente hidrolisado novamente em fosfato (Lalli e Parsons, 1997). Por sua vez a sílica inorgânica é utilizada por alguns organismos para produzirem os seus esqueletos, sendo depois libertada sob a forma dissolvida quando estes organismos morrem (Lalli e Parsons, 1997).

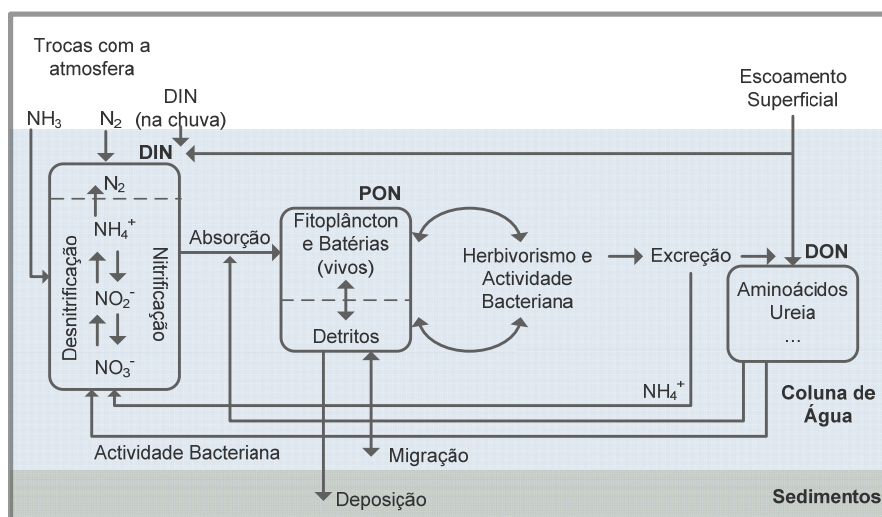


Figura 1.4. Ciclo do azoto no meio aquático (adaptado de Lalli e Parsons, 1997).

A influência das variações na quantidade de nutrientes na dinâmica dos ecossistemas pode traduzir-se de formas distintas. Uma diminuição da carga de nutrientes, de tal forma que estes sejam limitantes ao crescimento do fitoplâncton, conduzirá a uma diminuição da produção primária e a uma menor quantidade de alimento disponível para os níveis tróficos superiores. No entanto, os estuários são ecossistemas naturalmente ricos em nutrientes, ou seja, eutróficos (Lopes et al., 2007), onde muitas vezes ocorrem fenómenos de eutrofização (natural e/ou cultural). Desta forma, um aumento das concentrações de nutrientes pode traduzir-se num aumento da produtividade do fitoplâncton e resultar num aumento da ingestão deste pelos copépodes, assim como alterar a composição das espécies de zooplâncton, os grupos dominantes e a sucessão de espécies devido à alteração na razão de macronutrientes, embora a resposta das comunidades zooplanctónicas à eutrofização ainda não tenha sido bem documentada (Tan et al., 2004).

2.3.4 Hidrodinâmica

Todos os processos resultantes da hidrodinâmica estuarina afectam directa ou indirectamente a distribuição das diferentes propriedades físicas, químicas e biológicas. A base da hidrodinâmica estuarina resulta da interacção entre a água doce proveniente dos caudais fluviais e água salgada proveniente do mar devido à acção das marés, sendo também importantes outros factores como a morfologia dos canais e o transporte de sedimentos, os efeitos do vento, a acção das ondas, as influências antropogénicas e os processos bióticos (Schumann et al., 1999).

Nos estuários de zonas temperadas, os caudais fluviais apresentam, geralmente, uma variação sazonal associada aos regimes de precipitação. As variações nos caudais fluviais influenciam os ecossistemas estuarinos de variadas formas, as quais podem ser específicas de cada local (Kimmerer, 2002). Os caudais fluviais podem, assim, transportar organismos para o interior dos estuários ou originar correntes que os arrastam para o mar, sendo também responsáveis pelo transporte de sedimentos dos rios para o estuário (McLusky e Elliot, 2004), os quais alteram a turbidez e, conseqüentemente, a disponibilidade de luz, e também pelo transporte de nutrientes e de poluentes. Um outro aspecto relacionado com a variação sazonal do caudal fluvial nos estuários relaciona-se com a salinidade no estuário (Schumann et al., 1999), a qual diminui com o aumento dos caudais de água doce e afecta a distribuição do fitoplâncton e do zooplâncton, conforme referido anteriormente.

Uma questão relevante associada com a hidrodinâmica estuarina prende-se com a capacidade de retenção de um estuário, tipicamente quantificada pelo seu tempo de residência, o qual é afectado

pelos caudais fluviais, pela maré e pela estratificação (Azevedo et al., 2008). O tempo de residência é usualmente utilizado como indicador do impacte dos processos físicos na qualidade ecológica dos ecossistemas (Oliveira et al., 2007) e pode ser entendido como o tempo necessário para a renovação do volume total de água doce no interior do estuário. Assim, o tempo de residência pode afectar o tempo de permanência dos organismos e a disponibilidade de nutrientes no interior do estuário. Por exemplo, quando o tempo de residência é muito baixo, o fitoplâncton ou os nutrientes podem não permanecer o tempo suficiente no interior do estuário para que ocorram os processos de produção primária (Saraiva, 2005), o que poderá diminuir a quantidade de alimento disponível para o zooplâncton, afectando a teia trófica estuarina.

No que se refere ao efeito da maré, a subida e descida do nível do mar no exterior do estuário controla o movimento no interior do estuário. Estas variações afectam os ecossistemas estuarinos, uma vez que as correntes provocadas pela propagação da maré podem transportar organismos para o interior ou para o exterior do estuário. O movimento dos organismos no interior do estuário, nomeadamente do zooplâncton, é também afectado existindo, em algumas situações, sincronismo entre estes movimentos e a maré para que os organismos consigam permanecer no interior do estuário. As marés, tal como os caudais fluviais, são também responsáveis pela entrada de sedimentos no interior do estuário (McLusky e Elliot, 2004) e afectam os gradientes de temperatura e de salinidade estuarinos.

3 MODELAÇÃO ECOLÓGICA

Os sistemas estuarinos na sua totalidade são extremamente complexos, abrangendo variáveis e processos que interagem muitas vezes de forma não linear (James, 2002). A compreensão da complexidade de um determinado sistema deve, assim, ser baseada num conhecimento multidisciplinar que englobe a física, a química e a biologia do sistema, com recurso a dados e a ferramentas de modelação.

Os modelos ecológicos, em particular, podem ser classificados genericamente de acordo com vários critérios (Sá, 2003) – Figura I.5. Em termos de evolução temporal podem distinguir-se duas classes de modelos ecológicos: modelos dinâmicos, que procuram representar a evolução do sistema ao longo do tempo, e modelos estáticos, que representam o comportamento médio do sistema durante o período de análise. Os modelos dinâmicos são mais complexos e, conseqüentemente, mais difíceis de construir do que os modelos estáticos. Estes últimos são mais adequados para estudar a estrutura e a organização do sistema e estabelecer padrões globais, enquanto os modelos dinâmicos são mais adequados para o estudo da evolução do sistema, permitindo caracterizar o seu comportamento para diferentes cenários, em particular para estudar o efeito das alterações no sistema em estudo. No que se refere a variações em termos espaciais os modelos podem ser agregados ou distribuídos. Os modelos agregados representam o comportamento médio em termos espaciais do sistema. Por sua vez, nos modelos distribuídos é considerada a variação espacial na formulação matemática. De um modo geral, as formulações são representadas de forma distribuída quando se pretende um maior detalhe e de forma agregada para as características menos relevantes. A abordagem utilizada para definir as relações entre as componentes do modelo é outra característica, resultando de forma genérica dois tipos de modelos: modelos fenomenológicos (ou de caixa-preta) e modelos mecanicistas (causais ou de caixa-branca). Uma outra classificação relaciona-se com a consideração dos efeitos aleatórios no modelo, existindo modelos estocásticos (ou probabilísticos), os quais utilizam ferramentas de probabilidades e estatística, e modelos determinísticos (ou deterministas), que não consideram efeitos aleatórios directamente.

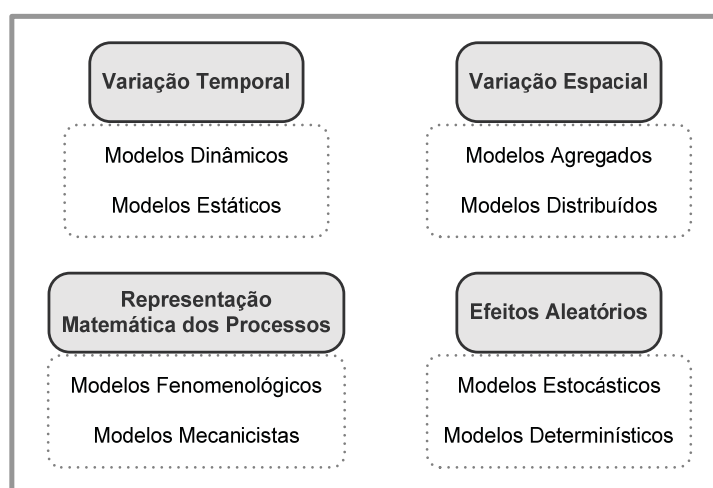


Figura I.5. Classificação dos modelos ecológicos (baseado em Sá, 2003).

Nas últimas décadas tem existido uma evolução muito significativa da modelação multidisciplinar (James, 2002) e, em particular, da modelação ecológica, a qual está associada ao aumento da

capacidade de cálculo e de processamento. No entanto, a utilização de modelos para a simulação dos ecossistemas implica sempre uma simplificação da realidade e muitas vezes são consideradas apenas partes do sistema ou sistemas mais simples no processo de modelação. A utilização de modelos ecológicos não permite representar todos os organismos individualmente ou todas as espécies, pelo que na maioria das situações estes são agregados em grupos funcionais, os quais representam as funções principais – a produção (e.g. fitoplâncton), o consumo (e.g. zooplâncton) e a decomposição (e.g. bacterioplâncton), sendo a dinâmica de cada população descrita em termos de fluxos de carbono e de nutrientes entre grupos funcionais e entre matéria orgânica e inorgânica (James, 2002).

Em termos de evolução histórica, os primeiros trabalhos de modelação ecológica aplicados a ecossistemas costeiros foram desenvolvidos nos finais da década de 40 do século passado por Riley (Ryley 1946 e 1947 *in* Pinho, 2000), tendo em vista estudar o padrão sazonal de abundância de fitoplâncton. Os modelos de Riley descrevem as taxas de variação temporal de fitoplâncton e de zooplâncton em função dos seus crescimentos e das suas mortalidades (Pinho, 2000). Antes destes trabalhos, os estudos realizados no âmbito da modelação da qualidade do meio marinho estavam ligados a variáveis químicas, sendo de destacar o modelo de Streeter-Phelps para a simulação do oxigénio dissolvido (Streeter e Phelps, 1925 *in* Pinho, 2000), o qual é reconhecido como o primeiro trabalho na modelação da qualidade da água.

Após o modelo proposto por Riley, os modelos ecológicos foram-se tornando mais complexos e o modelo desenvolvido por Wroblewski (1977) foi um dos primeiros a combinar um modelo teórico de circulação com um modelo ecológico, o qual considera cinco variáveis de estado (fitoplâncton, zooplâncton, nitratos, amónia e azoto orgânico particulado), tendo sido aplicado à costa do Oregon. Wroblewski (1980) simulou também a distribuição do copépode *Acartia clausi* na zona costeira do Oregon, relacionando a distribuição do copépode e do seu estágio de desenvolvimento ao largo com a circulação (utilizando um modelo de circulação forçado pelo vento), o tempo de desenvolvimento em cada estágio e a mortalidade. Frost (1987) desenvolveu também um modelo que visava estudar as relações entre o fitoplâncton e o zooplâncton, tendo estudado diferentes grupos de zooplâncton (microzooplâncton e mesozooplâncton, em particular os copépodes). No modelo desenvolvido por Frost a advecção horizontal e a difusão não são consideradas.

A importância da integração de modelos que simulem os processos ecológicos conjuntamente com os processos físicos foi sendo demonstrada nos vários estudos realizados. No entanto, só recentemente foi possível a utilização combinada de modelos hidrodinâmicos e ecológicos de elevada resolução, a qual é condição necessária para que exista uma representação adequada dos vários processos (James, 2002). Para além das questões relacionadas com a capacidade de cálculo, que limitaram a utilização anterior destes modelos, outra das principais dificuldades está relacionada com as diferentes escalas dos processos, uma vez que os processos físicos e biológicos nas zonas costeiras apresentam escalas espaciais e temporais de grande variabilidade. Embora a implementação individual de modelos hidrodinâmicos e ecológicos a escalas específicas não apresente normalmente grandes dificuldades, a combinação dos processos relevantes nas duas áreas num modelo único já poderá apresentar dificuldades (Pinho, 2000).

Actualmente existem vários modelos ecológicos, cuja implementação considera os processos hidrodinâmicos. Muitos destes modelos encontram-se já devidamente estabelecidos (Chao et al., 2007), como por exemplo o HEM-3D (Park et al., 2005), o EcoSim 2.0 (Bisset et al., 2004), o ERSEM (Baretta-Bekker e Baretta, 1997) e o NEMURO (Kishia et al., 2007). Na Tabela I.2 apresentam-se alguns modelos ecológicos existentes, incluindo modelos mais simples e modelos mais complexos, numa perspectiva de análise comparativa das suas principais características. Esta listagem não pretende ser exaustiva, mas sim exemplificativa dos modelos existentes e das suas valências.

Tabela I.2. Síntese de modelos ecológicos.

Modelo	Principais Características	Referência
Arhonditsis et al. (2000)	Sistema integrado de modelos, que inclui um modelo hidrodinâmico (POM, <i>Princeton Ocean Model</i>), um modelo terrestre e um modelo biológico. O modelo biológico considera seis variáveis de estado (fitoplâncton, zooplâncton, bacterioplâncton, nitrato, amoníaco e carbono orgânico dissolvido), tendo sido aplicado ao Golfo de Gera (Grécia).	Arhonditsis et al., 2000
BFM <i>Biogeochemical Flux Model</i>	Modelo ecológico, descendente do ERSEM, que descreve a dinâmica dos ecossistemas pelágico e bentónico, com base nos processos que afectam os ciclos do carbono, azoto, sílica, fósforo e oxigénio. As variáveis de estado deste modelo são incluídas em oito grupos principais: mesozooplâncton, microzooplâncton, fitoplâncton, bacterioplâncton, matéria orgânica, nutrientes inorgânicos, gases dissolvidos e outros compostos inorgânicos.	Vichi et al., 2006a
ECOHAM <i>Ecological North Sea Model Hamburg</i>	O ECOHAM1 é um modelo ecológico unidimensional que permite a simulação da dinâmica da produção primária, incluindo as variáveis fitoplâncton, fosfato e detritos bentónicos. A sua versão mais recente, ECOHAM2, permite a simulação dos ciclos aquáticos do carbono e do azoto; as variáveis de estado do modelo são: alcalinidade, fitoplâncton, zooplâncton, detritos, bactérias, amónia, nitrato, detritos bentónicos, dióxido de carbono, carbonatos, pH, ácido bórico total e tetraborato. O ECOHAM2 foi aplicado no estudo do efeito do vento e da temperatura na produção primária a norte das Ilhas Canárias (Espanha).	Moll, 1998; Moll et al., 2003; Pätsch et al., 2002
EcoSim <i>Ecological Simulation</i>	Modelo ecológico tridimensional, que se encontra acoplado ao ROMS (<i>Regional Ocean Modeling System</i>). A versão 1.0 do EcoSim (1999) permite simular os ciclos do carbono e do azoto, possuindo equações de estado para: fitoplâncton, bacterioplâncton, matéria orgânica dissolvida, matéria fecal, amónia, nitrato e carbono inorgânico dissolvido. A versão 2.0 (2004) do modelo inclui ainda os ciclos do fósforo, da sílica e do ferro. Algumas das aplicações do modelo incluem o estudo do ciclo do carbono no Sargasso Sea (Atlântico Norte).	Bisset et al., 1999a; Bisset et al., 1999b; Bisset et al., 2004
ERSEM <i>European Regional Seas Ecosystem Model</i>	Modelo ecológico que permite a simulação dos ciclos biogeoquímicos do carbono, azoto, fósforo e sílica nos ecossistemas pelágico e bentónico, considerando três grupos funcionais (os produtores primários, os consumidores e os decompositores). O ERSEM II constitui a versão mais recente do modelo. Algumas aplicações do modelo incluem o estudo da dinâmica do ecossistema no Mar do Norte.	Baretta et al., 1995; Baretta-Becker e Baretta, 1997
Fasham et al. (2006)	Modelo ecológico que permite simular um conjunto de oito variáveis de estado (zooplâncton, diatomáceas, não diatomáceas, amónia, nitrato, silicato e ferro). Este modelo foi aplicado no Atlântico Norte.	Fasham et al., 2006
Flynn (2001)	Modelo ecológico para a simulação do crescimento do fitoplâncton, que inclui ainda como variáveis de estado a clorofila <i>a</i> , a amónia, o nitrato, o fósforo, a sílica e o ferro.	Flynn, 2001
Guillaud et al. (2000)	Modelo integrado da hidrodinâmica e biologia. O modelo biológico simula os ciclos do azoto, da sílica e do fósforo, incluindo doze variáveis de estado (zooplâncton, fitoplâncton nitrato, amónia, fosfato dissolvido, sílica dissolvida, fosfato particulado, azoto orgânico, fósforo orgânico e silicatos nos detritos). Este modelo foi aplicado na baía do Sena (França), para estudar os efeitos de cargas de nutrientes.	Guillaud et al., 2000
HEM-3D <i>Hydrodynamic-Eutrophication Model</i>	Modelo tridimensional que acopla um modelo hidrodinâmico e um modelo de qualidade da água. O modelo de qualidade da água/ecológico permite simular vinte e uma variáveis de estado, incluindo os ciclos do carbono orgânico, fósforo, azoto e sílica, oxigénio dissolvido, fitoplâncton e coliformes fecais. Algumas aplicações do modelo incluem o estudo da eutrofização na baía de Kwang-Yang (Coreia).	Park et al., 1995; Park et al., 2005
Humborg et al. 2000	Modelo de caixas, que permite simular as variáveis de estado: fitoplâncton, detritos, azoto inorgânico dissolvido, fósforo inorgânico dissolvido e oxigénio, tendo sido aplicado na laguna de Szczecin (Báltico sul) para estudar os efeitos da eutrofização cultural.	Humborg et al., 2000

Tabela I.3. Síntese de modelos ecológicos (continuação).

Modelo	Principais Características	Referência
Kawamiya et al. (2000)	Modelo ecológico, que se encontra integrado num modelo de circulação global, para a simulação de seis variáveis de estado (zooplâncton, fitoplâncton, nitrato, amónia, azoto orgânico particulado e azoto orgânico dissolvido). Este modelo foi aplicado no Pacífico Norte.	Kawamiya et al., 2000
Nakata et al. (2000)	Modelo tridimensional que acopla um modelo hidrodinâmico e um ecológico. O modelo ecológico permite a simulação dos ciclos do carbono, do azoto, do fósforo e do oxigénio, incluindo dez variáveis de estado (zooplâncton, fitoplâncton, detritos, matéria orgânica dissolvida, fosfato, amónia, nitrito, nitrato, carbonato e oxigénio dissolvido). Este modelo foi aplicado a uma lagoa costeira, Lake Shinji-Nakaumi (Japão).	Nakata et al., 2000
Napolitano et al. (2000)	Modelo unidimensional, que acopla um modelo físico e um modelo biológico, o qual que inclui as variáveis de estado: zooplâncton, fitoplâncton, detritos e matéria orgânica dissolvida, fosfato, amónia e nitrato. Este modelo foi aplicado nas bacias de Rhodes e Ionian (Mediterrâneo este) para estudar a dinâmica ecológica destes sistemas, nomeadamente em termos de produção primária.	Napolitano et al., 2000
NEMURO <i>North Pacific Ecosystem Model for Understanding Regional Oceanography</i>	Modelo ecológico que inclui os ciclos do azoto e da sílica, considerando onze variáveis de estado: zooplâncton (3 grupos), fitoplâncton (2 grupos), nitrato, amónia, azoto orgânico particulado, azoto orgânico dissolvido, silicato e sílica particulada. Algumas aplicações incluem o estudo da dinâmica do ecossistema nos níveis tróficos inferiores no Pacífico Norte.	Kishia et al., 2007
Neumman (2000)	Modelo químico-biológico para a simulação do ciclo do azoto, que inclui as variáveis de estado zooplâncton, fitoplâncton (diatomáceas, dinoflagelados e cianobactérias), amónia, nitrato, detritos, oxigénio dissolvido, fosfato e sedimentos, tendo sido aplicado no Mar Báltico.	Neumman, 2000
NORWECOM <i>Norwegian Ecological Model</i>	Modelo químico-biológico que inclui sete variáveis de estado (azoto inorgânico, fósforo inorgânico, sílica inorgânica, detritos, diatomáceas, flagelados e luz-turbidez), encontrando-se integrado num sistema de modelos, que inclui um modelo hidrodinâmico. Algumas aplicações, no Mar do Norte, centraram-se no estudo dos efeitos das cargas antropogénicas de nutrientes na produção primária.	Skogen et al., 1995; Aksnes et al., 1995
PELAGOS <i>Pelagic Biogeochemistry for Global Ocean Simulations</i>	Modelo descendente do ERSEM, que permite simular o ecossistema pelágico, encontrando-se acoplado a um modelo de circulação global. O modelo inclui os ciclos do carbono, do azoto, do fósforo, da sílica, do ferro e do oxigénio para um conjunto de variáveis de estado (três grupos de zooplâncton, três grupos de fitoplâncton, bacterioplâncton, fosfato, nitrato, amónia, silicato, ferro dissolvido, oxigénio dissolvido, dióxido de carbono, iões reduzidos e detritos particulados e dissolvidos).	Vichi et al., 2006b
TROPHY3D	Modelo tridimensional que simula o transporte de poluentes e o comportamento trófico do ecossistema, incluindo seis variáveis de estado (zooplâncton, fitoplâncton, azoto, fósforo, oxigénio dissolvido e detritos orgânicos), bem como um qualquer poluente genérico.	Drago et al., 2001
COHERENS <i>Coupled Hydrodynamical Ecological Model for Regional Shelf Seas</i>	Modelo hidrodinâmico tridimensional, ao qual está acoplado, entre outros, um modelo que permite a simulação dos processos biológicos. O modelo biológico inclui oito variáveis de estado: microplâncton (expresso em carbono e azoto), detritos (expresso em carbono e azoto), nitrato, amónia, oxigénio e zooplâncton (expresso em azoto).	Luyten et al., 2003; (Tett e Walne, 1995 in Luyten et al., 2003)

Nos modelos mais simples (e.g. Kawamiya et al., 2000) é representado apenas o ciclo de um nutriente (geralmente o azoto), não existe diferenciação de espécies em cada nível trófico e o número de níveis tróficos é, em geral, reduzido. O aumento da complexidade dos modelos prende-se, assim, com a inclusão de mais ciclos de nutrientes, uma maior diferenciação de grupos

funcionais em cada nível trófico, assim como o aumento dos níveis tróficos representados (e.g. Bisset et al., 2004). No entanto, uma das principais questões relacionadas com o uso de modelos ecológicos prende-se com a parametrização e com a incerteza associada a esta, devido frequentemente, à falta de informação específica de cada local. Este aumento de complexidade contribui, assim, para o aumento dos número de parâmetros a calibrar. Neste contexto a validação dos modelos reveste-se de especial importância, devendo os critérios utilizados ser adequados ao problema em causa (Rykiel, Jr., 1996).

No presente trabalho seleccionou-se o modelo EcoSim 2.0 como base do modelo ecológico a ser utilizado para a implementação da formulação para a modelação do zooplâncton. Esta escolha deveu-se ao facto deste modelo ser um dos mais avançados nesta área, considerando os ciclos do azoto, do fósforo, da sílica e do ferro na representação do ecossistema. O EcoSim 2.0 permite representar vários grupos funcionais de fitoplâncton e o bacterioplâncton, assim como a matéria orgânica nas formas particulada e dissolvida e a matéria inorgânica. Este modelo é distribuído em código aberto com o modelo ROMS, *Regional Ocean Modeling System* (<http://www.myroms.org>). As suas aplicações são variadas, incluindo por exemplo o estudo das propriedades ópticas da coluna de água, nomeadamente em termos da distribuição das matérias orgânicas dissolvida colorida e particulada, na plataforma continental a Oeste da Flórida (Bisset et al., 2005).

4 A RIA DE AVEIRO

A Ria de Aveiro é um sistema lagunar temperado localizado na costa NW de Portugal Continental (40°38'N, 8°45'W), onde reside uma população de 250 000 habitantes, a qual nos períodos de Junho a Setembro aumenta até cerca de 300 000 habitantes (Ferreira et al., 2003). As actividades desenvolvidas na Ria são várias e abrangem desde as actividades económicas (e.g. zona portuária, produção de sal, aquacultura, pesca) até às actividades turísticas e recreativas.

Nos seus 45 km de extensão, desde Ovar até Mira, e 10 km de largura máxima, a Ria cobre uma área de 83 km² em preia-mar de marés vivas, a qual é reduzida a 66 km² em baixa-mar (Dias e Lopes, 2006). A ligação ao mar, do qual a Ria se encontra separada por um cordão litoral arenoso, faz-se através de um único canal artificial com 1.3 km de comprimento, 350 m de largura e 20 m de profundidade. Este é, aliás, um dos canais mais profundos do sistema, cuja profundidade média é de 1 m, sendo as profundidades nos canais de navegação, mantidas artificialmente, de cerca de 7 m (Dias et al., 2000).

Desde o canal artificial de ligação ao mar, a Ria apresenta quatro canais principais, os canais de Mira, S. Jacinto, Ílhavo, Espinheiro (Figura 1.6), que possuem várias ramificações e interligações (com excepção do canal de Mira), contribuindo para a complexidade do sistema. Através destes canais afluem as principais fontes de água doce à laguna. O canal de Mira, com cerca de 20-25 km de comprimento, é um canal alongado e pouco profundo (Moreira et al., 2003; Dias et al., 1999), que recebe água doce proveniente da Barrinha de Mira e para o qual canalizam também várias ribeiras (e.g. ribeira da Varziela, Vala do Regente Rei). Neste canal a salinidade varia entre 0 e 35 e a temperatura da água entre 8.5 e 24.7 °C (Dias et al., 1999). Tal como o canal de Mira, também o canal de Ílhavo é um canal estreito e alongado com cerca de 15 km e baixas profundidades, para o qual desagua o rio Boco (Dias et al., 1999). O canal de S. Jacinto, por sua vez, com um comprimento de 29 km, é o que apresenta maior largura (Dias et al., 1999), recebendo descargas fluviais do rio Caster, entre outros. Por fim, o canal do Espinheiro, que recebe as afluições dos rios Vouga e Antuã, apresenta um comprimento de cerca de 17 km e uma geometria mais complexa, com várias ramificações (Dias et al., 1999).

Embora existam várias afluições de água doce à Ria através dos canais existentes, as principais descargas de água doce provêm dos rios Vouga e Antuã (Dias e Lopes, 2006; Dias et al., 2000). Existe, no entanto, alguma incerteza relativamente aos caudais provenientes dos rios Vouga e Antuã, sendo referidos na bibliografia caudais médios de cerca de 50 e 5 m³/s (Dias e Lopes, 2006) ou de 29 e 2 m³/s (Dias et al., 2000), respectivamente. Por sua vez, em trabalhos realizados entre Setembro/2003 e Agosto/2004, Vaz (2007) refere um caudal médio anual no Rio Vouga de 31.45 m³/s. Nos restantes canais os caudais fluviais são significativamente inferiores, existindo, no entanto, falta de informação relativamente aos seus valores, nomeadamente no canal de Mira para o qual o caudal não é bem conhecido (Dias e Lopes, 2006). A falta de dados hidrológicos recentes para a zona em estudo (Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga, 1999) contribui para esta incerteza.

Na embocadura da Ria o prisma de maré é de cerca de 70x10⁶ m³ em marés vivas com amplitude de 2.48 m (Vicente, 1985 *in* Dias et al., 2000), sendo no canal de S. Jacinto cerca de 38% do observado na embocadura, no canal do Espinheiro cerca de 26%, no canal de Mira cerca de 10% e no canal de Ílhavo cerca de 8% (Silva, 1994 *in* Dias et al., 2000). As marés na embocadura da laguna são semi-diurnas, com uma amplitude média de 2 m, a qual atinge o valor mínimo de 0.6 em marés mortas e o valor máximo de 3.2 em marés vivas (Dias et al., 2000), sendo a laguna considerada mesotidal.



Figura 1.6. Representação esquemática dos principais canais e aflências na Ria de Aveiro.

Embora exista algum conhecimento relativo a este sistema lagunar, em termos hidrográficos e, no que se refere aos processos físicos, não existem muitos dados da Ria de Aveiro (Vaz, 2007), sendo de referir o estudo de Dias et al. (1999) que abrangeu toda a laguna e o estudo de Vaz (2007) mais centrado no canal do Espinheiro. A amostragem realizada por Dias et al. (1999) cobriu toda a extensão da Ria e inclui a medição de níveis, velocidade, temperatura e salinidade entre Junho e Julho de 1997. Este estudo evidenciou que a circulação na Ria é essencialmente dominada pela maré, sendo os gradientes verticais de salinidade e temperatura negligenciáveis face aos gradientes longitudinais: próximo da embocadura a salinidade é, em geral, superior e a temperatura inferior face às extremidades dos canais (Dias et al., 1999). Por sua vez, a amostragem realizada por Vaz (2007) decorreu entre Setembro de 2003 e Agosto de 2004 ao longo do canal do Espinheiro, e inclui medições de salinidade e temperatura. Este estudo evidenciou a importância do caudal fluvial no estabelecimento das condições de temperatura e de salinidade neste canal. Mais pontualmente existem, também, alguns dados de salinidade e temperatura, muitas vezes associados a estudos de processos químicos, biológicos ou geológicos (e.g. Almeida et al., 2005; Lopes et al., 2007).

No que se refere, em particular, à ecologia da Ria de Aveiro, este sistema lagunar constitui um *habitat* para variadas espécies de fauna e flora, sendo de grande importância do ponto de vista ecológico. No entanto, nas últimas décadas tem-se verificado um aumento da degradação da qualidade da água e ecológica da Ria de Aveiro (Lopes e Silva, 2006; Lopes et al., 2005), devido ao aumento das pressões antropogénicas, nomeadamente às práticas agrícolas e às descargas de águas residuais urbanas e industriais.

Os estudos de caracterização ecológica e de qualidade da água existentes baseiam-se essencialmente em dados (e.g. nutrientes, clorofila *a*). Os estudos relativos à contaminação por mercúrio na Ria de Aveiro são variados (e.g. Válega et al., 2008; Pato et al., 2008). Cunha et al. (1999), com base numa amostragem de 1997/1998, estudaram as taxas de consumo de oxigénio.

Almeida et al. (2005, 2007), tendo em vista a produção do bacterioplâncton, apresentam dados para várias estações localizadas ao longo de toda a extensão da Ria relativos a nutrientes e a clorofila *a* medidos em diferentes períodos de 2000 e 2001. Por sua vez, Lopes et al. (2007) estuda a dinâmica dos nutrientes e a variação sazonal do fitoplâncton com base em amostragens de nutrientes e clorofila *a* (2000/2001), evidenciando que na Ria a sucessão sazonal do fitoplâncton poderá estar dependente da concentração e da composição dos nutrientes presentes na coluna de água, mas também do herbivorismo. No que se refere, em particular, a estudos relativos ao zooplâncton, Morgado (1997) estudou a ecologia do zooplâncton na Ria de Aveiro e Leandro (2008) a abundância e a produção zooplânctónica no Canal de Mira. Alguns estudos mais recentes focaram-se na influência dos factores ambientais na abundância e distribuição do zooplâncton na Ria e, em particular, no canal de Mira (Leandro et al., 2008), ou na abundância do zooplâncton na plataforma continental adjacente à Ria (Morgado et al., 2003).

Na Ria de Aveiro existem também alguns estudos, hidrodinâmicos e de qualidade da água e ecológica, baseados em modelação numérica (e.g., Dias et al., 2003; Lopes et al., 2005; Saraiva, 2005; Trancoso, 2005; Lopes et al., 2006; Vaz, 2007; Lopes et al., 2008). Estes estudos, nomeadamente os baseados em modelação ecológica e, em particular, do zooplâncton são, no entanto, ainda escassos. Por outro lado, na sua generalidade, os estudos existentes baseiam-se apenas numa abordagem, dados ou modelação numérica. A utilização de uma abordagem integrada, que combine o estudo do sistema com base em dados e nos resultados do modelo devidamente validado, possibilita também uma melhor caracterização do sistema e permite explorar diversos aspectos. A utilização de um modelo ecológico de base que permita uma representação adequada dos processos biológicos, nomeadamente do zooplâncton estuarino, acoplado a um modelo hidrodinâmico constitui também um instrumento importante para uma melhor compreensão da dinâmica da Ria de Aveiro. Em particular, a utilização de um modelo baseada em malhas não-estruturadas, como o modelo SELFE, permite uma melhor representação da geometria complexa da Ria de Aveiro. Existem, assim, várias potencialidades na utilização de modelação numérica, integrada com os dados existentes, contribuindo para um melhor conhecimento da Ria de Aveiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Azam, F. (1998). Microbial control of oceanic carbon flux: the plot thickens, *Science* 280, 694-696.
- Akin, S. e Winemiller, K.O. (2008). Body size and trophic position in a temperate estuarine food web, *Acta Oecologica*, doi:10.1016/j.actao.2007.08.002.
- Aksnes, D. L., Ulvestad, K. B., Baliho, B., Berntsen, J., Egge J. e Svendsen, E. (1995). Ecological modeling in coastal waters: Towards predictive physical-chemical-biological simulation models, *Ophelia*, 41, 5 -36.
- Almeida, M.A., Cunha, M.A. e Alcântara, F. (2005). Relationship of bacterioplankton production with primary production and respiration in a shallow estuarine system (Ria de Aveiro, NW Portugal), *Microbiological Research*, 160, 315-328.
- Almeida, M.A., Cunha, M.A. e Dias, J.M. (2007). Bacterial productivity distribution during a rainy year in an estuarine system, *Microbial Ecology*, 53, 208-220.
- Alvera-Azcárate, A., Ferreira, J.G. e Nunes, J.P. (2003). Modelling eutrophication in mesotidal and macrotidal estuaries. The role of intertidal seaweeds, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57, 715-724.
- Arhonditsis, G., Tsirtsis, G., Angelidis, M.O. e Karydis, M. (2000). Quantification of the effects of nonpoint nutrient sources to coastal marine eutrophication: applications to a semi-enclosed gulf in the Mediterranean Sea, *Ecological Modelling*, 129, 209-227.
- Azevedo, I.C., Duarte, P.M. e Bordalo, A.A. (2008). Understanding spatial and temporal dynamics of key environmental characteristics in a mesotidal Atlantic estuary (Douro, NW Portugal), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 620-633.
- Baretta, J.W., Ebenhoh, W. E Ruardij, P. (1995). The European Regional Seas Ecosystem Model, a complex marine ecosystem model, *Netherlands Journal of Sea Research*, 33, 233-246.
- Baretta-Bekker, J.G. e Baretta, J.W. (1997). European Regional Seas Ecosystem Model (ERSEM II), *Journal of Sea Research*, 38, 169-438.
- Bathmann, U.V., Noji, T.T. e von Bodugen, B. (1990). Copepod grazing potential in late winter in the Norwegian Sea - a factor in the control of spring phytoplankton growth?, *Marine Ecology Progress Series*, 60, 225-233.
- Benitez-Nelson, C.R. (2000). The biogeochemical cycling of phosphorus in marine systems, *Earth-Science Reviews*, 51, 109-135.
- Bisset, W.P., Debra, S. e Dye, D. (2004). *Ecological Simulation (EcoSim) 2.0 Technical Descripton*, Florida Environmental Research Institute, 25 pp.
- Bissett, W. P., Carder, K. L., Walsh, J.J. e Dieterle, D.A (1999a). Carbon cycling in the upper waters of the Sargasso Sea: II. Numerical simulation of apparent and inherent optical properties. *Deep-Sea Research*, 46, 271-317.
- Bissett, W.P., Arnone, R., DeBraa, S., Dieterle, D.A., Dye, D., Kirkpatrick, G.J., Schofield, O.M. e Vargo, G.A. (2005). Predicting the optical properties of the West Florida Shelf: resolving the potential impacts of a terrestrial boundary condition on the distribution of colored dissolved and particulate matter, *Marine Chemistry*, 95, 199-233.

- Bissett, W.P., Walsh, J.J., Dieterle, D.A. e Carder, K.L. (1999b). Carbon cycling in the upper waters of the Sargasso Sea: I. Numerical simulation of differential carbon and nitrogen fluxes. *Deep-Sea Research*, 46, 205-269.
- Brogueira, M.J., Oliveira, M.R. e Cabeçadas, G. (2007). Phytoplankton community structure defined by key environmental variables in Tagus estuary, Portugal, *Marine Environmental Research*, 64, 616–628.
- Bruland, K.W., Rue, E.L. e Smith, G.J. (2001). Iron and macronutrients in California coastal upwelling regimes: implications for diatom blooms, *Limnology and Oceanography*, 46, 1661-1674.
- Chao, X., Jia, Y., Shields Jr., F.D., Wang, S.S.Y. e Cooper, C.M. (2007). Numerical modeling of water quality and sediment related processes, *Ecological Modelling*, 201, 385-397.
- Choy, E. J., An, S. e Kang, C. (2008). Pathways of organic matter through food webs of diverse habitats in the regulated Nakdong River estuary (Korea), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, doi:10.1016/j.ecss.2007.11.024.
- Cloern, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem, *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- Cugier, P., Billen, G., Guillaud, J.F., Garnier, J. e Ménesguen, A. (2005). Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading, *Journal of Hydrology*, 304, 381-396.
- Cunha, M.A., Almeida, M.A. e Alcântara, F. (1999). Compartments of oxygen consumption in a tidal mesotrophic estuary (Ria de Aveiro, Portugal), *Acta Oecologica*, 20, 227-235.
- Dias, J.M. e Lopes, J.F. (2006). Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: the case of Ria de Aveiro lagoon (Portugal), *Environmental Modelling & Software*, 21, 1-15.
- Dias, J.M., Lopes, J.F. e Dekeyser, I. (1999). Hydrological characterisation of Ria de Aveiro, Portugal, in early summer, *Oceanologica Acta*, 22, 473-485.
- Dias, J.M., Lopes, J.F. e Dekeyser, I. (2000). Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal, *Physics and Chemistry of the Earth*, 25, 369-374.
- Dias, J.M., Lopes, J.F. e Dekeyser, I. (2003). A numerical system to study the transport properties in the Ria de Aveiro lagoon, *Ocean Dynamics*, 53, 220-231.
- Drago, M., Cescon, B. e Iovenitti, L. (2001). A three-dimensional numerical model for eutrophication and pollutant transport, *Ecological Modelling*, 145, 17–34.
- Elliot, M. e McLusky, D.S. (2002). The need for definitions in understanding estuaries, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 815-827.
- Endelvang, K., Kaas, H., Erichsen, A.C., Alvarez-Berastegui, D., Bundgaard, K. e Jorgensen, P.V. (2005). Numerical modelling of phytoplankton biomass in coastal areas, *Journal of Marine Systems*, 57, 13-29.
- Fasham, M.J.R., Flynn, K.J., Pondavenc, P., Anderson, T.R. e Boydd, P.W. (2006). Development of a robust marine ecosystem model to predict the role of iron in biogeochemical cycles: A comparison of results for iron-replete and iron-limited areas, and the SOIREE iron-enrichment experiment, *Deep-Sea Research I*, 53, 333–366.
- Feinberg, L.R. e Dam, H.G. (1998). Effects of diet on dimensions, density and sinking rates of fecal pellets of the copepod *Acartia tonsa*, *Marine Ecology Progress Series*, 175, 87-96.

- Ferreira, J.G., Simas, T., Nobre, A., Silva, M.C., Shifferegger, K. e Lencart-Silva, J. (2003). *Identification of sensitive areas and vulnerable zones in transitional and coastal portuguese systems*, INAG, 151 pp.
- Ferreira, J.G., Wolff, W.J., Simas, T.C. e Bricker, S.B. (2005). Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology?, *Ecological Modelling*, 187, 513-523.
- Flynn, K.J. (2001). A mechanistic model for describing dynamic multi-nutrient, light, temperature interactions in phytoplankton, *Journal of Plankton Research*, 23, 977-997.
- Froneman, P.W. (2004). Zooplankton community structure and biomass in a southern African temporarily open/closed estuary, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60, 125-132.
- Frost, B.W. (1987). Grazing control of phytoplankton stock in the open subarctic Pacific Ocean: a model assessing the role of mesozooplankton, particularly the large calanoid copepods *Neocalanus* spp., *Marine Ecology Progress Series*, 39, 49-68.
- García-Barcina, J.M., González-Oreja, J.A. e De la Sota, A. (2006). Assessing the improvement of the Bilbao estuary water quality in response to pollution abatement measures, *Water Research*, 40, 951-960.
- Gaudy, R., Cervetto, G. e Pagano, M. (2000). Comparison of the metabolism of *Acartia clausi* and *A. tonsa*: influence of temperature and salinity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 247, 51-65.
- Grant, S.B., Kim, J.H., Jones, B.H., Jenkins, S.A., Wasyl, J. e Cudaback, C. (2005). Surf zone entrainment, along-shore transport and human health implication of pollution from tidal inlets, *Journal of Geophysical Research*, 110, C10025.
- Guillaud, J., Andrieux, F. e Menesguen, A. (2000). Biogeochemical modelling in the Bay of Seine (France): an improvement by introducing phosphorus in nutrient cycles, *Journal of Marine Systems*, 25,369-386
- Harris, R.P. e Malej, A. (1986). Diel patterns of ammonium excretion and grazing rhythms in *Calanus helgolandicus* in surface stratified waters, *Marine Ecology Progress Series*, 31, 75-85.
- Hermoso, J., Martins, F. e Coelho, C. (2001). Classificação e Gestão da Área de Paisagem Protegida da Foz do Cáster no âmbito do Programa LIFE ESGIRA-MARIA, Actas da VII Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, 11 pp.
- Humborg, C., Fennel, K., Pastuszak, M. e Fennel, W. (2000). A box model approach for a long-term assessment of estuarine eutrophication, Szczecin Lagoon, southern Baltic, *Journal of Marine Systems*, 25 ,387-403
- Hutchins, D.A. e Bruland, K.W. (1998). Iron-limited diatom growth and Si:N uptake ratios in a coastal upwelling regime, *Nature*, 393, 561-564.
- Islam, M.S. e Tanaka, M. (2007). Effects of freshwater flow on environmental factors and copepod density in the Chikugo estuary, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74, 579-584.
- James, I.D. (2002). Modelling pollution dispersion, the ecosystem and water quality in coastal waters: a review, *Environmental Modelling & Software*, 17, 363-385.
- Kawamiya, M, Kishi, M.J. e Suginoara, N. (2000). An ecosystem model for the North Pacific embedded in a general circulation model Part I: Model description and characteristics of spatial distributions of biological variables, *Journal of Marine Systems*, 25, 129-157.
- 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.

- Kishi, M.J., Kashiwai, M., Ware, D.M., Megrey, B.A., Eslinger, D.L., Werner, F. E., Noguchi-Aita, M., Azumaya, T., Fujii, M., Hashimoto, S., Huang, D., Iizumi, H., Ishida, Y., Kang, S., Kantakov, G.A., Kim, H., Komatsu, K., Navrotsky, V.V., Smith, S.L., Tadokoro, K., Tsuda, A., Yamamura, O., Yamanaka, Y., Yokouchi, K., Yoshie, N., Zhang, J., Zuenko, Y.I. e Zvalinsky, Z.I. (2007). NEMURO – a lower trophic level model for the North Pacific marine ecosystem, *Ecological Modelling*, 202, 12-25.
- Lalli, C.M. e Parsons, T.R. (1997). *Biological Oceanography: an introduction*, The Open University, 314 pp.
- Leandro, S.M. (2008). Forçamento ambiental na abundância e produção de zooplâncton num gradiente estuarino, Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Biologia, Universidade de Aveiro.
- Leandro, S.M., Queiroga, H., Rodríguez-Graña, L. e Tiselius, P. (2006a). Temperature-dependent development and somatic growth in two allopatric populations of *Acartia clausi* (Copepoda:Calanoida), *Marine Ecology Progress Series*, 322, 189-197.
- Leandro, S.M., Tiselius, P. e Queiroga, H. (2006b). Growth and development of nauplii and copepodites of the estuarine copepod *Acartia tonsa* from southern Europe (Ria de Aveiro, Portugal) under saturating food conditions, *Marine Biology*, 150, 121-129.
- Li, K.Z., Yin, J.Q., Huang, L.M. e Tan, Y.H. (2006). Spatial and temporal variations of mesozooplankton in the Pearl River estuary, China, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67 543-552.
- Lopes, C.B., Lillebo, A.I., Dias, J.M., Pereira, E., Vale, C. e Duarte, A.C. (2007). Nutrient dynamics and seasonal succession of phytoplankton assemblages in a Southern European Estuary: Ria de Aveiro, Portugal, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 480-490.
- Lopes, J.F. e Silva, C. (2006). Temporal and spatial distribution of the dissolved oxygen in the Ria de Aveiro lagoon, *Ecological Modelling*, 197, 67-88.
- Lopes, J.F., Dias, J.M., Cardoso, A.C. e Silva, C.I.V. (2005). The water quality of the Ria de Aveiro lagoon, Portugal: From the observations to the implementation of a numerical model, *Marine Environmental Research*, 60, 594-628.
- Lopes, J.F., Silva, C.I. e Cardoso, A.C. (2008). Validation of a water quality model for the Ria de Aveiro lagoon, Portugal, *Environmental Modelling & Software*, 23, 479-494.
- Luyten, P. J., Jones, J. E. e Proctor, R. (2003). A numerical study of the Long-and short-term temperature variability and thermal circulation in the North Sea, *Journal of Physical Oceanography*, 33, 37-56.
- Mann, K.H. e Lazier, J.R.N. (1991). *Dynamics of Marine Ecosystems – Biological-Physical Interactions in the Oceans*, Blackwell Scientific Publications, 466 pp.
- McLusky, D.S., Elliott, M. (2004). *The Estuarine Ecosystem – Ecology, Threats and Management*, Third Edition, Oxford University Press, 214 pp.
- Megrey, B.A., Kenneth, A.R., Ito, S., Hay, D.E., Werner, F.E., Yamanaka, Y. e Aita, M.N. (2007). North Pacific basin-scale differences in lower and higher trophic level marine ecosystem responses to climate impacts using a nutrient-phytoplankton-zooplankton model coupled to a fish bioenergetics model, *Ecological Modelling*, 202, 196-210.
- Moll, A. (1998). Regional distribution of primary production in the North Sea simulated by a three-dimensional model, *Journal of Marine Systems*, 16, 151–170.

- Moll, A., Pätsch, J. e Kühn W. (2003). *ECOHAM2 User Guide - The Ecological North Sea Model, Hamburg, Version 2*, Technical Reports of the Institut für Meereskunde Hamburg, 2003-2, 38 pp.
- Moreira, M.H., Queiroga, H., Machado, M.M. e Cunha, M.R. (1993). Environmental gradients in a southern europe estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal. Implications for soft bottom macrofauna colonization, *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27, 465-482.
- Morgado, F.M.R. (1997). *Ecologia do zooplâncton da Ria de Aveiro. Caracterização espaço-temporal, transporte longitudinal e dinâmica tidal, nictemeral e lunar*, Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Biologia, Universidade de Aveiro.
- Morgado, F., Queiroga, H., Melo, F. e Sorbe, J. (2003). Zooplankton abundance in a coastal station off the Ria de Aveiro inlet (north-west Portugal): relations with tidal and day/night cycles, *Acta Oecologica*, 24, S175-S181.
- Nakata, K., Horiguchi, F. e Yamamuro, M. (2000). Model study of Lakes Shinji and Nakaumi — a coupled coastal lagoon system, *Journal of Marine Systems*, 26, 145-169.
- Napolitano, E., Oguz, T., Malanotte-Rizzoli, P., Yilmaz, A. e Sansone, E. (2000). Simulations of biological production in the Rhodes and Ionian basins of the eastern Mediterranean, *Journal of Marine Systems*, 24, 277-298.
- Neumman, T. (2000). Towards a 3D-ecosystem model of the Baltic Sea, *Journal of Marine Systems*, 25, 405-419.
- Oliveira, A., Fortunato, A.B., Rodrigues, M. e Azevedo, A. (2007). Integration of physical and water quality models, *La Houille Blanche*, 4, 40-46.
- Paerl, H.W., Dyble, J., Moisaner, P.H., Noble, R.T., Piehler, M.F., Pinckney, J.L., Steppe, T.F., Twomey, L. and Valdes, L.M. (2003). Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies, *FEMS Microbiology Ecology*, 46, 233-246.
- Park, K., Jung, H., Kim, H. e Ahn, S. (2005). Three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): application to Kwang-Yang Bay, Korea, *Marine Environmental Research*, 60, 171-193.
- Park, K., Kuo, A.Y, Shen, J. e Hamrick, J.M. (1995). *A three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): description of water quality and sediment process submodels*, Special Report in Applied Marine Science and Ocean Engineering, School of Marine Science, Virginia Institute of Marine Science, 153 pp.
- Parslow, J., Hunter, J., Davidson, A. (2004). *Estuarine Eutrophication Models*, Final Report Project E6 National River Health Program, Water Services Association of Australia Melbourne Australia, CSIRO Marine Research, Hobart, Tasmania.
- Pastorinho, R., Vieira, L., Ré, P., Pereira, M., Bacelar-Nicolau, P., Morgado, F., Marques, J.C., e Azeiteiro, U. (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.
- Pato, P., Lopes, C., Válega, M., Lillebø, A.I., Dias, J.M., Pereira, E. e Duarte, A.C. (2008). Mercury fluxes between an impacted coastal lagoon and the Atlantic Ocean, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 787-796.
- Pätsch, J., Kühn, W., Radach, G., Santana Casiano, J.M., Gonzalez Davilia, M., Neuer, S., Freudenthal, T. e Llinas, O. (2002). Interannual variability of carbon fluxes at the North Atlantic station ESTOC. *Deep-Sea Research II*, 49, 253-288.

- Petrucci, F., Caini, S., Mura, G. e Caroli, S. (1995). *Artemia* as a bioindicator of environmental contamination by trace elements, *Microchemical Journal*, 51, 181-186.
- Pinho, J.L.S. (2000). *Aplicação de modelação matemática ao estudo da hidrodinâmica e da qualidade da água em zonas costeiras*, Tese apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil, Universidade do Minho.
- Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga (1999). Anexo 10, Qualidade dos Meios Hídricos, 160 pp.
- Rykiel, Jr., E.J. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation, *Ecological Modelling*, 90, 229-244.
- Sá, C.B.P. (2003). *Calibração automática de modelos ecológicos baseados em equações diferenciais ordinárias utilizando algoritmos genéricos*, Tese apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Ciências em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Santos, F.D., Forbes, K. e Moita, R. (2001). *Mudança Climática em Portugal. Cenários, Impactes e Medidas de Adaptação*, SIAM, Gradiva, 24.
- Saraiva, S. (2005). Modelação ecológica da Ria de Aveiro: o papel das macroalgas, Tese apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Hídricos, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.
- Sautour, B., Artigas, F., Herbland, A. e Laborde, P. (1996). Zooplankton grazing impact in the plume of dilution of the Gironde estuary (France) prior to the spring bloom, *Journal of Plankton Research*, 18, 835-853
- Schumann, E., Largier, J. e Slinger, J. (1999). Estuarine hydrodynamics, Capítulo no livro Allanson, B.R. e Baird, D. (1999), *Estuaries of South Africa*, Cambridge University Press, 27-52.
- Silva, J.F., Duck, R.W., Oliveira, F. e Rodrigues, M. (2000). Utilização da água e saneamento na área do Baixo Vouga: impactos na Ria de Aveiro, Actas do II Congresso Ibérico de Planeamento e Gestão de Água, 9 pp.
- Skogen, M.D. e Moll, A. (2005). Importance of ocean circulation in ecological modeling: An exemple from the North Sea, *Journal of Marine Systems*, 57, 289-300.
- Skogen, M.D., Svendsen, E., Berntsen, J., Aksnes, D. e Ulvestad, K.B. (1995). Modelling the primary production in the North Sea using a coupled three-dimensional physical-chemical-biological ocean model, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41, 545-565
- Svesson, C.J., Hyndes, G.A. e Lavery, P.S. (2007). Food web analysis in two permanently open temperate estuaries: Consequences of saltmarsh loss?, *Marine Environmental Research*, 64, 286-304.
- Tan, Y., Huang, L., Chen, Q. e Huang, X. (2004). Seasonal variation in zooplankton composition and grazing impact on phytoplankton standing stock in the Pearl River Estuary, China, *Continental Shelf Research*, 24, 1949-1968.
- Trancoso, A. R., Saraiva, S., Fernandes, L., Pina, P., Leitão, P. e Neves, R. (2005). Modelling macroalgae using a 3D hydrodynamic-ecological model in a shallow, temperate estuary. *Ecological Modelling*, 187, 232-246.
- Underwood, G.J.C. e Kromkamp, J. (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries, *Advances in Ecological Research*, 29, 93-153.
- Válega, M., Lillebø, A.I., Pereira, M.E., Duarte, A.C. e Pardal, M.A. (2008). Long-term effects of mercury in a salt marsh: Hysteresis in the distribution of vegetation following recovery from contamination, *Chemosphere*, 71, 765-772.

- Vaz, N. (2007). Estudo dos processos de transporte de calor e de sal no Canal do Espinheiro (Ria de Aveiro), Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Física, Universidade de Aveiro.
- Vichi, M., Masina, S., Patara, L., Baretta, J.W., Ruardij, P., Zavatarelli, M., Pinardi, N., Polimene, L. e Butenschön (2006a). *The Biogeochemical Flux Model (BFM)*, Ed. J.W. Baretta, 57.
- Vichi, M., Pinardi, N. e Masina, S. (2006b). A generalized model of pelagic biogeochemistry for the global ocean ecosystem. Part I: Theory, *Journal of Marine Systems*, 64, 89-109.
- Vieira, L., Azeiteiro, U., Ré, P., Pastorinho, R., Marques, J.C. e Morgado, F. (2003). Zooplankton distribution in a temperate estuary (Mondego estuary southern arm: Western Portugal), *Acta Oecologica*, 24, S163–S173.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenko, J. e Mellilo, J.M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems, *Science* 277, 494-499.
- Williams, R., Conway, D.V.P. e Hunt, H.G. (1994). The role of copepods in the planktonic ecosystems of mixed and stratified waters of the European shelf seas, *Hydrobiologia*, 292/293, 521-530.
- Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J.M., Olesen, J.M., Valido, A. e Warren, P.H. (2005). Body size in ecological networks, *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 402-409.
- Wroblewski, J.S. (1977). A model of phytoplankton plume formation during variable Oregon upwelling, *Journal of Marine Research*, 35, 357-394.
- Wroblewski, J.S. (1980). A simulation of the distribution of *Acartia clausi* during Oregon upwelling, August 1973, *Journal of Plankton Research*, 2, 43-68.
- Zhang, Y.-L. e Baptista, A.M. (2008). SELFE: A semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation, *Ocean Modeling*, 21, 71-96.

CAPÍTULO II
INTEGRATING A CIRCULATION MODEL AND AN
ECOLOGICAL MODEL TO SIMULATE THE DYNAMICS OF
ZOOPLANKTON

Integrating a Circulation Model and an Ecological Model to Simulate the Dynamics of Zooplankton

M. Rodrigues¹, A. Oliveira², H. Queiroga³, Y.J. Zhang⁴, A.B. Fortunato⁵, A.M. Baptista⁶

Paper in press in the Book of Proceedings of the 10th Estuarine and Coastal Modeling Conference, ASCE (American Society of Civil Engineers)

¹ Research Fellow, Estuaries and Coastal Zones Division, National Laboratory of Civil Engineering, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisbon, Portugal; PH (351)218443613; Fax (351)218443016; email: mfr Rodrigues@lnec.pt

² Research Officer, Estuaries and Coastal Zones Division, National Laboratory of Civil Engineering, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisbon, Portugal; PH (351) 218443631; e-mail: aoliveira@lnec.pt

³ Assistant Professor with Aggregation, Biology Department, University of Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal; PH (351)234370787; e-mail: hqueiroga@bio.ua.pt

⁴ Research Assistant Professor, Center for Coastal Margin Observation and Prediction, Oregon Health & Science University, 20000 NW Walker Road, Beaverton, OR 97006; PH 503/748-1071; e-mail: yinglong@stccmop.org

⁵ Principal Research Officer, Estuaries and Coastal Zones Division, National Laboratory of Civil Engineering, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisbon, Portugal; PH (351)218443425; e-mail: afortunato@lnec.pt

⁶ Professor and Director, Center for Coastal Margin Observation and Prediction, Oregon Health & Science University, 20000 NW Walker Road, Beaverton, OR 97006; PH 503/748-1071; e-mail: baptista@stccmop.org

Integrating a Circulation Model and an Ecological Model to Simulate the Dynamics of Zooplankton

ABSTRACT

Zooplankton plays a fundamental role in the estuarine food web. Thus, understanding the factors that affect the distribution of estuarine zooplankton is of major concern for the management of estuaries. An integrated modeling approach, coupling a hydrodynamics and an ecological model, is presented here to simulate the three-dimensional dynamics of zooplankton. The hydrodynamics is computed with SELFE, a 3D baroclinic circulation model. The ecological model is based on an extension of EcoSim 2.0, which allows the simulation of several ecological state variables, to account for zooplankton dynamics. Some test cases are presented that validate the changes made in the EcoSim 2.0 and the integration of the hydrodynamic and ecological models. A sensitivity analysis is also performed to check the influence of the input parameters of the ecological model in the final results, showing the phytoplankton's temperature-dependent growth parameters as the most important, for phytoplankton, inorganic nutrients and DIC pools.

1 INTRODUCTION

Estuaries are one of the most productive ecosystems on earth (Mann and Lazier, 1991), supporting different species of animals and plants (McLusky and Elliot, 2004), and playing a fundamental environmental role. Due to their privileged location and their unique characteristics, estuaries also play important economical and societal roles. In particular, about 60% of the human population lives near the coast (Vitouseck et al., 1997). These different roles and the population development and growth have led to increasing pressure on the estuarine ecosystems that can cause a degradation of its overall functioning. The increase of nutrient loading, from river and sewage discharges, which can lead to the occurrence of eutrophication (e.g. Cugier et al., 2005; García-Barcina et al., 2006) is an example of such pressure. Eutrophication and other water quality problems can have multiple negative impacts in the ecosystem dynamics and structure, such as loss of biodiversity, increasing frequencies of harmful algae blooms, hypoxia and fishery diseases (Cloern, 2001; Alvera-Azcárate et al., 2003; Paerl et al., 2003).

Zooplankton is one of the biological communities that plays a fundamental role in the estuarine food web. This community, which is mostly composed of copepods in different stages of development and is the main source of food for fish larvae, plays an important role in the transfer of nutrients and energy to higher trophic levels (Svesson et al., 2007). In the lower trophic levels, the grazing of copepods is important during the initial stage of algae blooms, because it can cause a shift in phytoplankton species composition and modify the food web structure (Tan et al., 2004). The role of zooplankton in controlling algal blooms through grazing is also a matter of active research (Tan et al., 2004).

Copepod distribution and abundance in estuaries are directly and indirectly influenced by environmental factors (Islam and Tanaka, 2007) and anthropogenic pressure. Yet, the response of the copepod community structure to factors like eutrophication has not been well documented in these ecosystems (Tan et al., 2004). Thus, understanding how environmental factors and

anthropogenic pressure affect the estuarine ecosystem, including the zooplankton community, is of major concern for establishing estuaries management strategies.

Although desirable, a detailed spatial and temporal monitoring strategy that allows the understanding of all the processes and mechanisms of the ecosystem is seldom achievable. Hence, validated numerical models that simulate the relevant physical, chemical and biological processes at appropriate temporal and spatial scales are an attractive alternative to understanding estuarine ecosystem dynamics. These numerical models may be able to reproduce the observed behaviors (Endelvang et al., 2005) and exploit responses of the ecosystems to environmental factors and anthropogenic pressure (Megrey et al., 2007; Grant et al., 2005). Presently, the number of studies of water quality and ecosystem problems with numerical models is increasing rapidly, and there are some well established water quality and ecological models (Chao et al., 2007), like HEM-3D (Park et al., 2005), EcoSim 2.0 (Bisset et al., 2004), ERSEM (Baretta-Bekker and Baretta, 1997) and NEMURO (Kishia et al., 2007). Due to the multiple processes and mechanisms involved, the coupling between these ecological and water quality models and circulations models is fundamental to represent the ecosystems properly (Skogen and Moll, 2005). For instance, a study of phytoplankton and zooplankton dynamics using a coupled physical-ecological model showed the relevance of advective processes in the spatio-temporal variation of plankton biomass (Komatsu et al., 2007). This paper presents an integrated model system that couples a three-dimensional baroclinic circulation model and an ecological model, which allows the representation of carbon, nitrogen, phosphorus, silica and iron cycles.

One of the critical issues related to the use of complex ecosystem models is the large number of input parameters required, as many of these parameters are often poorly understood (Torres et al., 2006). Hence, a sensitivity analysis is performed to evaluate how different choices of the parameters in the ecological model influence the final results, and to assess which parameters have the strongest impact on the simulations.

2 MODEL DESCRIPTION

The system of models described here (ECO-SELFE) couples two open source models: the circulation model SELFE – Semi-Implicit Eulerian-Lagrangian Finite-Element (Zhang and Baptista, 2008, www.ccalmr.ogi.edu/CORIE/modeling/selfe/) and an extension of the ecological model EcoSim 2.0 (Bisset et al., 2004, www.myroms.org/) to account for zooplankton dynamics. Both models are well established. Here we present a brief description of the main characteristics of each model, including a detailed description of the zooplankton formulation implemented in EcoSim 2.0. Detailed descriptions of each model can be found in the references above.

2.1 SELFE MODEL

SELFE is an unstructured-grid model designed for the effective simulation of 3D baroclinic circulation across river-to-ocean scales. This model calculates the free-surface elevation and the 3D water velocity, salinity and temperature, by solving the 3D shallow water equations, which represent conservation laws for mass/volume, momentum, salt and heat, together with the hydrostatic and Boussinesq approximations.

The numerical scheme of the model is based on a finite-element/finite-volume scheme. The advection of salinity and temperature can be treated with an Eulerian-Lagrangian method (ELM), a mass-conservative finite-volume upwind scheme or a TVD (Total Variation Diminishing) scheme. The domain is discretized horizontally with unstructured triangular grids, and vertically with hybrid coordinates (partly terrain-following S-coordinates and partly Z-coordinates).

This model incorporates a user defined transport module which allows the user to solve the transport equation for any number of tracers besides temperature and salinity:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\kappa \frac{\partial C}{\partial z} \right) + F_c + \Lambda C \quad (1)$$

where C is a generic tracer, (u, v, w) in m.s^{-1} are the components of the velocity in (x, y, z) , κ is the vertical eddy diffusivity ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$), F_c is the horizontal diffusion (neglected in SELFE) and ΛC are the sources and sinks terms. The coupling between the circulation model and the ecological model was done through this module: the equations that represent the biological processes of each tracer variable of the ecological model were coupled via source or sink terms in the transport equation. The tracer's advection can be solved through an upwind or a TVD schemes.

2.2 ECOLOGICAL MODEL

The ecological model allows the simulation of source and sink terms for several state variables, namely zooplankton groups, phytoplankton groups, bacterioplankton, dissolved and fecal organic matter, inorganic nutrients and dissolved inorganic carbon (DIC), and includes the cycles of carbon (C), nitrogen (N), phosphorus (P), silica (Si) and iron (Fe). The ecological model is based on EcoSim 2.0, which is distributed with ROMS – Regional Ocean Modeling System (Haidvogel et al., 2008), extended to account for zooplankton. A general overview of the source and sink terms of the model is presented in Figure II.1. The zooplankton formulation is described in detail and the equations of the EcoSim 2.0 model that were changed to account for zooplankton are also presented. We adopt a structure similar to the one used in the description of EcoSim 2.0 to simplify the understanding and identification of the changes made. A more detailed description of all EcoSim 2.0 equations can be found in Bisset et al. (2004).

2.2.1 Zooplankton

The zooplankton equations describe the processes of growth, namely the temperature-dependent growth and the growth due to grazing (ingestion of phytoplankton), of natural mortality, of mortality due to predation from higher trophic levels, and of excretion (adapted from Vichi et al., 2006). The processes of mortality and excretion represent the loss terms in zooplankton biomass. Different groups of zooplankton (e.g. microzooplankton or mesozooplankton, such as copepods) can be considered. These state variables are described in terms of carbon (ZC), nitrogen (ZN) and phosphorous (ZP) content. Although EcoSim 2.0 also includes the silica and iron cycles, zooplankton is not described in terms of its content of silica and iron, which is a reasonable assumption according to Vichi et al. (2006). This approximation is reasonable for silica, because biogenic silica is directly egested by zooplankton (Vichi et al., 2006). For iron it implies that the iron content of the ingested food does not affect zooplankton growth (Vichi et al., 2006). The equations for zooplankton source and sink terms are:

$$\Lambda ZC_l = \mu_{z_l} ZC_l - e_{z_l} ZC_l - g_{z_l} ZC_l \quad (2)$$

$$\Lambda ZN_l = \frac{F_N}{F_C} \mu_{z_l} ZC_l - e_{z_l} ZN_l - g_{z_l} ZN_l \quad (3)$$

$$\Lambda ZP_l = \frac{F_P}{F_C} \mu_{z_l} ZC_l - e_{z_l} ZP_l - g_{z_l} ZP_l \quad (4)$$

where the subscript l refers to each functional group of zooplankton, μ_{z_l} is the zooplankton growth rate (days^{-1}), e_{z_l} is the zooplankton excretion rate (days^{-1}) and g_{z_l} is the zooplankton mortality rate

due to natural mortality and predation (days^{-1}). The terms F_C , F_N and F_P are the quantity of food available for zooplankton (mmol.m^{-3}) expressed in carbon, nitrogen and phosphorous, respectively. For each functional group of zooplankton the growth rate is calculated based on (Vichi et al., 2006):

$$\mu_{z_l} = \sum_i \left(\mu_{mt_z} \frac{\delta_{z_il} ef_{z_il} PC_i}{F_{C_l} + K_{sz_l}} \right) \quad (5)$$

where μ_{mt_z} is the temperature-dependent zooplankton growth, δ_{z_il} is the availability of prey i to predator l (non-dimensional), ef_{z_il} is the capture efficiency (non-dimensional), K_{sz_l} is the half-saturation constant for food ingestion (mmol.m^{-3}) and PC_i represent the functional group of phytoplankton i (e.g. $i=1$ – diatoms) in terms of carbon. A refuge population of phytoplankton, below which no grazing occurs, is defined (Bisset et al., 2004). In the present structure of the model the adaptability of the zooplankton community to the phytoplankton community structure is not considered, remaining the values of capture efficiency and availability of prey to predator constant.

The zooplankton growth (μ_{mt_z}) depends primarily on water temperature (T). This model has several alternative equations for this calculation based on the growth stage of species (Leandro et al., 2006a, b):

$$\mu_{mt_z} = 0.0914 \cdot e^{(0.0701T)} \quad (6)$$

$$\mu_{mt_z} = 0.0591 \cdot e^{(0.0775T)} \quad (7)$$

$$\mu_{mt_z} = 0.0517 \cdot e^{(0.130T)} \quad (8)$$

$$\mu_{mt_z} = 0.0435 \cdot e^{(0.114T)} \quad (9)$$

where T is the water temperature ($^{\circ}\text{C}$). These relationships were determined from studies in the Ria de Aveiro, Portugal (Leandro et al., 2006a, b), for the copepods *Acartia tonsa* (Equations 6 and 7) and *Acartia clausi* (Equations 8 and 9). Equations 6 and 8 are for copepods in nauplii stage and Equations 7 and 9 are for copepodites.

The zooplankton growth due to grazing is defined as a function of the total amount of food available. This term is expressed as carbon, nitrogen and phosphorous for each functional group of zooplankton (Vichi et al., 2006):

$$F_{C_l} = \sum_i \delta_{z_il} ef_{z_il} PC_i \quad (10)$$

$$F_{N_l} = \sum_i \delta_{z_il} ef_{z_il} PN_i \quad (11)$$

$$F_{P_l} = \sum_i \delta_{z_il} ef_{z_il} PP_i \quad (12)$$

where PN_i and PP_i represent the functional group of phytoplankton i in terms of nitrogen and phosphorous, respectively.

The zooplankton loss terms (excretion and predation) are constant rates defined as a site specific or a functional group parameter.

2.2.2 Phytoplankton

Phytoplankton is described in terms of its content in carbon (PC), nitrogen (PN), phosphorous (PP), silica (PSi), iron (PFe) and pigments, according to the following equations:

$$\begin{aligned} \Delta PC_i = & \left[\min(\mu_{L_i}, \mu_{N_i}, \mu_{P_i}, \mu_{Si_i}, \mu_{Fe_i}) \right] PC_i - e_i PC_i \\ & - g_i PC_i - GZooC_i - w_{s_i} \frac{\partial PC_i}{\partial z} \end{aligned} \quad (13)$$

$$\Delta PN_i = \rho_{NO3_i} + \rho_{NH4_i} + \rho_{DON_i} - g_i PN_i - GZooN_i - w_{s_i} \frac{\partial PN_i}{\partial z} \quad (14)$$

$$\Delta PP_i = \rho_{DIP_i} + \rho_{DOP_i} - g_i PP_i - GZooP_i - w_{s_i} \frac{\partial PP_i}{\partial z} \quad (15)$$

$$\Delta PSi_i = \rho_{DISi_i} - g_i PSi_i - GZooSi_i - w_{s_i} \frac{\partial PSi_i}{\partial z} \quad (16)$$

$$\Delta PFe_i = \rho_{DIFe_i} - g_i PFe_i - GZooFe_i - w_{s_i} \frac{\partial PFe_i}{\partial z} \quad (17)$$

$$\begin{aligned} \Delta P_i P g_j = & \theta_{ij}^{-1} (\Delta PC_i) + \mu_{r_i} (\theta_{ij_opt}^{-1} - \theta_{ij}^{-1}) (\Delta PC_i) - g_i P g_j \\ & - GZooP g_{ij} - w_{s_i} \frac{\partial P_i P g_j}{\partial z} \end{aligned} \quad (18)$$

The model allows to differentiate between phytoplankton functional groups, which are represented by the subscript i (e.g. diatoms, dinoflagellates). The realized growth rate (μ_{r_i}) results from the minimum of the available resources (spectral light, nitrogen, phosphorous, silica and iron), and the model allows a non-Redfieldian growth of biomass (i.e., the ratios of phytoplankton carbon to phytoplankton nitrogen, phosphorous, silica, iron and pigments are allowed to vary). This feature constitutes the fundamental difference between EcoSim 2.0 and other ecological or biogeochemical models (Bisset et al., 2004). Regarding nutrients, phytoplankton can thus uptake (ρ) nitrogen in the forms of ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-), and dissolved organic nitrogen (DON), dissolved inorganic (DIP) and organic phosphorous (DOP), dissolved inorganic silica (DISi) and dissolved inorganic iron (DIFe).

Equation 18 represents the changes of the photosynthetic and the photoprotective pigments for each functional group of phytoplankton, the subscript j referring to individual pigment type. The intra-cellular pigment changes are calculated as a function of the optimal phytoplankton carbon to pigment ratio (θ_{ij_opt}), the current carbon to pigment ratio (θ_{ij}) and the realized growth rate. This equation is solved just once for each functional group with respect to chlorophyll a , and all other pigments are linearly derived from the chlorophyll a to carbon ratio.

Phytoplankton loss terms are excretion, where e_i ($days^{-1}$) represents the excretion rate, lytic losses and grazing, g_i ($days^{-1}$) represents the natural mortality rate for each functional group of phytoplankton, and $GZooC_i$, $GZooN_i$, $GZooP_i$, $GZooSi_i$, $GZooFe_i$, $GZooP g_{ij}$ are the phytoplankton losses due to grazing, respectively, in terms of carbon, nitrogen, phosphorous, silica, iron and pigments. These grazing terms are calculated as follows:

$$GZooC_i = \sum_l (\mu_{z_il} \cdot ZC_l) \quad (19)$$

$$GZooN_i = \frac{PN_i}{PC_i} GZooC_i \quad (20)$$

$$GZooP_i = \frac{PP_i}{PC_i} GZooC_i \quad (21)$$

$$GZooSi_i = \frac{PSi_i}{PC_i} GZooC_i \quad (22)$$

$$GZooFe_i = \frac{PFe_i}{PC_i} GZooC_i \quad (23)$$

$$GZooPg_i = \frac{Pgi}{PC_i} GZooC_i \quad (24)$$

where $\mu_{z_{il}}$ is the growth of the zooplankton functional group l due to the ingestion of the phytoplankton functional group i :

$$\mu_{z_{il}} = \mu_{mt_{z}} \frac{\delta_{z_{il}} ef_{z_{il}} PC_i}{F_C + K_{sz_{l}}} \quad (25)$$

The last term of Equations 13-18 represents the phytoplankton vertical migration and sinking, and w_{s_i} (m.day⁻¹) represents the sinking velocity.

2.2.3 Dissolved Organic Matter

The dissolved organic matter (DOM) consists of the total mass of carbon, nitrogen and phosphorous in these forms. For DOC and DON, it is possible to differentiate between labile and recalcitrant organic matter. Here, only the equations referring to the labile fraction of DOM (the ones that were changed from EcoSim 2.0) are presented. For DOC, the model also treats separately its colored fraction (CDOC – colored dissolved organic carbon).

The equations that describe the changes of labile DOC and labile CDOC are:

$$\begin{aligned} \Delta DOC_1 = & \sum_i \{e_i PC_i + FecDOC_1(1 - colorFR_1) \cdot g_i PC_i\} + BacDOC(1 - colorFR_1) \cdot g_b BC \\ & - U_{BDOC_1} + UVDOC_1 + UVDOC_2 + \sum_l \{ZooDOC_l \cdot e_{z_{l1}} ZC_l\} \end{aligned} \quad (26)$$

$$\begin{aligned} \Delta CDOC_1 = & \sum_i \{FecDOC_1 \cdot colorFR_1 \cdot g_i PC_i\} + BacDOC \cdot colorFR_1 \cdot g_b BC \\ & - UVDOC_1 - UVDIC_1 + \sum_l \{ZooDOC_l \cdot colorFR_1 \cdot e_{z_{l1}} \cdot ZC_l\} \end{aligned} \quad (27)$$

where $colorFR_1$ is the fraction (non-dimensional) of new labile DOC that is colored. The terms $FecDOC_1$, $BacDOC$, $ZooDOC$ represent the dissolved fraction of organic matter released to labile DOC by phytoplankton, bacterioplankton and zooplankton, respectively. $UVDOC_1$, $UVDOC_2$, $UVDIC_1$, $UVDIC_2$ are the release of uncolored labile DOC and DIC from the photolysis of labile and recalcitrant CDOC. Hence, the gains in labile DOC are due to: excretion and lytic losses of phytoplankton; grazing and lytic losses of bacterioplankton; excretion of zooplankton; and the photolysis of labile and recalcitrant CDOC. The loss term is represented by $UBDOC_1$, which is the bacterial uptake of DOC. The sources of labile CDOC are the lytic losses of phytoplankton, the grazing and lytic losses of bacterioplankton, and the excretion of zooplankton, and the loss terms are represented by the photolysis to labile DOC and DIC.

The labile DON is described as follows:

$$\begin{aligned} \Delta DON_1 = & \sum_i \{FecDOC_1 \cdot g_i PN_i\} + BacDOC \cdot g_b BN \\ & - U_{BDON_1} - U_{PDON_1} + \sum_l \{ZooDOC_l \cdot e_{z_l} ZN_l\} \end{aligned} \quad (28)$$

where the loss terms of labile DON are due to the uptake of this material by phytoplankton (U_{PDON_1}) and bacterioplankton (U_{BDON_1}) and the gains result from the lytic losses of phytoplankton, the grazing and lytic losses of bacterioplankton, and the excretion of zooplankton.

The changes of labile DOP are similar to those of labile DON:

$$\begin{aligned} \Delta DOP_1 = & \sum_i \{FecDOC_1 \cdot g_i PP_i\} + BacDOC \cdot g_b BP \\ & - U_{BDOP_1} - U_{PDOP_1} + \sum_l \{ZooDOC_l \cdot e_{z_l} ZP_l\} \end{aligned} \quad (29)$$

where U_{PDOP_1} and U_{BDOP_1} represent the uptake of DOP by phytoplankton and by bacterioplankton, respectively.

2.2.4 Fecal Organic Matter

The total fecal organic matter refers to the particulate fraction on carbon (FC), nitrogen (FN), phosphorous (FP), silica (FSi) and iron (FFe). The equations that describe the processes related to sources and sink terms of the particulate organic matter are:

$$\begin{aligned} \Delta FC_k = & \sum_i \{FecPEL_{ki} \cdot g_i PC_i\} + BacPEL_k \cdot g_b BC \\ & - regenC_k(z) \cdot FC_k - w_{sF_k} \frac{\partial FC_k}{\partial z} + \sum_l ZooPEL_{kl} \cdot (e_{z_l} ZC_l + g_{z_l} ZC_l) \end{aligned} \quad (30)$$

$$\begin{aligned} \Delta FN_k = & \sum_i \{FecPEL_{ki} \cdot g_i PN_i\} + BacPEL_k \cdot g_b BN \\ & - regenN_k(z) \cdot FN_k - w_{sN_k} \frac{\partial FN_k}{\partial z} + \sum_l ZooPEL_{kl} \cdot (e_{z_l} ZN_l + g_{z_l} ZN_l) \end{aligned} \quad (31)$$

$$\begin{aligned} \Delta FP_k = & \sum_i \{FecPEL_{ki} \cdot g_i PP_i\} + BacPEL_k \cdot g_b BP \\ & - regenP_k(z) \cdot FP_k - w_{sP_k} \frac{\partial FP_k}{\partial z} + \sum_l ZooPEL_{kl} \cdot (e_{z_l} ZP_l + g_{z_l} ZP_l) \end{aligned} \quad (32)$$

$$\Delta FSi_k = \sum_i \{FecPEL_{ki} \cdot g_i PSi_i\} - regenS_k(z) \cdot FSi_k - w_{sF_k} \frac{\partial FSi_k}{\partial z} \quad (33)$$

$$\begin{aligned} \Delta FFe_k = & \sum_i \{FecPEL_{ki} \cdot g_i PFe_i\} + BacPEL_k \cdot g_b BFe \\ & - regenF_k(z) \cdot FFe_k - w_{sF_k} \frac{\partial FFe_k}{\partial z} \end{aligned} \quad (34)$$

where the subscript k has a value of 1 or 2 for slowly or rapidly sinking (which has no regeneration) material respectively. The gains in fecal matter are due to the fraction of particulate organic matter that results from lytic losses of phytoplankton, and lytic losses and grazing of bacterioplankton

(except for silica, Equation 33), represented by $FecPEL_{ki}$ (non-dimensional) and $BacPEL_k$ (non-dimensional), respectively. For the carbon, nitrogen and phosphorous pool there is also a contribution from the predation of zooplankton, $ZooPEL$ (non-dimensional) representing the particulate fraction of organic matter released due to zooplankton. The loss terms in Equations 30-34 are due to the regeneration of the particulate matter (*regen*) and to sinking, where $w_{s,k}$ is the sinking velocity ($m \cdot days^{-1}$). For the rapidly sinking material the *regen* term is set to zero.

2.2.5 Inorganic Nutrients

The inorganic nutrients described in the ecological model are ammonium (including nitrite), nitrate, inorganic phosphorous, inorganic silica and inorganic iron.

The equation for ammonium (the only one for nitrogen nutrients that was changed) is:

$$\begin{aligned} \Delta NH_4 = & \sum_i \left\{ -\rho_{NH_4-i} + FecCYC_i \cdot g_i PN_i \right\} + BacCYC \cdot g_B BN \\ & - AtoN \left[1 + \frac{1}{7} \left(\frac{N_b}{C_b} \right) \right] - U_{NH_4} + \sum_k \{regenN(z)FN_k\} + \sum_l ZooCYC_l \cdot e_{z-l} ZN_l \end{aligned} \quad (35)$$

where $FecCYC$, $BacCYC$ and $ZooCYC$ are the fractions of inorganic material released by phytoplankton, bacterioplankton and zooplankton, respectively. The sum of all organic and inorganic fractions of released material must equal 1. For ammonium, there is a loss in this pool from the uptake by phytoplankton and bacterioplankton (U_{NH_4}), and gains due to the lytic losses of phytoplankton, the lytic losses and grazing of bacterioplankton, the regeneration of fecal nitrogen and the excretion of zooplankton.

Similarly, the inorganic phosphorous pool is described as:

$$\begin{aligned} \Delta DIP = & \sum_i \left\{ -\rho_{DIP-i} + FecCYC_i \cdot g_i PP_i \right\} + BacCYC \cdot g_B BP \\ & - \frac{AtoN}{7} \left(\frac{P_b}{C_b} \right) - U_{DIP} + \sum_k \{regenP(z)FP_k\} + \sum_l ZooCYC_l \cdot e_{z-l} ZP_l \end{aligned} \quad (36)$$

where U_{DIP} is the uptake of inorganic phosphorous by bacterioplankton.

The inorganic iron is described as follows, which is also similar to the ammonium and the inorganic phosphorous equations:

$$\begin{aligned} \Delta DIFe = & - \sum_i \left\{ -\rho_{DIF-i} + FecCYC_i \cdot g_i PFe_i \right\} \\ & + BacCYC \cdot g_B BF - \frac{AtoN}{7} \left(\frac{F_b}{C_b} \right) - U_{DIF} + \sum_k \{regenF(z)FFe_k\} \end{aligned} \quad (37)$$

where U_{DIF} is the uptake of inorganic iron by bacterioplankton.

2.2.6 Dissolved Inorganic Carbon

The DIC changes are expressed as:

$$\begin{aligned} \Delta DIC = & - \sum_i \left\{ \left[\min(\mu_{ll_i}, \mu_{nl_i}, \mu_{pl_i}, \mu_{sl_i}, \mu_{fl_i}) \right] \cdot PC_i + FecCYC_i \cdot g_i PC_i \right\} \\ & + U_{BDOC} (1 - GGE_c) + BacCYC \cdot g_b BC \\ & - \frac{AtoN}{7} + regenC(z) FC + UVDIC_1 + UVDIC_2 + \sum_i ZooEfc_i \cdot g_{z_i} ZC_i \end{aligned} \quad (38)$$

where *ZooEfc* is the assimilation efficiency of zooplankton predators. The first term in Equation 38 represents the losses of DIC from phytoplankton growth and the gains due to phytoplankton lytic losses. The bacterial respiration of DOC, represented by the second term in Equation 38 (*GGE_c* is the gross growth efficiency of bacterioplankton for carbon substrate), constitutes a source for DIC. There are also gains in the DIC pool due to the bacterioplankton lytic losses and grazing, the photolysis of CDOC into labile and recalcitrant DIC, and the predation of zooplankton. The reduction of DIC by the fixation of inorganic carbon by nitrifying bacteria, represented by the fourth term on the right hand side of Equation 38, is a loss term for the DIC pool.

3 TEST CASES

In order to evaluate the modifications in the EcoSim 2.0 source code and the integration of the two models, two distinct simple test cases were performed.

3.1 MASS CONSERVATION

A simple mass conservation test, to verify the integration of SELFE and the modified EcoSim 2.0, was done using a rectangular box, with 5289 nodes ($\Delta x=500$ m; $\Delta y=500$ m) and 23 S vertical levels; all horizontal boundaries were closed. The time step was 90 s. A horizontal density gradient was imposed to initiate the flow in the box, generating mean horizontal velocities of $0.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

For the ecological model, 29 tracers were selected for the simulation, including: one zooplankton group (C, N and P), one phytoplankton group (C, N, P and Fe), bacterioplankton (C, N and P), dissolved organic matter (labile and recalcitrant C, N and colored C and P), fecal particulate matter (C, N, P, Si and Fe), ammonium, nitrate, DIP, DISi, DIFe and DIC. Initial conditions were set using the analytical initial conditions option from EcoSim 2.0 and all the input parameters were set equal to the reference EcoSim 2.0 input file (available at www.myroms.org/; Bisset et al., 2004). For zooplankton (the new state variables added to the EcoSim 2.0 code) the initial conditions were $2 \text{ mmol C}\cdot\text{m}^{-3}$, $0.2 \text{ mmol N}\cdot\text{m}^{-3}$, $0.02 \text{ mmol P}\cdot\text{m}^{-3}$ (for carbon, nitrogen, and phosphorous, respectively) and the input parameters used are listed in Table II.1.

A two-day simulation was performed using the two numerical schemes available for the calculation of transport advection (upwind and TVD). A comparison, at the end of day 2, between the expected mass due to the sources and sink terms of the ecological model considering a box-model, and the ECO-SELFE mass results was done for each tracer (Figure II.2).

The results indicate a good agreement between the model results and the expected mass for both upwind and TVD schemes, with discrepancies smaller than 0.2% for all tracers. Global mass errors are negligible (0.002% for both advection schemes).

3.2 BioToy

A test case, generically called here as BioToy, was performed to validate the changes made in the EcoSim 2.0 source code, namely the implementation of the zooplankton's new state variables. A very small grid, with 49 nodes (600 m x 600 m) and 11 S vertical levels, was used. All boundaries were closed.

A total of 56 ecological tracers were selected for the simulation, including: one zooplankton group (C, N and P), three phytoplankton groups (C, N, P, Si and Pigments), namely small and large diatoms and dinoflagellates, bacterioplankton (C, N and P), dissolved organic matter (labile and recalcitrant C, N and colored C, and P), fecal particulate matter (slowly and rapidly sinking C, N, P, Si and Fe), ammonium, nitrate, DIP, DISi, DIFe and DIC. As in the previous test, initial conditions were set using the analytical initial conditions option from EcoSim 2.0 and the initial conditions for zooplankton were the same as in the previous case. The zooplankton input parameters are listed in Table II.2.

In the first simulation, only small and large diatoms were considered to be available to the zooplankton community, while in the second case all phytoplankton groups were available (Figure II.3).

The results show clear correlations between phytoplankton and zooplankton growth, with the zooplankton spikes occurring after the phytoplankton spikes, as expected. When dinoflagellates grazing is not considered, this community grows significantly and the zooplankton and dinoflagellates spikes are uncorrelated (Figure II.3a). The decrease observed in the dinoflagellates community after the 200 days is due to the scarcity of nutrients, since no nutrients are supplied to the system. These results show a good behavior of the coupled model and, in particular, of the ecological model relative to its extension to account for zooplankton simulation.

4 SENSITIVITY ANALYSIS

Due to the large number of input parameters needed for the ecological model, a sensitivity analysis was performed in order to evaluate the influence of each parameter on the final outputs of the model. For this analysis, the zero-dimensional ecological model was run for one day. The use of the zero-dimensional ecological model, without physical transport processes and boundaries supplies of biological tracers, allows the analysis of the influence of the ecological model input parameters separately, being a one-day simulation reasonable for these conditions and for the main purpose of the sensitivity analysis. A total of 56 tracers (the same as in the BioToy test case) were simulated and a total of 145 input parameters, the ones relevant for these tracers, were considered. Following previous approaches (e.g. Chu et al., 2007), each of the majority of the parameters was changed in a range of -50% and +100% from a base value (generating 3 different values for each parameter), while the others parameters remained constant. For some parameters (base temperature for phytoplankton growth, the proportions of material released to organic and inorganic pools) this approach is not realistic. Hence, base temperature for phytoplankton growth was changed between 20°C and 30°C and the proportions of material released to organic and inorganic pools were changed such that the sum is always 1. The availability of prey to predator was changed between 0.5 and 1. The base values are listed in Table II.3.

The total influence of the input parameters in the results of each state variable (ΔY) was analyzed as follows:

$$\Delta Y = \sum_p \frac{\partial C}{\partial X_p} \Delta X_p \quad (39)$$

where the subscript p represents the input parameter index (see Table II.3), ΔY is the total influence of the input parameters on the state variable C and ΔX_p is the variation in the parameter p given by:

$$\Delta X_p = \frac{\Delta x_p}{x_b} \quad (40)$$

In Equation 40, Δx_p is the difference between the highest value and the lowest value for the input parameter p , and x_b is the base value. The values of C and X used to calculate the rate of variation ($\partial C / \partial X_p$) in Equation 39 were normalized as:

$$C = \frac{C_{final} - C_{initial}}{C_{initial}} \quad (41)$$

$$X_p = \ln x_p \quad (42)$$

where $C_{initial}$ and C_{final} are, respectively, the initial and the final concentrations of the ecological tracer, and x_p is the input parameter value used in the sensitivity analysis.

The influence of an individual parameter is calculated based on the rate of variation $\partial C / \partial X_p$.

Results show that for phytoplankton groups the parameters that are the most relevant in the final results are those related to phytoplankton temperature-dependent growth, namely phytoplankton maximum growth rate, base temperature and temperature factor for exponential growth. The diatoms groups are also significantly affected by the C:Si ratio parameters. The carbon to nutrients (N, P and Si for diatoms, and N and P for dinoflagellates) ratios are also important parameters when expressing the phytoplankton content in these nutrients. This is illustrated in Figure II.4a for diatoms.

Zooplankton (Figure II.4b) is mostly affected by the parameters related to the ingestion of phytoplankton, namely the availability of preys and the half-saturation constant for food ingestion and by the loss terms parameters, namely excretion rate and predation rate. Since zooplankton biomass depends on phytoplankton biomass, there are some phytoplankton input parameters, like phytoplankton's temperature-dependent growth and the C:N and C:P ratio parameters that also influence zooplankton's C, N and P content.

In general, the dissolved and fecal organic matter, inorganic nutrients and DIC state variables are the ones that are more influenced by a larger number of input parameters (Figure II.5), since these variables also depend on other state variables, such as phytoplankton, bacterioplankton and zooplankton. This is also evident in Table II.4, in particular for fecal organic matter state variables, which are the most influenced by the input parameters.

DOM (expressed in C, N and P) is mostly affected by the zooplankton excretion rate. The parameters that define the proportion of released matter for this pool from phytoplankton natural mortality, phytoplankton's excretion rate and phytoplankton's natural mortality rate, also affect DOM but to a less extent (see Figure II.5a for DOC).

Fecal organic matter is mostly affected by the proportion of material released from zooplankton. The phytoplankton's natural mortality rate and temperature-dependent growth parameters (namely for diatoms), the zooplankton's loss terms and the parameters relative to the ingestion of phytoplankton by zooplankton also have some influence in the fecal organic matter pool (Figure

II.5b). The phytoplankton's temperature-dependent growth parameters also have a significant influence on the nutrients (Figure II.5c for ammonium) and DIC (Figure II.5d) pools.

5 CONCLUSIONS

Estuarine ecosystems dynamics is of major interest in coastal zones management. Zooplankton communities play a fundamental role in these dynamics and understanding how environmental factors and human activity affect them is important in the development of estuarine management plans. The new numerical model presented here (ECO-SELFE), which couples a baroclinic circulation model and an ecological model, simulates the interaction between physical, chemical and biological processes relevant in estuarine and coastal zones ecosystems dynamics and, thus, is an important tool to support management plans. The synthetic tests performed show the good behavior of the coupled model, both in terms of mass conservation, and in the changes made in the EcoSim 2.0 source code to account for zooplankton dynamics.

The sensitivity analysis performed shows the relative influence of each input parameter in the final results of the zero-dimensional model. The inputs related to phytoplankton temperature-dependent growth emerge as the most relevant for phytoplankton, inorganic nutrients and DIC. This methodology of analysis is expected to be useful in future work of calibration and validation of the model when applied in real coastal systems, to identify in each case the most important input parameters.

Ongoing work includes the application of this model to a Portuguese estuarine ecosystem, the Ria de Aveiro, to study the influence of environmental conditions (e.g. range of salinity, tidal magnitude) and of food availability in zooplankton dynamics of this estuary. We also anticipate application of the model to Pacific Northwest coastal-margin ecosystems, in the USA, which will allow objective comparisons against more established ecological models.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank Paul Bissett and the ROMS team for providing EcoSim 2.0. This work was partially funded by the Laboratório Nacional de Engenharia Civil, project Hidrodinâmica e Transporte em Estuários e Lagunas, and by the Luso-American Foundation for Development. Participation of Zhang and Baptista was partially funded by the National Science Foundation and the National Oceanic and Atmospheric Administration.

REFERENCES

- Alvera-Azcárate, A., Ferreira, J.G. and Nunes, J.P. (2003). Modelling eutrophication in mesotidal and macrotidal estuaries. The role of intertidal seaweeds, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57, 715-724.
- Baretta-Bekker, J.G. and Baretta, J.W. (1997). European Regional Seas Ecosystem Model (ERSEM II), *Journal of Sea Research*, 38, 169-438.
- Bissett, W.P., Debra, S. and Dye, D. (2004). Ecological Simulation (EcoSim) 2.0 Technical Description, Florida Environmental Research Institute, 25.

- Chao, X., Jia, Y., Shields Jr., F.D., Wang, S.S.Y. and Cooper, C.M. (2007). Numerical modeling of water quality and sediment related processes, *Ecological Modelling*, 201, 385-397.
- Cloern, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem, *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- Cugier, P., Billen, G., Guillaud, J.F., Garnier, J. and Ménesguen, A. (2005). Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading, *Journal of Hydrology*, 304, 381-396.
- Endelvang, K., Kaas, H., Erichsen, A.C., Alvarez-Berastegui, D., Bundgaard, K. and Jorgensen, P.V. (2005). Numerical modelling of phytoplankton biomass in coastal areas, *Journal of Marine Systems*, 57, 13-29.
- García-Barcina, J.M., González-Oreja, J.A. and De la Sota, A. (2006). Assessing the improvement of the Bilbao estuary water quality in response to pollution abatement measures, *Water Research*, 40, 951-960.
- Grant, S.B., Kim, J.H., Jones, B.H., Jenkins, S.A., Wasyl, J. and Cudaback, C. (2005). Surf zone entrainment, along-shore transport and human health implication of pollution from tidal inlets, *Journal of Geophysical Research*, 110, C10025.
- Haidvogel, D.B., Arango, H., Budgell, W.P., Cornuelle, B.D., Curchitser, E., Di Lorenzo, E., Fennel, K., Geyer, W.R., Hermann, A.J., Lanerolle, L., Levin, J., McWilliams, J.C., Miller, A.J., Moore, A.M., Powell, T.M., Shchepetkin, A.F., Sherwood, C.R., Signell, R.P., Warner, J.C. and Wilkin, J. (2008). Ocean forecasting in terrain-following coordinates: Formulation and skill assessment of the Regional Ocean Modeling System, *Journal of Computational Physics*, 227, 3595-3624.
- Islam, M.S. and Tanaka, M. (2007). Effects of freshwater flow on environmental factors and copepod density in the Chikugo estuary, Japan, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74, 579-584.
- Kishi, M.J., Kashiwai, M., Ware, D.M., Megrey, B.A., Eslinger, D.L., Werner, F. E., Noguchi-Aita, M., Azumaya, T., Fujii, M., Hashimoto, S., Huang, D., Iizumi, H., Ishida, Y., Kang, S., Kantakov, G.A., Kim, H., Komatsu, K., Navrotsky, V.V., Smith, S.L., Tadokoro, K., Tsuda, A., Yamamura, O., Yamanaka, Y., Yokouchi, K., Yoshie, N., Zhang, J., Zuenko, Y.I. and Zvalinsky, Z.I. (2007). NEMURO – a lower trophic level model for the North Pacific marine ecosystem, *Ecological Modelling*, 202, 12-25.
- Komatsu, K., Matsukawa, Y., Nakata, K., Ichikawa, T. and Sasaku, K. (2007). Effects of advective processes on planktonic distributions in the Kuroshio region using a 3-D lower trophic model and data assimilative OGCM, *Ecological Modelling*, 202, 105-119.
- Leandro, S.M., Queiroga, H., Rodríguez-Graña, L. and Tiselius, P. (2006a). Temperature-dependent development and somatic growth in two allopatric populations of *Acartia clausi* (Copepoda:Calanoida), *Marine Ecology Progress Series*, 322, 189-197.
- Leandro, S.M., Tiselius, P. and Queiroga, H. (2006b). Growth and development of nauplii and copepodites of the estuarine copepod *Acartia tonsa* from southern Europe (Ria de Aveiro, Portugal) under saturating food conditions, *Marine Biology*, 150, 121-129.
- Mann, K.H. and Lazier, J.R.N. (1991). Dynamics of Marine Ecosystems – Biological-Physical Interactions in the Oceans, Blackwell Scientific Publications, 466 pp.
- McLusky, D.S. and Elliott, M. (2004). *The Estuarine Ecosystem – Ecology, Threats and Management*, Third Edition, Oxford University Press, 214.
- Megrey, B.A., Kenneth, A.R., Ito, S., Hay, D.E., Werner, F.E., Yamanaka, Y. and Aita, M.N. (2007). North Pacific basin-scale differences in lower and higher trophic level marine ecosystem

- responses to climate impacts using a nutrient-phytoplankton-zooplankton model coupled to a fish bioenergetics model, *Ecological Modelling*, 202, 196-210.
- Paerl, H.W., Dyble, J., Moisander, P.H., Noble, R.T., Piehler, M.F., Pinckney, J.L., Steppe, T.F., Twomey, L. and Valdes, L.M. (2003). Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies, *FEMS Microbiology Ecology*, 46, 233-246.
- Park, K., Jung, H., Kim, H. and Ahn, S. (2005). Three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): application to Kwang-Yang Bay, Korea, *Marine Environmental Research*, 60, 171-193.
- Pina, P. (2001). *An integrated approach to study the Tagus estuary water quality*. M.Sc. Thesis, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.
- Skogen, M.D. and Moll, A. (2005). Importance of ocean circulation in ecological modeling: An example from the North Sea, *Journal of Marine Systems*, 57, 289-300.
- Svesson, C.J., Hyndes, G.A. and Lavery, P.S. (2007). Food web analysis in two permanently open temperate estuaries: Consequences of saltmarsh loss?, *Marine Environmental Research*, 64, 286-304.
- Tan, Y., Huang, L., Chen, Q. and Huang, X. (2004). Seasonal variation in zooplankton composition and grazing impact on phytoplankton standing stock in the Pearl River Estuary, China, *Continental Shelf Research*, 24, 1949-1968.
- Torres, R., Allen, J.I. and Figueiras, F.G. (2006). Sequential data assimilation in an upwelling influenced estuary, *Journal of Marine Systems*, 60, 317-329.
- Vichi, M., Pinardi, N. and Masina, S. (2006). A generalized model of pelagic biogeochemistry for the global ocean ecosystem. Part I: Theory, *Journal of Marine Systems*, 64, 89-109.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenko, J. and Mellilo, J.M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems, *Science* 277, 494-499.
- Zhang, Y.-L. and Baptista, A.M. (2008). SELFE: A semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation, *Ocean Modeling*, 21, 71-96.

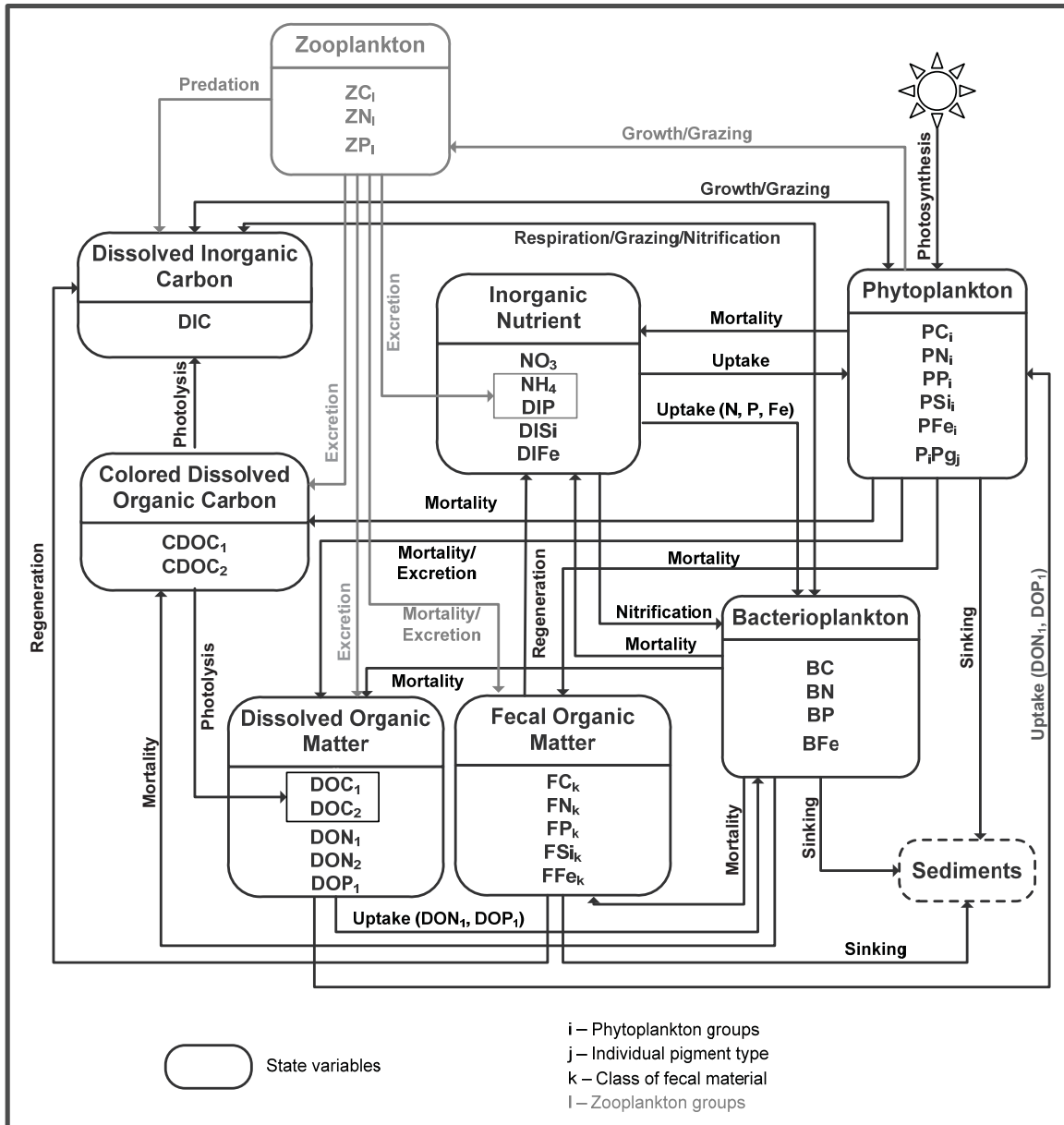


Figure II.1. General overview of the ecological model: EcoSim 2.0 (black) and zooplankton (grey).

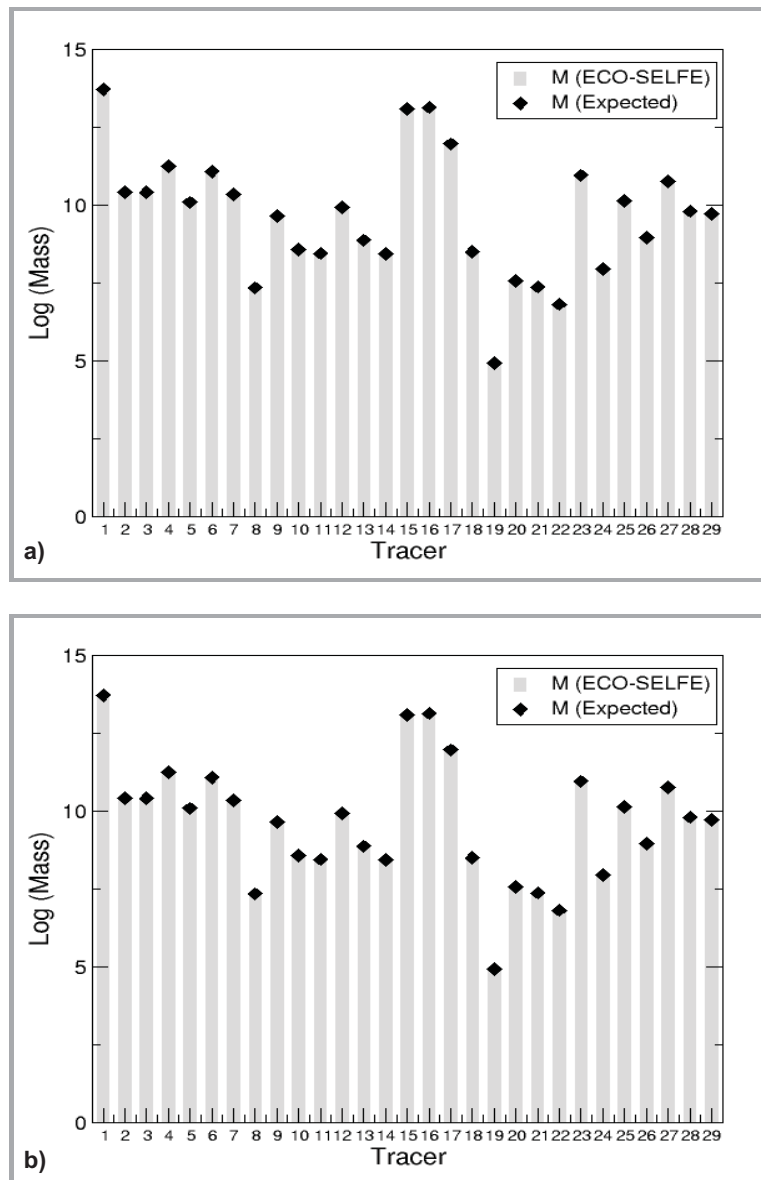


Figure II.2. Comparison between ECO-SELFE and expected mass (M) for each tracer: a) upwind scheme and b) TVD scheme.

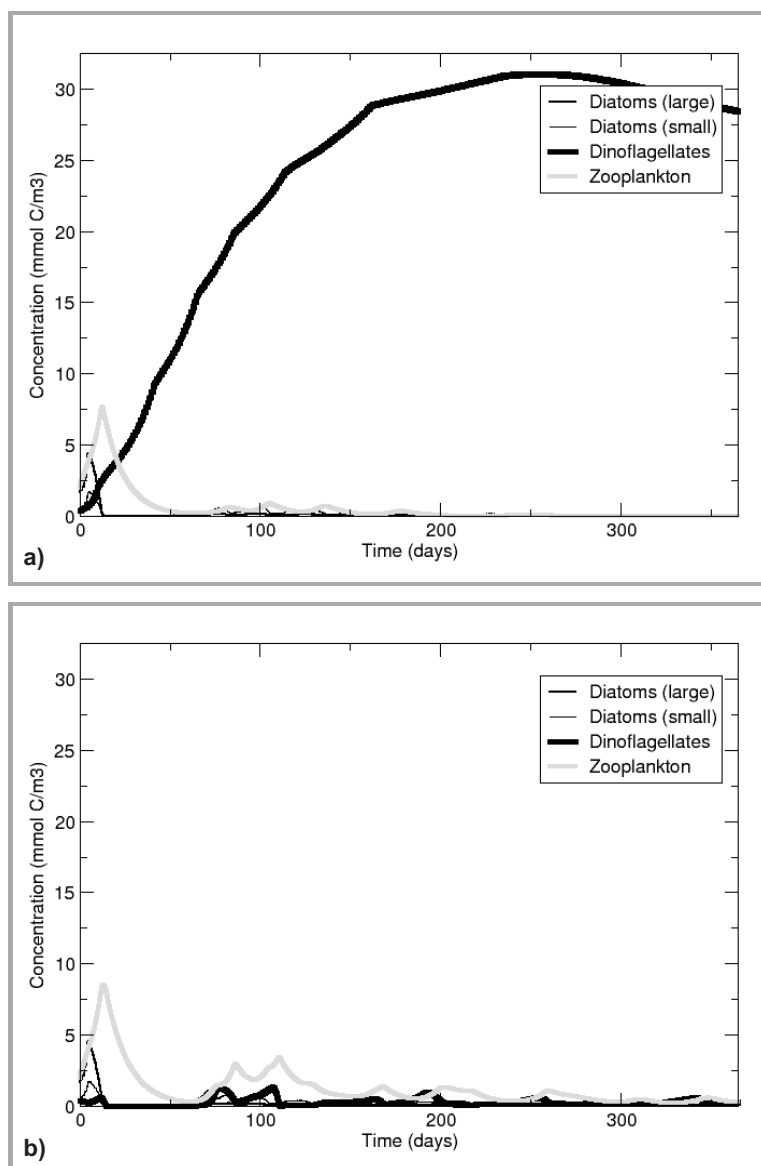


Figure II.3. Average concentration in the domain of phytoplankton and zooplankton: a) no grazing of dinoflagellates b) with grazing of dinoflagellates.

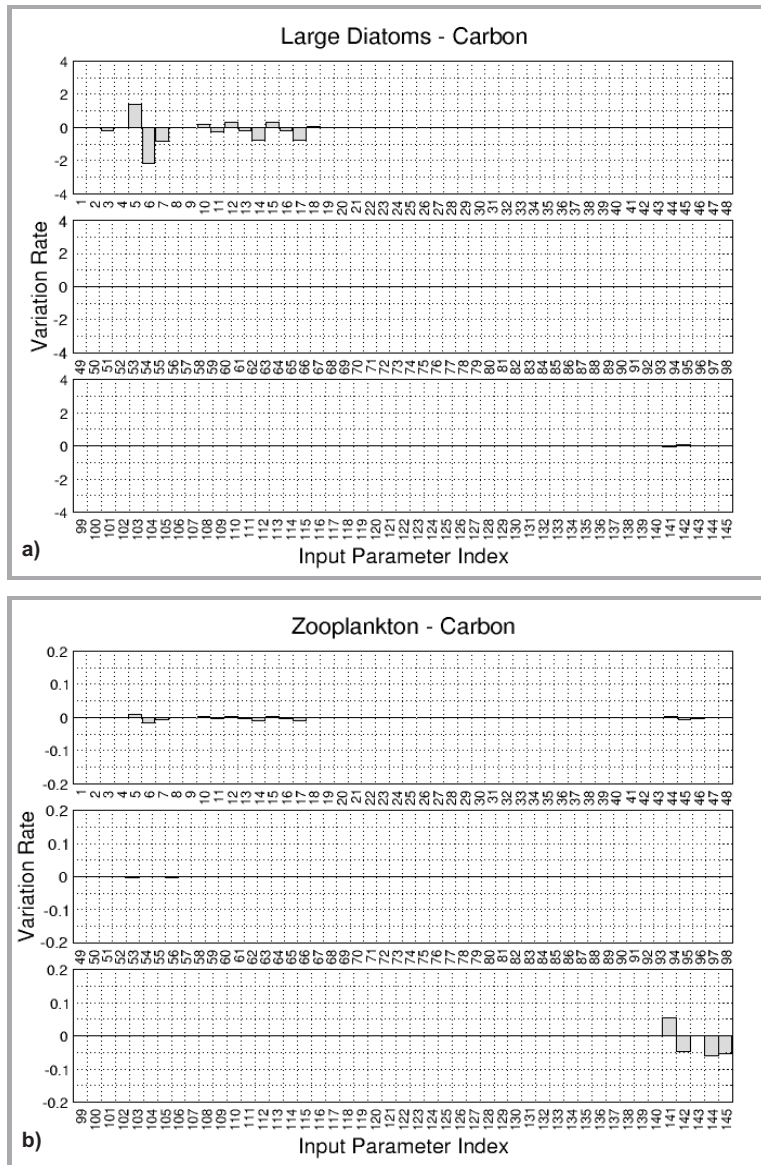


Figure II.4. Influence of each input parameter considered in sensitivity analysis in: a) large diatoms expressed in C and b) zooplankton expressed in C.

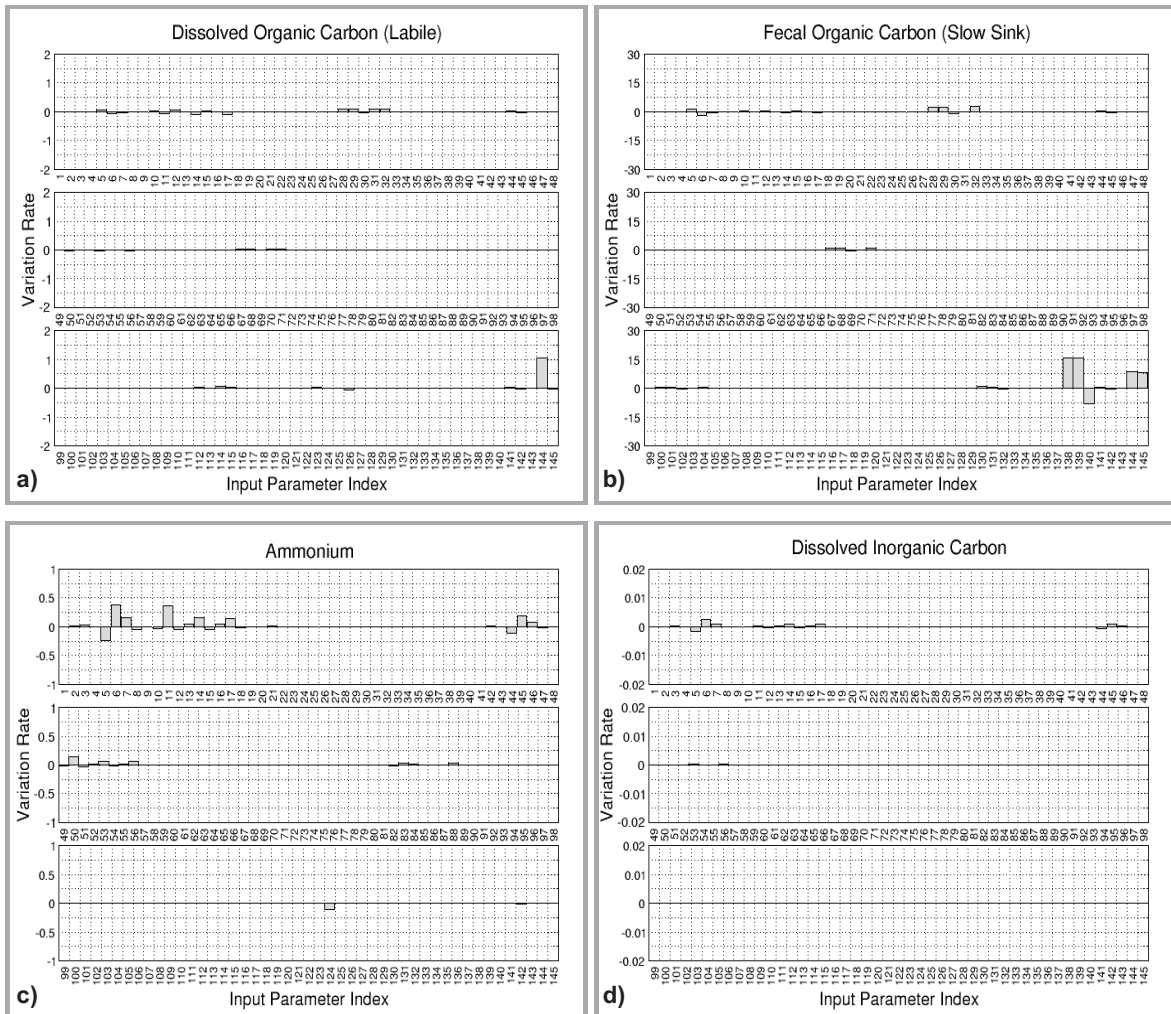


Figure II.5. Influence of each input parameter considered in sensitivity analysis in: a) DOC, b) fecal organic carbon, c) ammonium and d) DIC.

Table II.1. Input parameters for the zooplankton used in the mass conservation test (based on Vichi et al, 2007; Pina, 2001).

Parameter	Value
<i>ZooDOC</i> (n.d.)	0.45
<i>ZooPEL</i> (n.d.)	0.45
<i>ZooCY</i> (n.d.)	0.1
δ_z (n.d.)	1
ef_z (n.d.)	1
K_{sz} (mmol.m ⁻³)	1.042
<i>ZooEfc</i> (n.d.)	1
e_z (n.d.)	0.05
g_z (n.d.)	0.046

Table II.2. Input parameters for zooplankton used in the BioToy test (based on Vichi et al, 2007; Pina, 2001).

Parameter	Value		
<i>ZooDOC</i> (n.d.)	0.333		
<i>ZooPEL</i> (n.d.)	0.167 + 0.167		
<i>ZooCY</i> (n.d.)	0.333		
δ_z (n.d.)	Diatoms (large): 1	Diatoms (small): 1	Dinoflagellates: 1 0
ef_z (n.d.)	Diatoms (large):	Diatoms (small): 1	Dinoflagellates: 1 0
K_{sz} (mmol.m ⁻³)	1.042		
<i>ZooEfc</i> (n.d.)	0.5		
e_z (n.d.)	0.05		
g_z (n.d.)	0.046		

Table II.3. Input parameters used in sensitivity analysis (based on Bisset et al., 2004; Vichi et al, 2007; Pina, 2001).

Parameter	Value					
		Diatoms (L)		Diatoms (S)		Dinoflagellates
Phytoplankton						
Half-saturation for NO ₃ uptake (mmol NO ₃ .m ⁻³)	1	0.824	40	0.412	79	0.824
Half-saturation for NH ₄ uptake (mmol NH ₄ .m ⁻³)	2	0.414	41	0.208	80	0.4140
Half-saturation for SiO uptake (mmol SiO.m ⁻³)	3	1.820	42	1.410	-	-
Half-saturation for PO ₄ uptake (mmol PO ₄ .m ⁻³)	4	0.05150	43	0.0258	81	0.0515
Maximum phytoplankton 24 hour growth rate (d ⁻¹)	5	3.7	44	3.7	82	2.0
Base temperature for exponential growth (°C)	6	27.0	45	27.0	83	27.0
Phytoplankton exponential temperature factor (°C ⁻¹)	7	0.0633	46	0.0633	84	0.0633
Nitrate uptake inhibition for NH ₄ (μmol ⁻¹)	8	1.28	47	2.60	85	1.28
Maximum phytoplankton C:N ratio (μmol C/μmol N)	9	14.0	48	17.8	86	17.0
Balanced phytoplankton C:N ratio (μmol C/μmol N)	10	6.63	49	6.63	87	6.63
Absolute minimum phytop.C:N ratio (μmol C/μmol N)	11	5.50	50	5.50	88	5.5
Maximum phytoplankton C:Si ratio (μmol C/μmol Si)	12	5.52	51	5.52	-	-
Balanced phytoplankton C:Si ratio (μmol C/μmol Si)	13	5.52	52	5.52	-	-
Absolute minimum phytop.C:Si ratio (μmol C/μmol Si)	14	4.58	53	4.58	-	-
Maximum phytoplankton C:P ratio (μmol C/μmol P)	15	106.0	54	106.0	89	130.0
Balanced phytoplankton C:P ratio (μmol C/μmol P)	16	106.0	55	106.0	90	106.0
Absolute minimum phytop.C:P ratio (μmol C/μmol P)	17	88.0	56	88.0	91	88.0
Maximum quantum yield (μmol C/μmol quanta)	18	0.0833	57	0.0833	92	0.0833
Compensation light level (μmol quanta)	19	10.0	58	10.0	93	10.0
Light level for photoinhibition (μmol quanta)	20	10000	59	10000	94	105.0
Maximum lighted limited C:Chl ratio	21	60.0	60	42.0	95	124.0
Rate of change in light limited C:Chl ratio	22	0.12	61	0.114	96	0.478
Minimum lighted limited C:Chl ratio	23	25.0	62	14.8	97	47.5
Rate of change in nutrient limited C:Chl ratio	24	12.2	63	6.83	98	10.4
Minimum nutrient limited C:Chl ratio ((μg C/μg Chl) ⁻¹)	25	60.0	64	42.0	99	124.0
Rate of change in package effect ((μg C/μg Chl) ⁻¹)	26	0.0143	65	0.0184	-	-
Maximum package effect ((μg C/μg Chl) ⁻¹)	27	0.50	66	0.50	-	-
Fraction of DOM released by phytoplankton	28	0.333	67	0.333	100	0.333
Fraction of fecal matter released by phytoplankton	29	0.333	68	0.333	101	0.333
Fraction of inorganic matter released by phytoplankton	30	0.333	69	0.333	102	0.333
Phytoplankton excretion rate (d ⁻¹)	31	0.005	70	0.005	103	0.005
Phytoplankton natural mortality rate (d ⁻¹)	32	0.01	71	0.01	104	0.01
Refuge population (mmol C/m ³)	33	0.02	72	0.02	105	0.02
Normalized volume factor	34	72.4	73	72.4	106	72.4
Normalized surface area factor	35	17.4	74	17.4	107	17.4
Half-saturation for DOP uptake (mmol DOP.m ⁻³)	36	10 ⁻⁵	75	10 ⁻⁵	108	2.0
C:P ratio where DOP uptake begins (μmol C/μmol DOP)	37	500	76	500	109	110
Half-saturation for DON uptake (mmol DON.m ⁻³)	38	10 ⁻⁵	77	10 ⁻⁵	110	2.0
C:P ratio where DON uptake begins (μmol C/μmol DON)	39	500.0	78	500.0	111	14.0

Parameter	Value			
Bacterioplankton				
Half-saturation constant DOC uptake ($\text{mmol DOC}\cdot\text{m}^{-3}$)	112	130.0		
	11			
Maximum 24 hour bacterial growth rate (d^{-1})	113	2.0		
Base temperature for exponential growth ($^{\circ}\text{C}$)	114	27.0		
Bacteria exponential temperature factor ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)	115	0.092		
C:N ratio of bacteria ($\mu\text{mol C}/\mu\text{mol N}$)	116	5.00		
C:P ratio of bacteria ($\mu\text{mol C}/\mu\text{mol P}$)	117	60.0		
Fraction of DOM released by bacterioplankton	118	0.458		
Fraction of fecal matter released by bacterioplankton	119	0.0834		
Fraction of inorganic matter released by bacterioplankton	120	0.458		
Excretion of recalcitrant DOC during uptake	121	0.04		
Excretion of recalcitrant DON during uptake	122	15.0		
Bacterial gross growth carbon efficiency	123	0.30		
Maximum nitrification rate (d^{-1})	124	0.40		
Half-saturation for nitrification ($\text{mmol NH}_4\cdot\text{m}^{-3}$)	125	0.10		
Dissolved Organic Matter				
		Labile	Recalcitrant	
Colored fraction of DOC	126	0.0323	129	0.093
UV degradation of DOC into DIC	127	0.0193	-	-
UV degradation of DOC to colorless labile DOC	128	0.0034	-	-
Fecal Organic Matter				
		Slow sink	Rapid sink	
Fecal regeneration temperature base ($^{\circ}\text{C}$)	130	27.0	136	27.0
Fecal regeneration exponential temperature factor ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)	131	0.092	137	0.092
Fecal carbon regeneration rate (d^{-1})	132	0.10	-	-
Fecal nitrogen regeneration rate (d^{-1})	133	0.10	-	-
Fecal silica regeneration rate (d^{-1})	134	0.13	-	-
Fecal phosphorous regeneration rate (d^{-1})	135	0.10	-	-
Zooplankton				
Fraction of DOM released by zooplankton	138	0.333		
Fraction of fecal matter released by zooplankton	139	0.333		
Fraction of inorganic matter released by zooplankton	140	0.333		
Availability of prey to predator	141	1.0		
Half-saturation for total food ingestion ($\text{mmol C}\cdot\text{m}^{-3}$)	142	1.04		
Assimilation efficiency of zooplankton's predators	143	0.50		
Zooplankton excretion rate	144	0.05		
Zooplankton mortality rate (d^{-1})	145	0.046		

Table II.4. Total influence of the input parameters in the ecological tracers.

Ecological Tracer	ΔC	Ecological Tracer	ΔC
Zooplankton C	0.28	Dinoflagellates P	1.64
Zooplankton N	0.66	Labile DOC	-1.87
Zooplankton P	0.38	Labile DON	-1.00
Large diatoms C	2.49	Labile DOP	-1.42
Large diatoms N	6.33	Fecal C (slow sink)	-55.16
Large diatoms P	5.15	Fecal N (slow sink)	-46.31
Large diatoms Si	3.89	Fecal P (slow sink)	-68.87
Small diatoms C	2.33	Fecal Si (slow sink)	-18.43
Small diatoms N	5.78	Ammonium	-1.11
Small diatoms P	5.27	Nitrate	-0.17
Small diatoms Si	4.07	Inorganic Phosphorous	-0.30
Dinoflagellates C	0.36	Inorganic Silica	-0.42
Dinoflagellates N	1.91	DIC	-0.004

CAPÍTULO III
THREE-DIMENSIONAL MODELING OF THE LOWER TROPHIC
LEVELS DYNAMICS IN THE RIA DE AVEIRO (PORTUGAL):
FIRST RESULTS

Three-Dimensional Modeling of the Lower Trophic Levels in the Ria de Aveiro (Portugal): First Results

M. Rodrigues⁹, A. Oliveira¹⁰, H. Queiroga¹¹, A.B. Fortunato¹², Y.J. Zhang¹³

Paper to be submitted to *Ecological Modelling*.

⁹ Research Fellow, Estuaries and Coastal Zones Division, National Laboratory of Civil Engineering, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisbon, Portugal; PH (351)218443613; Fax (351)218443016; email: mfrdrigues@lnec.pt

¹⁰ Research Officer, Estuaries and Coastal Zones Division, National Laboratory of Civil Engineering, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisbon, Portugal; PH (351) 218443631; e-mail: aoliveira@lnec.pt

¹¹ Assistant Professor with Aggregation, Biology Department, University of Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal; PH (351)234370787; e-mail: hqueiroga@bio.ua.pt

¹² Principal Research Officer, Estuaries and Coastal Zones Division, National Laboratory of Civil Engineering, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisbon, Portugal; PH (351)218443425; e-mail: afortunato@lnec.pt

¹³ Research Assistant Professor, Center for Coastal Margin Observation and Prediction, Oregon Health & Science University, 20000 NW Walker Road, Beaverton, OR 97006; PH 503/748-1071; e-mail: yinglong@stccmop.org

Three-Dimensional Modeling of the Lower Trophic Levels in the Ria de Aveiro (Portugal): First Results

ABSTRACT

The water and the ecosystem dynamics of the Ria de Aveiro, a shallow lagoon located on the northwest coast of Portugal, are simulated using a fully coupled 3D modeling system. The model application is based on an unstructured grid spatial discretization, which is particularly appropriated for this system given its complex geometry. The baroclinic circulation is calibrated and validated for different environmental conditions, leading to small velocity, salinity and temperature errors across the several branches of the lagoon. Ecological simulations, centered on zooplankton dynamics represented by a site-specific formulation, are then presented and compared against field data for two seasonal conditions: Autumn 2000 and Spring 2001. Results show that the fully coupled model is able to reproduce reasonably well the dynamics of the ecosystem. These dynamics are particularly well represented in Spring 2001. In Autumn 2000, the model tends to overestimate zooplankton and underestimate ammonium. Factors like the ecological conditions imposed at the ocean boundary, the input parameters of the ecological model and the simplification of the ecosystem structure, since phytoplankton is the only primary producer considered, may explain the observed differences.

1 INTRODUCTION

The Ria de Aveiro is a shallow temperate coastal lagoon located on the Northwest (NW) coast of Portugal (40°38'N, 8°45'W). The lagoon is about 45 km long and 10 km wide (Figure III.1), and has an average depth of about 1 m (Dias et al., 2000). It is separated from the ocean by a sand spit, interrupted by an artificial tidal inlet of about 20 m deep. The artificial inlet channel is connected to four main branches, through which the main sources of freshwater are supplied to the lagoon: the Mira, Ílhavo, Espinheiro and S. Jacinto channels (Figure III.1). The major sources of freshwater to the lagoon are the rivers Vouga and Antuã (Dias et al., 2000; Dias and Lopes, 2006), which discharge to the Espinheiro channel. In addition, smaller sources of freshwater flow to the system through other channels, namely the Boco river in the Ílhavo channel, the Caster River in the S. Jacinto channel and several small rivers in the Mira channel. There is a significant lack of data and uncertainty about the freshwater flows in the lagoon: Dias and Lopes (2006) refer average annual flows of 50 e 5 m³/s, while Dias et al. (2000) refer average annual flows of 29 and 2 m³/s, respectively, for the Vouga and the Antuã rivers; for the Vouga river, Vaz (2007) refers an average annual flow of 31.45 m³/s, based on field measurements in the Espinheiro channel from September 2003 to August 2004. Tides at the mouth of the lagoon are semi-diurnal, with a mean tidal range of about 2 m (Dias et al., 2000). More detailed descriptions of the lagoon can be found on Dias et al. (2000) and references herein.

This lagoon plays an important ecological role, being the habitat of several species of flora and fauna (Hermoso et al., 2001) that are supported by the dynamics of the lagoon. In the lower trophic levels, in particular, zooplankton is a very important biological community. Zooplankton is responsible for the secondary productivity of the estuaries, that support several vital functions for fishes or shrimps. The study of the factors that affect this community is thus fundamental for the management of the ecosystem (David et al., 2006). In the Ria de Aveiro the copepoda community represents 62% of the total zooplanktonic biomass, playing an important role in the secondary production of the lagoon (Leandro, 2008).

There are also several economical and social activities (e.g. industries, agriculture) in the Ria de Aveiro and it supports a population of about 250 000 habitants (Ferreira et al., 2003). These activities and their development in the last few decades have lead to a decrease of the ecological quality of the lagoon (Lopes e Silva, 2006; Lopes et al., 2005). Some human interventions, like the construction of a submarine outfall, reduced the loads of nutrients and improved its quality (Silva et al., 2000). There is, thus, a need to develop strategies that contribute to an integrated management of the Ria de Aveiro, supported by a detailed and updated knowledge of the system, and by tools and monitoring programs that improve this knowledge. In particular, it is important to assess the impact of the human interventions in this water system (e.g. outfall construction). Numerical models, integrated and validated with field data, are important tools for supporting management policies.

In the Ria de Aveiro most of the past ecological and water quality studies are based on field data. Some of these studies include the study of the oxygen consumption (e.g. Cunha et al., 1999), the monitoring of nutrients and chlorophyll *a* along the lagoon (e.g. Almeida et al., 2005; Almeida et al., 2007; Lopes et al., 2007), the study of the effects of the mercury contamination (Válega et al., 2008; Pato et al., 2008) and the study of zooplankton (Leandro et al., 2006). There are also a few field studies of the hydrodynamics of the lagoon (Dias et al., 1999; Vaz, 2007). Some works based on hydrodynamic models (e.g. Dias et al., 2003; Oliveira et al., 2006; Vaz, 2007), water quality and ecological models (e.g. Lopes et al., 2005; Saraiva, 2005; Trancoso, 2005; Lopes et al., 2006; Lopes et al., 2008) have also been performed. Among the hydrodynamic numerical studies, only one uses unstructured grids, which are fundamental to solve the complex geometry of the lagoon and the relevant spatial scales; but it is based on a depth-averaged approach (Oliveira et al., 2006). Besides, there are only a few integrated hydrodynamic and ecological numerical studies and the majority of the studies performed about the lagoon focuse only in the field work or in the numerical modeling.

The aim of the present work is to implement a new, fully coupled, three-dimensional hydrodynamic and ecological model, ECO-SELFE (Rodrigues et al., 2008), in the Ria de Aveiro and validate it with field data measured in the several branches of the lagoon under different environmental conditions. This model allows for the representation of the hydrodynamic and the biological processes at the relevant time and space scales, through the use of unstructured discretizations of the domain. The ecological model, in particular, allows the simulation of the cycles of carbon, nitrogen, phosphorous, silica and iron and has a site-specific formulation for zooplankton, based on the field work of Leandro et al. (2006a) and Leandro et al. (2006b) in the Ria de Aveiro. This application of ECO-SELFE will allow its first validation in a real system. It will also allow the exploitation of the influence of some environmental conditions in the ecosystem and, in particular, in zooplankton dynamics, contributing for the increase of the knowledge of the dynamics of the Ria de Aveiro.

2 METHODOLOGY

A two-stage methodology is adopted in this study. In a first step the hydrodynamic model is calibrated with field data, in order to establish the numerical conditions of the simulations (e.g. horizontal and vertical grids, time step). This approach optimizes the computational time as the coupled model is twice more CPU demanding as the hydrodynamic module alone. The implementation of the 3D hydrodynamic model is based on previous 2D unstructured grid hydrodynamic simulations of Oliveira et al. (2006). The second step consists on the validation of the fully coupled 3D hydrodynamic and ecological model. This validation is performed for two different time periods, also allowing the analysis of the effects of the seasonal conditions in the

ecosystem dynamics. For both stages, the simulations periods were defined based on the data available for the validation of the coupled model. Thus, the structure of the paper reflects the methodology adopted: the description of the model and its set-up for both stages are presented in the next sections of this chapter; the results are presented and discussed for the hydrodynamic model assessment and the ECO-SELFE model application in chapter 3 together with a preliminary analysis on the importance of the environmental factors; the main conclusions and the directions for further research are summarized in chapter 4.

2.1 THE 3D COUPLED NUMERICAL MODEL ECO-SELFE

ECO-SELFE is a fully coupled three-dimensional hydrodynamic and ecological model. The hydrodynamic model, SELFE – Semi-Implicit Eulerian-Lagrangian Finite-Element (Zhang and Baptista, 2008, serial version 1.5k2, available at www.ccalmr.ogi.edu/CORIE/modeling/selfe/), solves the three-dimensional shallow-waters equations and calculates the free-surface elevation and the 3D water velocity, salinity and temperature. The ecological model results of an extension of EcoSim 2.0 – Ecological Simulation (Bisset et al., 2004, available at www.myroms.org/) to account for the simulation of several groups of zooplankton (Rodrigues et al., 2008). The model includes the cycles of carbon (C), nitrogen (N), phosphorus (P), silica (Si) and iron (Fe). Besides zooplankton, the model can simulate several phytoplankton groups, bacterioplankton, dissolved and fecal organic matter, inorganic nutrients and dissolved inorganic carbon (DIC).

The model is based on a finite-element/finite-volume numerical scheme. For salinity and temperature the advection can be treated with an Eulerian-Lagrangian method (ELM), an upwind or a TVD (Total Variation Diminishing) numerical scheme, while for the ecological tracers upwind and TVD methods are available. The domain is discretized horizontally with unstructured triangular grids and vertically with hybrid coordinates (partly terrain-following S-coordinates and partly Z-coordinates).

The integration of the hydrodynamic and the ecological models is made through the transport equation:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\kappa \frac{\partial C}{\partial z} \right) + F_c + \Lambda C \quad (43)$$

where C is a generic tracer, (u, v, w) is the velocity, κ is the vertical eddy diffusivity, F_c is the horizontal diffusion (neglected in SELFE) and ΛC are the sources and sinks terms calculated with the ecological model. A general overview of the sources and sinks terms of the ecological tracers is presented in Figure III.2.

Since the zooplankton state variables were added to the base formulation of the EcoSim 2.0 model, the equations that describe the sources and sink terms of zooplankton are presented here. Zooplankton is described in terms of carbon (ZC), nitrogen (ZN) and phosphorous (ZP) content according to:

$$\Lambda ZC_I = \mu_{z_I} ZC_I - e_{z_I} ZC_I - g_{z_I} ZC_I \quad (1)$$

$$\Lambda ZN_I = \frac{F_N}{F_C} \mu_{z_I} ZC_I - e_{z_I} ZN_I - g_{z_I} ZN_I \quad (2)$$

$$\Lambda ZP_I = \frac{F_P}{F_C} \mu_{z_I} ZC_I - e_{z_I} ZP_I - g_{z_I} ZP_I \quad (3)$$

where the subscript l refers to each functional group of zooplankton, $\mu_{z,l}$ is the zooplankton growth rate (days^{-1}), $e_{z,l}$ is the zooplankton excretion rate (days^{-1}), $g_{z,l}$ is the zooplankton mortality rate due to natural mortality and predation (days^{-1}), and F_C , F_N and F_P are the quantity of food available for zooplankton (mmol.m^{-3}) expressed in carbon, nitrogen and phosphorous, respectively. Zooplankton is not described in terms of its content of silica and iron, which is a reasonable assumption according to Vichi et al. (2006). The zooplankton growth rate is calculated based on Vichi et al. (2006), depending on the water temperature among other factors. The model has several alternative equations to calculate the temperature-dependent growth, based on the work of Leandro et al. (2006a, b) on the Ria de Aveiro. The zooplankton loss terms (excretion and predation) are constant rates defined as a site-specific or as a functional group parameter.

The zooplankton extension of EcoSim 2.0 leads to changes in the equations that represent the sources and sink terms of other ecological state variables. These state variables included the ones relative to the phytoplankton groups, labile dissolved organic matter, fecal organic matter, ammonium, inorganic phosphorous and iron, and DIC. A detailed description of the changes made in these equations can be found in Rodrigues et al. (2008). More detailed descriptions of the coupled model and of each of its components can also be found in Rodrigues et al. (2008), Zhang and Baptista (2008) and Bisset et al. (2004).

2.2 MODEL SET-UP

2.2.1 Available Data

In order to establish the validation periods for the hydrodynamic model (SELFE) and for the coupled model (ECO-SELFE) a review of the available field data of the Ria de Aveiro was performed, focusing on the spatial and temporal data coverage, on the number of parameters available at each period and on the type of ecological parameters measured.

Available hydrodynamic data only cover very short periods of time. Dias et al. (1999) measured water level, current velocity, salinity and temperature at several stations located along the four main branches of the lagoon (Figure III.3) during June 1997. This is one of the few studies with available data of current velocities along all the several branches of the lagoon.

For the chemical and the biological parameters there are several studies with a reasonable coverage of the lagoon's area. However, zooplankton data are scarce. Some of these studies also included temperature and salinity measurements. Examples of these studies include the *Caracterização Sinóptica da Ria de Aveiro* (CSRA) project, which aimed at the quasi-simultaneous characterization of the physical, chemical and biological parameters in the lagoon (Figure III.3), and the study of Lopes et al. (2007) during 2000 and 2001. These two studies provide a good spatial coverage and include measures of chlorophyll *a* and nutrients, but lack zooplankton measurements.

One of the studies performed in the lagoon with available zooplankton data along all the branches of the lagoon is the project ModelRia. During this project, several measurements of physical, chemical and biological parameters, including zooplankton, were done (Universidade de Aveiro et al., 2003; Almeida et al., 2005; Saraiva, 2005). The measurements were performed in four distinct periods with only a one day duration (20 June, 25 September and 15 December 2000, and 14 March 2001) in seven different stations located in the several branches of Ria de Aveiro (Figure III.3). Some of the parameters determined were: salinity, temperature, dissolved oxygen, chlorophyll *a*, dissolved organic carbon (DOC), ammonium (NH_4^+), nitrate+nitrite ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), phosphate (PO_4^{3-}) and silicate (SiO_2) and zooplankton (Almeida et al., 2005; Universidade de Aveiro et al., 2003).

Data from the June 1997 sampling and from the CSRA and ModelRia projects were thus used for establishing the boundary conditions and to calibrate and validate the models.

2.2.2 SELFE Set-up

Hydrodynamic simulations were performed firstly to establish the numerical conditions for the physical processes. These simulations were based on the 2D unstructured grid simulations of Oliveira et al. (2006). Since water level, velocity and salinity data along the Ria de Aveiro are available for June 1997 (Dias et al., 1999), the simulations were performed for 25 days (starting on 01/June/1997) to cover this period and assuming 2 days of warm-up. The horizontal domain was discretized with an unstructured grid of 21268 nodes, covering the whole lagoon and extending about 10 km to the coastal zone (Figure III.4a). Some salinity data (e.g. Almeida et al., 2007) suggest a tidal propagation besides the upper limit of the Caster river considered in the domain. However, the unavailability of bathymetric data prevents the extension of the domain further upstream. The spatial resolution varies from 1.5 km in the coastal area to 3 m in the narrow channels of the lagoon. The vertical domain was discretized in 7 vertical S levels equally spaced, since the lagoon is shallow (Figure III.4b). A drag coefficient of 0.002 was assumed in the whole domain. Due to the very narrow channels that cover the main area of the lagoon, wind stress was neglected. The time step was set to 90 seconds.

Six open boundaries were considered: one ocean boundary and five river boundaries (Vouga, Antuã, Boco, Caster and Mira). At the ocean boundary the model was forced by tidal elevations. Eleven tidal constituents, taken from the regional model of Fortunato et al. (2002), were used (Z0, M2, S2, N2, O1, K1, M4, MN4, MS4, MSF and M6).

At the river boundaries, and in spite of the ecological importance of this system, river flows are not available at all branches for the period of simulation. Thus, these flows were estimated based on the historical data, the basins areas, the meteorological data and previous modeling works about the Ria de Aveiro. The flows estimations were based on the time series available at SNIRH – Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos (<http://snirh.pt>) for the Ponte de Águeda (1935-1990) and the Ponte Minhoteira (1979-1989) stations, and the proportion of the basins areas determined by Saraiva (2005). With this approach the riverine flows in Vouga, Antuã, Caster, Boco and Mira were, respectively, of $13 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $4.3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $3.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $1.9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ and $1.9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. For the same period of time, Vaz (2007) set a flow of $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in the Vouga river based on a calibration procedure. An analysis of the river flows and the precipitation during the period for which SNIRH data are available, suggests that for the precipitation regime observed during June/1997 the Vouga river flow could be smaller than $13 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Preliminary simulations using the $13 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ and the $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ flows in the Vouga river were performed. Based on the results of these simulations, in the present study we opted to consider a flow of $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ in the Vouga river and to reduce the other river's flows by the same proportion. The river flows at the boundaries are presented in Table III.1. The flows used in the calibration of the hydrodynamic model were then assumed as characteristics of the environmental conditions, namely the precipitation regimes, of June 1997. Thus, for other periods of simulation where river flows are not available at SNIRH the flows were estimated based on a ratio between the precipitation in the period of simulation and the precipitation in June 1997 and the flows determined previously for June 1997. The precipitation data were also obtained from SNIRH (station Gafanha da Nazaré).

Initial conditions of salinity were set to spatially decrease gradually from 36 in the open ocean boundary to 0 in the river boundaries. The salinity was set constant in all boundaries and equal to 36 in the ocean boundary and to 0 in the river boundaries.

2.2.3 ECO-SELFE Set-up

Based on the chemical and ecological data available and in order to evaluate the influence of different environmental conditions, ECO-SELFE simulations were performed for two different periods: a period denoted as “Autumn 2000”, lasting from 05/September/2000 to 04/October/2000, and a period denoted as “Spring 2001”, lasting from 01/March/2001 to 04/April/2001, and assuming 2 days of warm-up. The data available in these periods are listed in Table III.2. The ecological data is also represented in Figure III.5.

The numerical conditions used were the ones that resulted from the calibration of the hydrodynamic model, except for the boundary conditions that were changed to correspond to the periods simulated. As for June 1997 data are not available for the river flows and these were determined based on the approach described above. The values of river flow are listed in Table III.3.

The temperature and the salinity boundary conditions (Table III.3) were first determined as the average of the CSRA field data measured in each of the two periods. However, these stations are not located exactly at each boundary. Therefore, a sensitivity analysis of the temperature was performed at the boundaries, starting with the values measured at the stations. A backward compatibilization was then performed based on the differences between the results measured and computed at each station where data are available. Initial conditions were set based on the average values on the CSRA field data for each period.

The simulated ecological tracers were chosen based on the available data and also as a compromise between the number of tracers to simulate and the computational time needed. Thus, a total of 23 ecological tracers were considered: one group of zooplankton (as C, N and P), one group of phytoplankton, namely diatoms (as C, N, P, Si and chlorophyll *a*), bacterioplankton (as C, N and P), labile dissolved organic matter (as C, N and P), fecal organic matter (as C, N, P and Si), NH_4^+ (which also includes NO_2^-), NO_3^- , PO_4^{3-} , SiO_2 and DIC. The iron cycle was not considered in this simulation, since no iron data are available for the simulated periods. The input parameters of the ecological model are listed in Table III.4.

For the ecological tracers where field data were available, the initial and boundary conditions were set based on the ModelRia data. These tracers include: carbon zooplankton, carbon phytoplankton, chlorophyll *a*, DOC, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , SiO_2 . For Autumn 2000 these values were determined as an average between the field data of June 2000 and September 2000, while for Spring 2001 the average values of December 2000 and March 2001 were used. The phytoplankton values were determined based on the ratio of chlorophyll *a* proposed by Portela (1996): 60 mg C/mg chlorophyll *a*. For the variables where data are not available the initial and boundary conditions were estimated based on analytical initial conditions of the EcoSim 2.0 model or other modeling applications in the Ria de Aveiro (e.g. Saraiva, 2005). Zooplankton as N and P was estimated based on the carbon zooplankton measures. Phytoplankton as N, P and Si were based on the carbon to nutrients ratios of the analytical initial conditions of the EcoSim 2.0 model (available at <http://www.myroms.org>). For the bacterioplankton and the DIC variables, the analytical conditions of the EcoSim 2.0 model were also used, and fecal organic silica was assumed equal to fecal organic nitrogen according to these analytical conditions. The dissolved organic nitrogen (DON) was estimated based on the values presented in the Ria de Aveiro application of Saraiva (2005). The dissolved organic phosphorous (DOP) was determined base on the inorganic N/P ratio of the measured values in the ModelRia project and the particulate organic matter was considered as 30% of the dissolved organic mater, which was estimated based on the application of Saraiva (2005). The boundary conditions are listed on Table III.5 and Table III.6.

For the calculation of the spectral irradiation the atmospheric parameters were considered constant in each of the two periods simulated. These parameters were estimated based on the values measured in a meteorological station located in the University of Aveiro (Table III.7).

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 SELF SIMULATIONS ASSESSMENT

These simulations were performed for the June 1997 period. Simulations to calibrate the horizontal and vertical grids' refinement, time step and the drag coefficient were done previously. The following analysis is based on the best results from the calibration procedure.

The model represents well the hydrodynamics along all the branches of the Ria de Aveiro with small differences between the data and the model results for the water levels (Figure III.6), velocities (Figure III.7) and salinities (Figure III.8). The magnitude of the observed differences is of the same range or smaller than those achieved in previous applications in the lagoon for the same period (e.g. Vaz, 2007). In particular, the velocity field, which is fundamental for a good representation of the scalar transport, namely for the ecological model, is very well represented in the lagoon.

In a more detailed analysis of the model results, the water levels are well represented in terms of phase and reasonably well in terms of amplitude along the branches of the lagoon. In a few stations (e.g. Vista Alegre, Figure III.6b; Vagueira, Figure III.6h) the model tends to underestimate the elevations at low tide. These differences may be due several factors. The boundary conditions, which were taken from a regional model, may have some errors. The drag coefficient may also be a source of errors, since a constant value in the whole domain is considered. Recent studies also suggest that changes in the bathymetry of the lagoon affect the response of the M2 constituent (Araújo et al., 2008). Since the bathymetry that is used is not from the June 1997 period this may also contribute for the differences observed. There are also several wetting and drying areas in the lagoon, due to its shallowness. Therefore an increase in the grid resolution in this channel could also lead to an improvement in the water levels results. Tests done in the Mira channel showed that refining the grid resolution significantly improved the water levels representation. However, refining the grid increases considerably the CPU times, which may be limiting when running the coupled hydrodynamic-ecological model.

The velocities are well represented by the model in terms of phase and magnitude in both components (South-North and West-East) in the four main channels of the lagoon. The model reproduces the data with very small errors (generally smaller than 5 cm/s). The largest differences between the velocities predicted by the model and the field data occur in the Vista Alegre (Ílhavo channel) and Varela (S. Jacinto channel) stations, but these are generally smaller than 10-15 cm/s.

The salinities are also reasonably well represented by the model for most of the stations. Some differences between the data and the model results are observed at the Varela station (upper northern position of the S. Jacinto). This may be due to the uncertainty associated with the river flows at the Caster river boundary and also due to the proximity of this station to this boundary, suggesting that the grid should be extended further north. However, as previously mentioned the lack of bathymetric data prevents the extension of the domain. The largest salinities errors were observed in the Mira channel (Costa Nova station, Figure III.8h). These errors may be due to the boundary conditions imposed for the river flows, which have an important uncertainty associated, since no data of river flows are available for June 1997. In particular, for this channel, where the flows are poorly known (Dias and Lopes, 2006), some sensitivity simulations were done that vary

the flow in the Mira boundary. These simulations were done considering the flows used by Vaz (2007) and Saraiva (2005), respectively, of $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ and $3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. The results (Figure III.9) show that there is a significant influence of the river flow in the salinity along this channel. It is also evident that using a larger flow improves the representation of the salinity in the Costa Nova station, but worsens that in the Vagueira station lower than evidenced in field data. This may suggest that during this period there might be an extra source of freshwater between these two stations, which could either have surface or groundwater origins, that was not considered in the model.

Since there is a reasonable representation of the water level and very good representation of the velocity and the salinity in the Ílhavo, S. Jacinto, Espinheiro and Mira channels we consider that the model represents adequately the hydrodynamics of the lagoon within the June 1997 period.

3.2 ECO-SELFE VALIDATION

The results for salinity and temperature of the ECO-SELFE simulations are compared with the CSRA data. The ecological tracer's results are compared with the ModelRia data, except at the MR4 station. Since this station is located near the domain boundary, the results at this station are similar to the boundary conditions imposed in the Vouga river. Results are presented only for the ecological tracers for which data are available, namely: zooplankton, phytoplankton (estimated from chlorophyll a), chlorophyll a, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , SiO_2 and DOC.

3.2.1 Autumn 2000

For the Autumn 2000 period the salinity is well represented by the model in the Mira channel and a slightly underestimated in the S. Jacinto channel (Figure III.10). Along the lagoon branches, the horizontal gradient of salinity is also well represented by the model, except at the upstream stations in the S. Jacinto and Espinheiro channels (stations C2 and V13, Figure III.12a). In the present simulation, and specifically for the Caster river boundary, a very high value of salinity was used based on the field data for the station C2. Some differences between the coupled model and the data remain. As observed for the SELFE calibration simulation (June 1997), this value suggests that salinity propagates upstream of the defined domain. However, as mentioned above, the lack of data prevents the extension of the domain further north.

Temperature is well represented by the model along the branches of the lagoon (Figure III.12a) and, in particular, in the Mira and S. Jacinto channels (Figure III.10). The good representation of both salinity and temperature by the model, which are within the range of data variance measured, confirms the good behavior of the model in terms of scalar transport.

During this period there is generally a reasonable agreement between the model results and the measured ecological tracers along the Ria branches (Figure III.13a-Figure III.18a). Phytoplankton, chlorophyll a and NO_3^- are well represented along all the branches of the lagoon. For DOC there are some differences between the model results and the data, which are more significant in the station located near the Antuã river (MR3 station, Figure III.14). The largest differences between the model results and the data occur for the zooplankton and the NH_4^+ . Globally the model tends to overestimate the zooplankton concentrations in this period, the largest differences being observed in the Mira channel (station MR7, Figure III.18). NH_4^+ , instead, tends to be underestimated by the model throughout the lagoon. Similarly, PO_4^{3-} is also underestimated by the model, but in this case the differences are smaller, in the order of about $1 \mu\text{mol P/l}$.

The observed differences may be due to several factors. Outside the lagoon a high concentration of phytoplankton is observed. Phytoplankton is retained in the domain due to the type of boundary conditions imposed and is imported to the Mira channel on flood. Since the zooplankton growth

depends on food availability, the overestimation of phytoplankton may contribute to the increase of zooplankton in this channel and to the decrease of nutrients (in particular NH_4^+) provided by the model. The use of transmissive boundary conditions should be evaluated in future applications of the model.

The model predicts an entrapment of the phytoplankton in this channel, in the vicinity of the MR7 station. This entrapment, which may be caused by the underestimation of water exchanges with the tidal inlet, can lead to the overprediction of the zooplankton concentration. In the Ílhavo channel a similar situation occurs in the proximity of the MR6 station. In previous ecological applications in the Ria de Aveiro (Saraiva, 2005) similar entrapment mechanisms were obtained in these channels. An improvement of the grid resolution could contribute to improve the water circulation in these channels. However, since the transport of the salinity and the temperature is well represented by the model, this may suggest that there is an additional factor affecting the existing processes that is not being considered.

These differences may also be due to the modeled structure of the ecosystem, since only one primary producer group is considered (phytoplankton). In fact, there are other important primary producers that may compete for the available resources (e.g. macroalgae). The existence of other primary producers can reduce the growth of the phytoplankton and, consequently, the available food for zooplankton. However, the increase of the representation of the complexity of the ecosystem would also increase the uncertainty associated with the parameterization. Additionally, data is unavailable for other primary producers.

In fact, several parameters considered in the establishment of the ecological model are also another source of error and uncertainty, since for the Ria de Aveiro there is a lack of site-specific information for their establishment. A sensitivity analysis performed on the ecological model parameters (Rodrigues et al., 2008) showed the relative influence of these parameters in the final results of the model. Among these parameters, the phytoplankton temperature-dependent growth rate was one of the most relevant. Since the zooplankton growth depends on the quantity of food available, this parameter will also affect zooplankton concentration. The parameters related to food ingestion by zooplankton and its excretion and mortality rates also affect significantly the results. Several tests in the Ria de Aveiro showed the influence of these parameters in a real system (Figure III.19) and the need to obtain more site-specific data.

3.2.2 Spring 2001

In the Spring 2001 the salinity variations in the tidal cycle (Figure III.11) and the horizontal gradient of salinity along the four main branches of the lagoon (Figure III.12b) are generally well represented by the model. However, the model overestimates salinity at the M7 and, to a smaller extent, the M1 stations. Errors in the boundary conditions may cause the observed differences. Temperature is very well represented, with errors below 1 °C.

The model represents reasonably well the behavior of the ecological properties along the lagoon (Figure III.13a-Figure III.18a). Indeed, the Spring 2001 results are significantly better than the ones achieved for Autumn 2000, in particular for zooplankton and NH_4^+ . Zooplankton is well represented along all the branches of the lagoon with differences between the model and the data generally smaller than 0.005 mg C/l. The largest differences occur mainly in the Mira and the Ílhavo channels, where the largest concentrations of zooplankton are observed during flood, suggesting a marine origin (Figure III.5). This large amplitude of variation of zooplankton concentration is not fully represented by the model, although the mean concentrations of zooplankton in these channels are reasonably represented.

3.2.3 Average values

The average values of the modeled ecological tracers in the whole Ria de Aveiro and at the ModelRia stations were compared with the average values of the data measured in the ModelRia stations and their range of variation (the maximum and the minimum value of the ecological tracer measured in each period). All the values were standardized by the average value of the field data. In Spring 2001 the model results fit into the range of variation of the field data for all the ecological tracers evaluated, showing that the model represents well these tracers in the Ria de Aveiro for this period (Figure III.20). In Autumn 2000, although the magnitude of the model results is generically within the range of the field data, there are some ecological tracers that don't fit into this range of variation. In particular, as observed in the site-specific analysis, zooplankton is overestimated by the model.

3.3 ENVIRONMENTAL CONDITIONS AND ZOOPLANKTON DYNAMICS

In these two periods of simulation the environmental conditions are significantly different. The 2001 year was a very rainy year (Almeida et al., 2006) contributing for the lower salinity values observed during the Spring 2001 period. As an example, in the S. Jacinto channel, the salinity for Autumn 2000 ranges from 20-30, while in Spring 2001 these values are in the range of 0-10. The temperatures are also lower, with mean differences of about 2-3 °C.

In some sites of the lagoon, namely the mouth (MR1 station), the Espinheiro channel (MR2 station) and in the proximity of the Antuã river boundary (MR3 station), the zooplankton average concentrations are generally higher in the Autumn 2000 than in the Spring 2001. The opposite occurs in the other branches of the lagoon. However, with exception for the Ílhavo and the Mira channels during Spring 2001, where the highest concentrations of zooplankton are observed (0.026 mg C/l and 0.038 mg C/l 2 hours after low tide, respectively), the zooplankton concentrations are similar in both periods. As for Spring 2001, the highest concentrations of zooplankton in the Autumn 2000 are observed in the Mira channel. In the Autumn 2000 this behavior is represented by the model.

The tide also seems to affect the zooplankton horizontal gradient along the branches of the lagoon. With some exceptions, the zooplankton average concentrations in the whole lagoon are higher during flood. An exception to this is, for instance, the zooplankton concentrations in the Mira channel (MR7 station) in the Autumn 2000, where the average concentrations of zooplankton are lower during the flood, this behavior being represented by the model (Figure III.18a).

4 CONCLUSIONS

The applicability of a new fully coupled three-dimensional, unstructured grid, hydrodynamic and ecological model (ECO-SELFE) was demonstrated in an application to the Ria de Aveiro, using a site-specific formulation for zooplankton. The application of the coupled model was its first application in a real system and allowed the model validation with a reasonably adequate set of field data. It also allowed the evaluation of the different environmental conditions in the dynamics of the lagoon.

First, simulations using the hydrodynamic model (SELFE) alone were done, for efficiency. These simulations showed the good performance of the model in the reproduction of the water levels, velocities and salinities in the Ria de Aveiro. In particular, the velocity field, which is fundamental for the correct simulation of the transport processes, is very well represented by the model. These simulations also showed the importance of using accurate boundary conditions, namely for the

freshwater inputs in the lagoon. Although Ria de Aveiro is a very important estuarine system, with ecological and economical values, river flows data are scarce. This question needs to be addressed in future studies in order to establish adequate methodologies to determine or estimate the boundary conditions for freshwater inputs when there is a lack of data.

The simulations performed with ECO-SELFE for the Autumn 2000 and Spring 2001 periods showed that globally the model represents reasonably well the ecological dynamics along the branches of the Ria. In the Spring 2001 the ecological dynamics of the lagoon is well represented, model results being inside of the range of the data. In the Autumn period, in particular, the model tends to overestimate the zooplankton concentrations, which is more evident in the Mira channel. In this period there is also an underestimation of the ammonium concentrations along the lagoon. Possible explanations include the type of ocean boundary conditions used and the parameterizations considered. There is also a simplification of the ecosystem that may lead to the observed differences, namely in terms of the primary producers. Additional exploitation of the model for different scenarios will allow a more detailed study of the environmental factors affecting the zooplankton dynamics. The availability of more ecological data, namely with longer temporal coverage, will also be useful to perform more specific validations of the model.

Due to the complexity of the model and the spatial resolution used, CPU times are a limiting factor. Therefore, for complex simulations and longer simulation periods the use of the parallel version of the model, which has become available recently, is essential to achieve reasonable computational times.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was partially funded by the Laboratório Nacional de Engenharia Civil, project Hidrodinâmica e Transporte em Estuários e Lagunas, and by the Luso-American Foundation for Development, project Towards a nowcast-forecast system for estuarine and coastal water quality.

REFERENCES

- Almeida, M.A., Cunha, M.A. and Alcântara, F. (2005). Relationship of bacterioplankton production with primary production and respiration in a shallow estuarine system (Ria de Aveiro, NW Portugal), *Microbiological Research*, 160, 315-328.
- Almeida, M.A., Cunha, M.A. and Dias, J.M. (2007). Bacterial productivity distribution during a rainy year in an estuarine system, *Microbial Ecology*, 53, 208-220.
- Araújo, I.B., Dias, J.M., Pugh, D.T. (2008). Model simulations of tidal changes in a coastal lagoon, the Ria de Aveiro (Portugal), *Continental Shelf Research*, 28, 1010-1025.
- Arhonditsis, G., Tsirtsis, G., Angelidis, M.O. and Karydis, M. (2000). Quantification of the effects of nonpoint nutrient sources to coastal marine eutrophication: applications to a semi-enclosed gulf in the Mediterranean Sea, *Ecological Modelling*, 129, 209-227.
- Bisset, W.P., Debra, S. and Dye, D. (2004). *Ecological Simulation (EcoSim) 2.0 Technical Description*, Florida Environmental Research Institute, 25.
- Cunha, M.A., Almeida, M.A. and Alcântara, F. (1999). Compartments of oxygen consumption in a tidal mesotrophic estuary (Ria de Aveiro, Portugal), *Acta Oecologica*, 20, 227-235.

- David, V., Sautour, B., Galois, R. and Chardy, P. (2006). The paradox high zooplankton biomass–low vegetal particulate organic matter in high turbidity zones: What way for energy transfer?, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 333, 202-218.
- Dias, J.M. and Lopes, J.F. (2006). Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: the case of Ria de Aveiro lagoon (Portugal), *Environmental Modelling & Software*, 21, 1-15.
- Dias, J.M., Lopes, J.F. and Dekeyser, I. (1999). Hydrological characterisation of Ria de Aveiro, Portugal, in early summer, *Oceanologica Acta*, 22, 473-485.
- Dias, J.M., Lopes, J.F. and Dekeyser, I. (2000). Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal, *Physics and Chemistry of the Earth*, 25, 369-374.
- Ferreira, J.G., Simas, T., Nobre, A., Silva, M.C., Shifferegger, K. and Lencart-Silva, J. (2003). *Identification of sensitive areas and vulnerable zones in transitional and coastal portuguese systems*, INAG, 151 pp.
- Fortunato, A.B., Pinto, L.L., Oliveira, A. and Ferreira, J.S. 2002. Tidally-generated shelf waves off the western Iberian coast, *Continental Shelf Research*, 22/14: 1935-1950.
- Hermoso, J., Martins, F. and Coelho, C. (2001). Classificação e Gestão da Área de Paisagem Protegida da Foz do Cáster no âmbito do Programa LIFE ESGIRA-MARIA, VII Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, 11 pp.
- Leandro, S.M. (2008). Environmental forcing of na estuarine gradient of zooplankton abundance and production, PhD Thesis, Universidade de Aveiro.
- Leandro, S.M., Queiroga, H., Rodríguez-Graña, L. and Tiselius, P. (2006a). Temperature-dependent development and somatic growth in two allopatric populations of *Acartia clausi* (Copepoda:Calanoida), *Marine Ecology Progress Series*, 322, 189-197.
- Leandro, S.M., Tiselius, P. and Queiroga, H. (2006b). Growth and development of nauplii and copepodites of the estuarine copepod *Acartia tonsa* from southern Europe (Ria de Aveiro, Portugal) under saturating food conditions, *Marine Biology*, 150, 121-129.
- Lopes, C.B., Lillebo, A.I., Dias, J.M., Pereira, E., Vale, C. and Duarte, A.C. (2007). Nutrient dynamics and seasonal succession of phytoplankton assemblages in a Southern European Estuary: Ria de Aveiro, Portugal, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 480-490.
- Lopes, J.F. and Silva, C. (2006). Temporal and spatial distribution of the dissolved oxygen in the Ria de Aveiro lagoon, *Ecological Modelling*, 197, 67-88.
- Lopes, J.F., Dias, J.M., Cardoso, A.C. and Silva, C.I.V. (2005). The water quality of the Ria de Aveiro lagoon, Portugal: From the observations to the implementation of a numerical model, *Marine Environmental Research*, 60, 594-628.
- Lopes, J.F., Silva, C.I. and Cardoso, A.C. (2008). Validation of a water quality model for the Ria de Aveiro lagoon, Portugal, *Environmental Modelling & Software*, 23, 479-494.
- Oliveira, A., Fortunato, A.B. and Dias, J.M. (2006). Numerical modeling of the Aveiro inlet dynamics, 30th International Conference on Coastal Engineering, 3282-3294.
- Pina, P. (2001). *An integrated approach to study the Tagus estuary water quality*. M.Sc. Thesis, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, 70pp.
- Portela, L.I. (1996). Modelação matemática de processos hidrodinâmicos e de qualidade da água no estuário do Tejo, PhD Thesis, Instituto Superior Técnico, Lisboa.

- Rodrigues, M., Oliveira, A., Queiroga, H., Zhang, Y.J., Fortunato, A.B. and Baptista, A.M. (2008). Integrating a circulation model and an ecological model to simulate the dynamics of zooplankton. 10th Estuarine and Coastal Modeling Conference Book, ASCE.
- Saraiva, S. (2005). Modelação ecológica da Ria de Aveiro: o papel das macroalgas, . M.Sc. Thesis, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal, 179 pp.
- Silva, J.F., Duck, R.W., Oliveira, F. and Rodrigues, M. (2000). Utilização da água e saneamento na área do Baixo Vouga: impactos na Ria de Aveiro, Actas do II Congresso Ibérico de Planeamento e Gestão de Água, 9 pp.
- Trancoso, A. R., Saraiva, S., Fernandes, L., Pina, P., Leitão, P. and Neves, R. (2005). Modelling macroalgae using a 3D hydrodynamic-ecological model in a shallow, temperate estuary. *Ecological Modelling*, 187, 232–246.
- Vaz, N. (2007). Study of heat and salt transport processes in the Espinheiro Channel (Ria de Aveiro), PhD Thesis, Physics, Universidade de Aveiro, Portugal.
- Zhang, Y.-L. and Baptista, A.M. (2008). SELFE: A semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation, *Ocean Modeling*, 21, 71-96.
- Universidade de Aveiro – Centro das Zonas Costeiras e do Mar, Instituto Superior Técnico – Centro de Ambiente e Tecnologias Marítimas and Hidromod (2003). ModelRia – Modelação da qualidade da água na laguna de da Ria de Aveiro, Final Report, POCTI/CTA/10219/98, 218 pp.



Figure III.1. Synthetic map of the Ria de Aveiro.

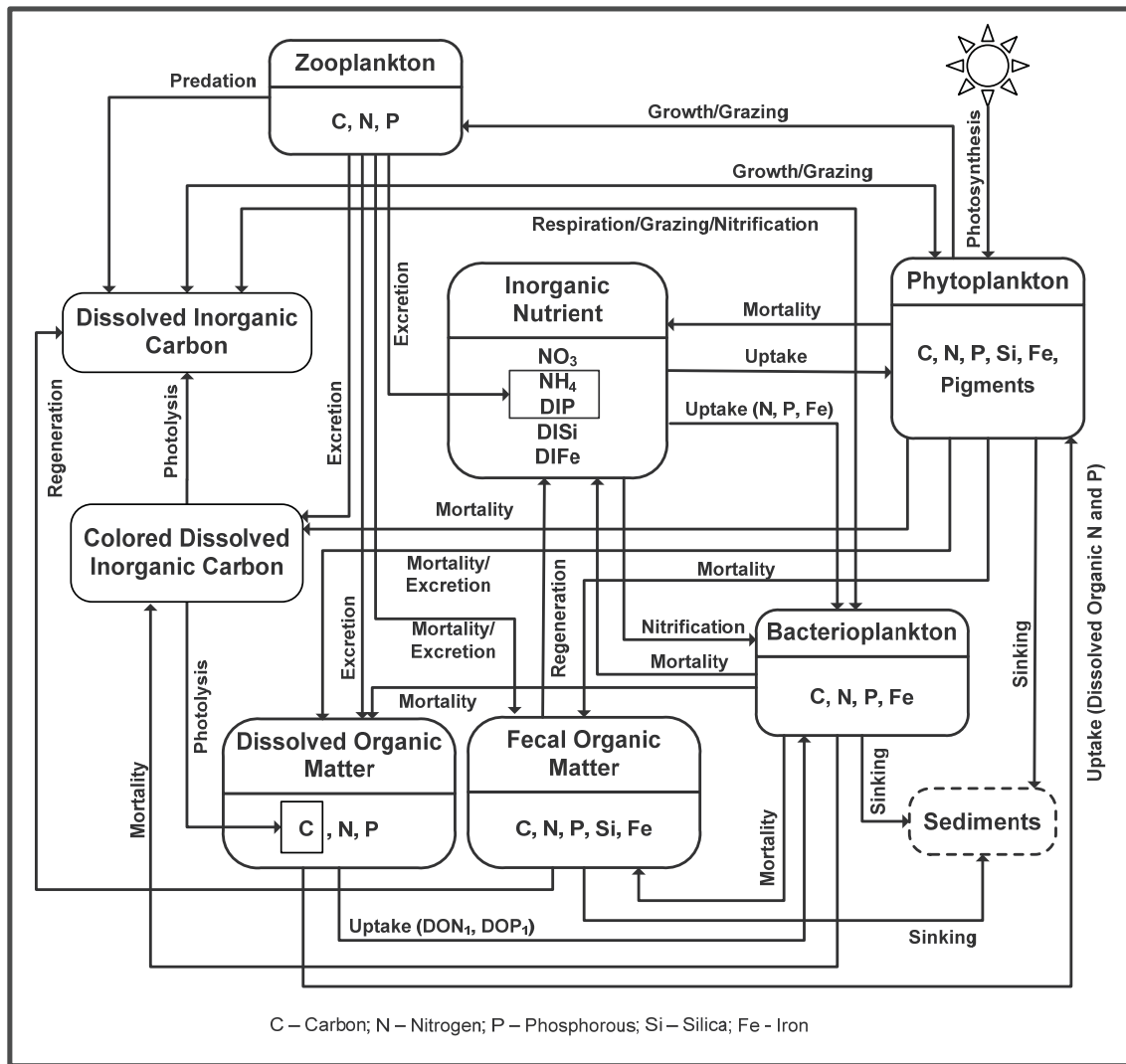


Figure III.2. Sources and sinks terms of the ecological model.

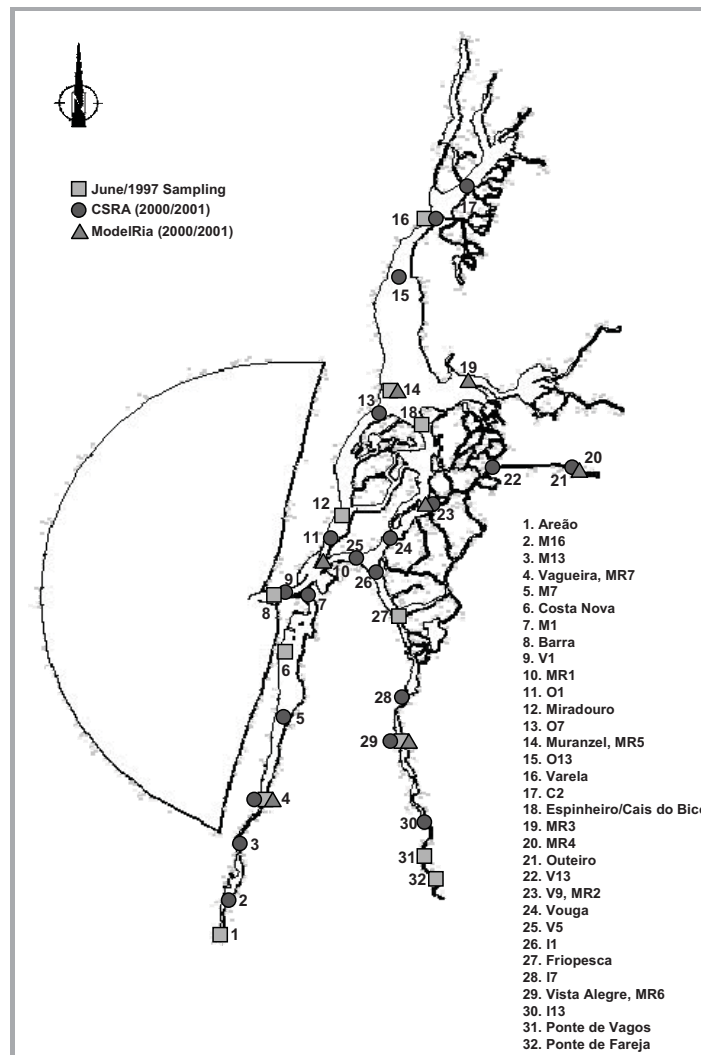


Figure III.3. Location of the sampling stations.

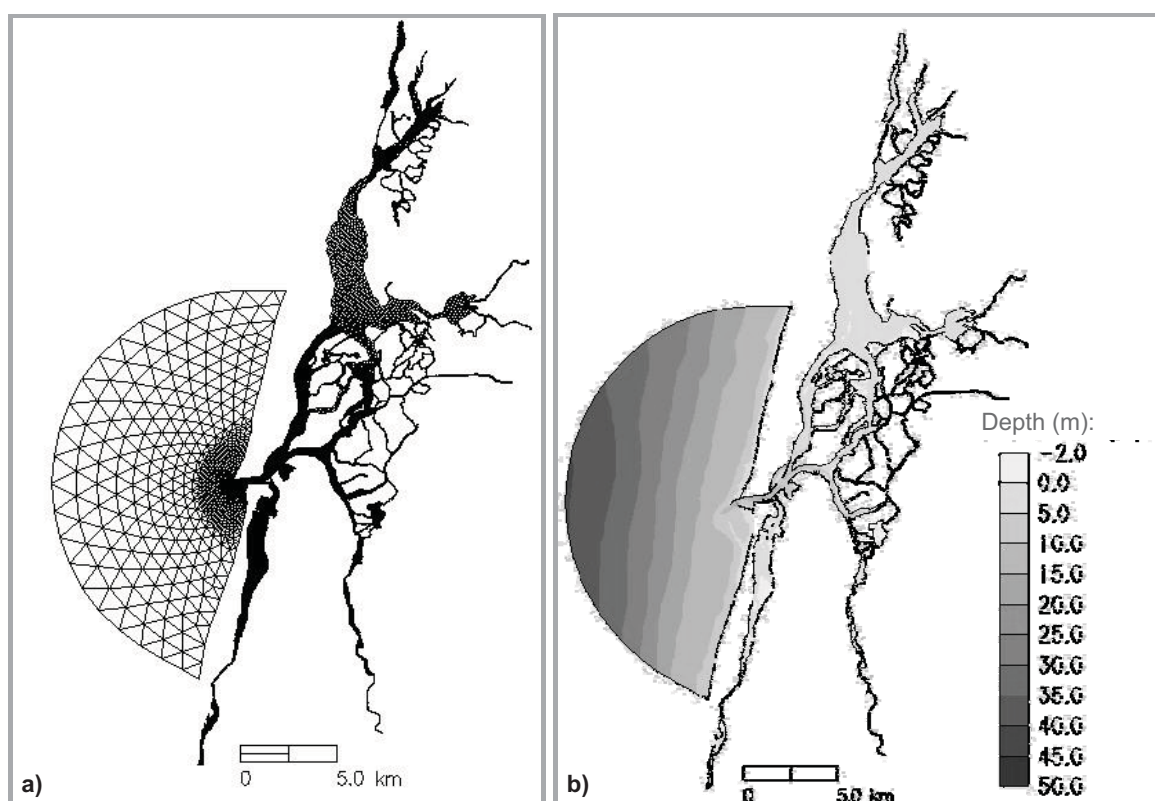


Figure III.4. Horizontal grid a) and bathymetry b) of the Ria de Aveiro.

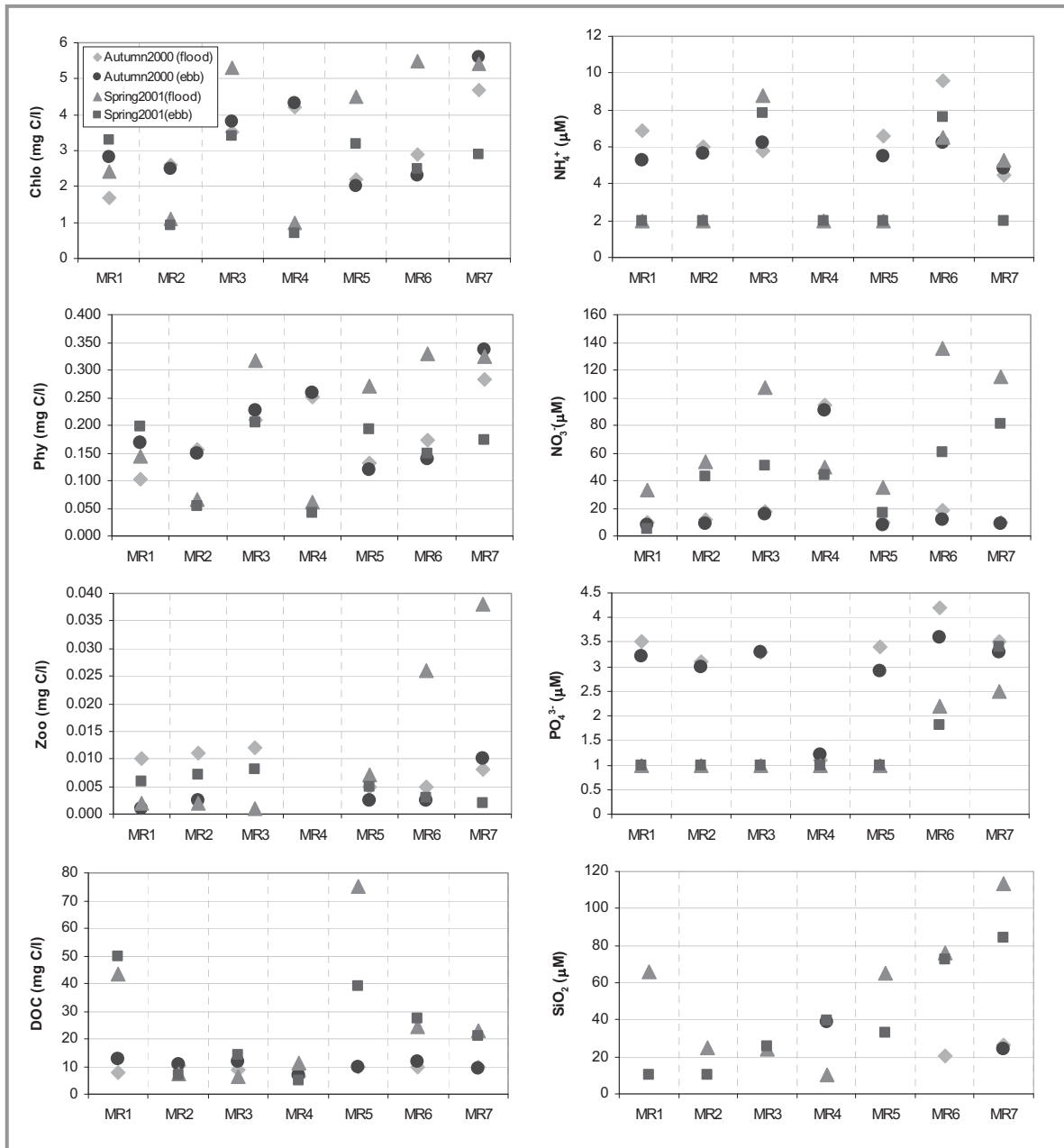


Figure III.5. Data measured at the ModelRia stations during 25 September 2000 (Autumn 2000) and 14 March 2001 (Spring 2001), 2 hours after low tide (flood) and 2 hours after high tide (ebb).

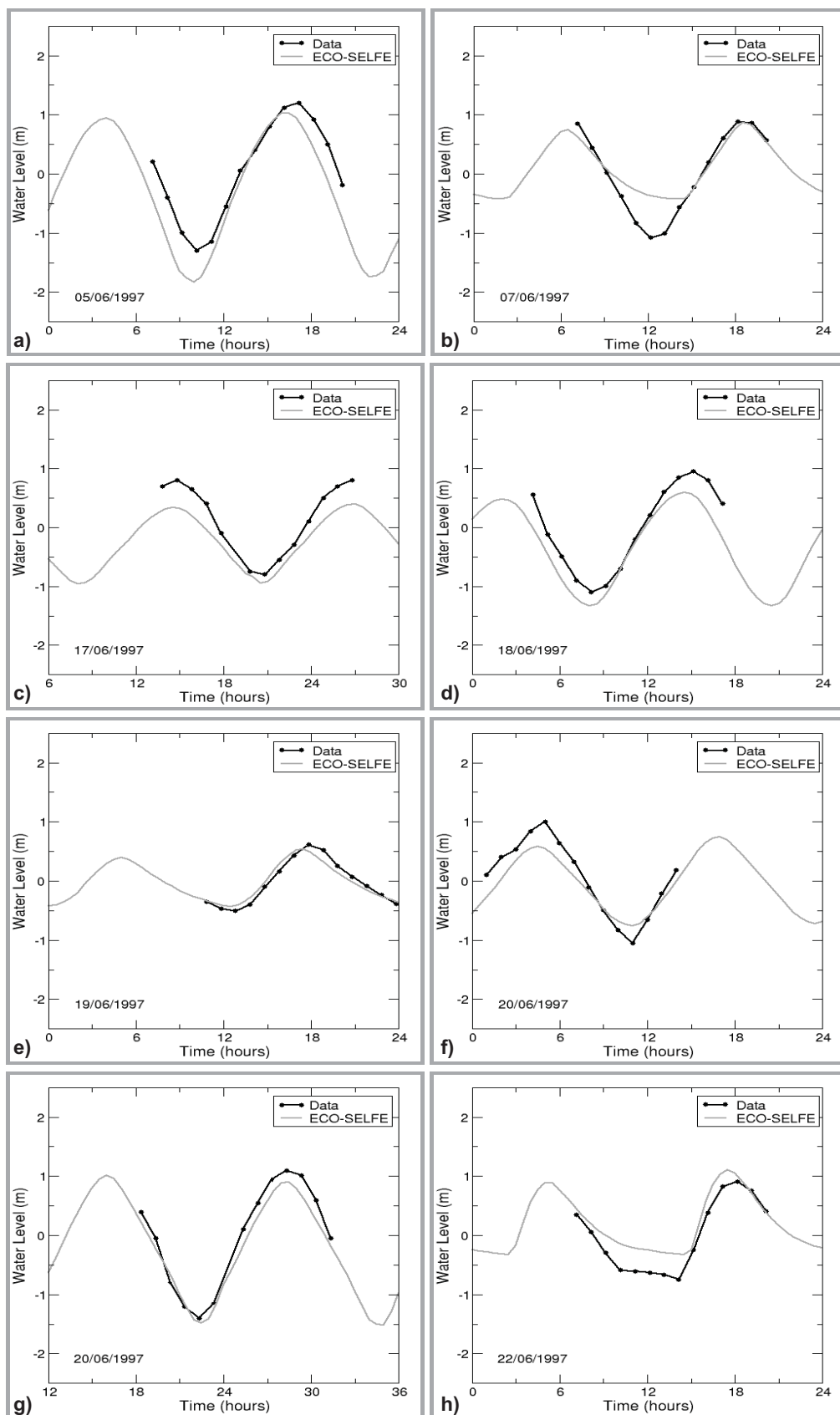


Figure III.6. Comparison between data (Dias et al., 1999) and ECO-SELFE results for water level in June/1997: a) Friopesca, b) Vista Alegre, c) Espinheiro/Cais do Bico, d) Miradouro, e) Varela, f) Muranzel, g) Costa Nova and h) Vagueira.

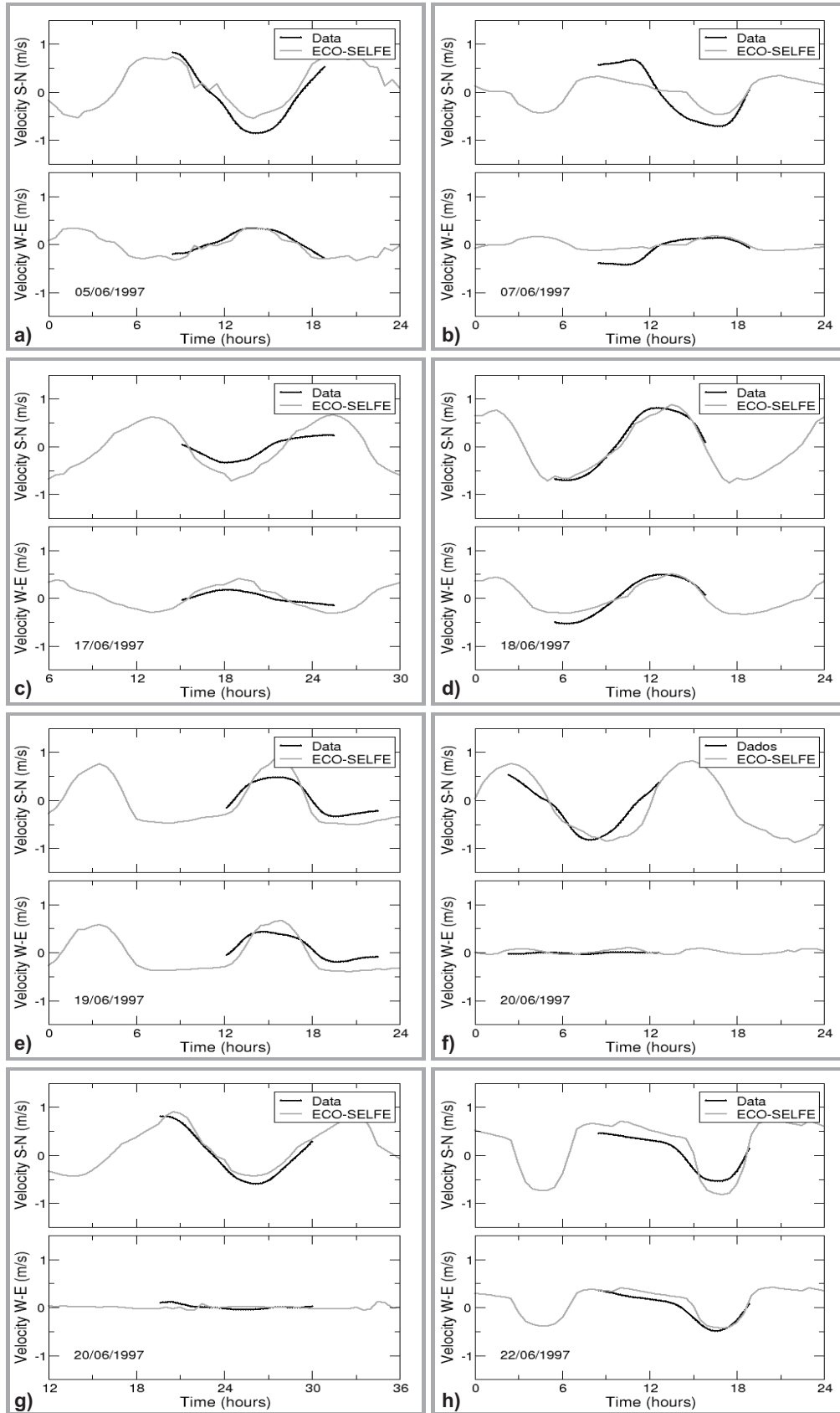


Figure III.7. Comparison between data (Dias et al., 1999) and ECO-SELFE results for velocity in June/1997: a) Friopesca, b) Vista Alegre, c) Espinheiro/Cais do Bico, d) Miradouro, e) Varela, f) Muranzel, g) Costa Nova and h) Vagueira.

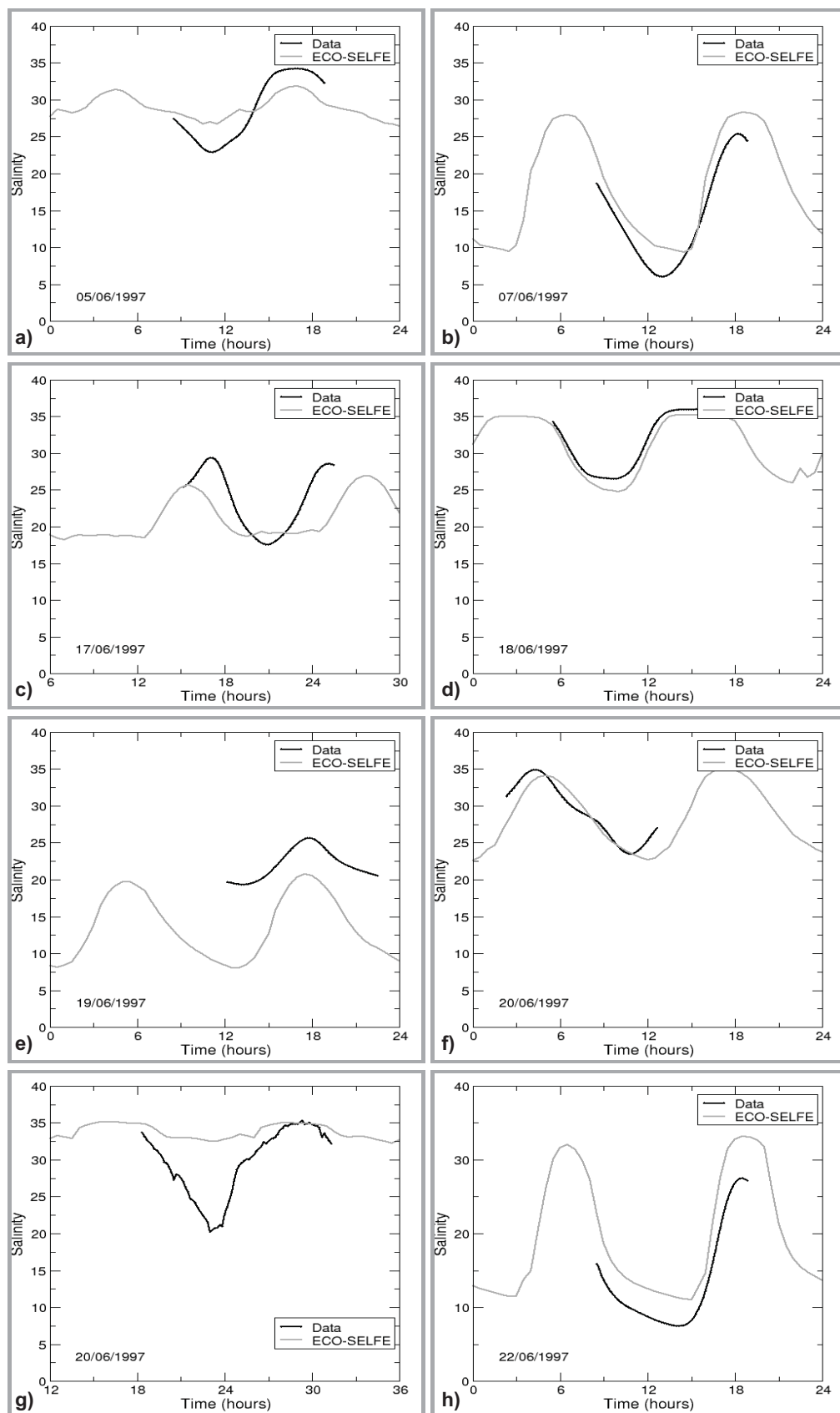


Figure III.8. Comparison between data (Dias et al., 1999) and ECO-SELFE results for salinity in June/1997: a) Friopesca, b) Vista Alegre, c) Espinheiro/Cais do Bico, d) Miradouro, e) Varela, f) Muranzel, g) Costa Nova and h) Vagueira.

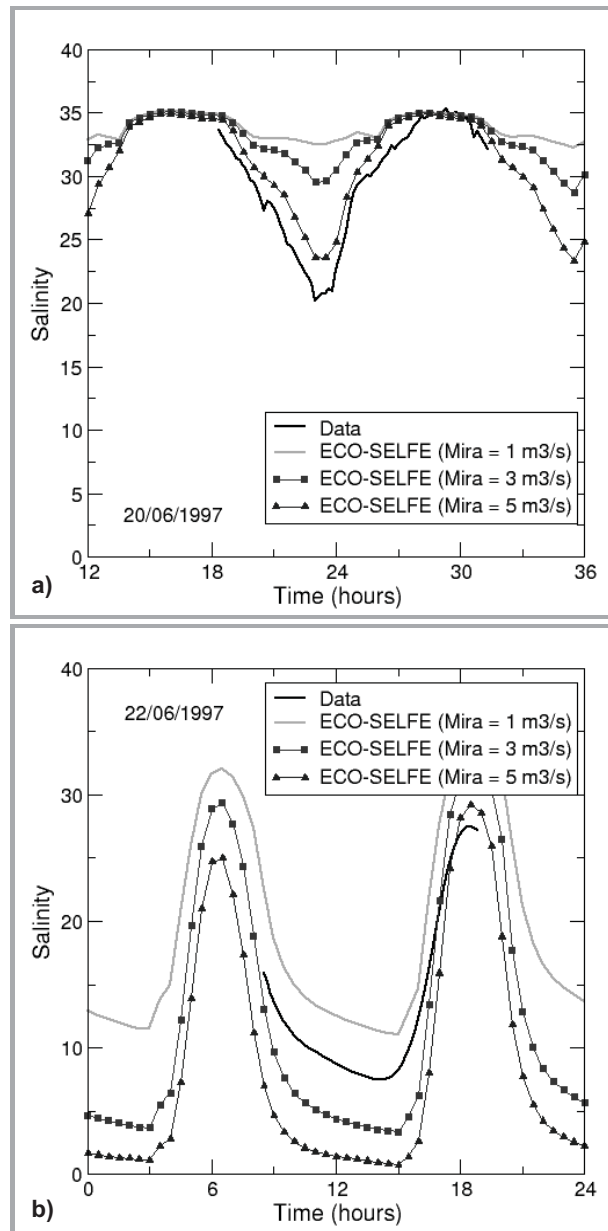


Figure III.9. Influence of the river flow in the Mira channel: a) Costa Nova station and b) Vagueira station.

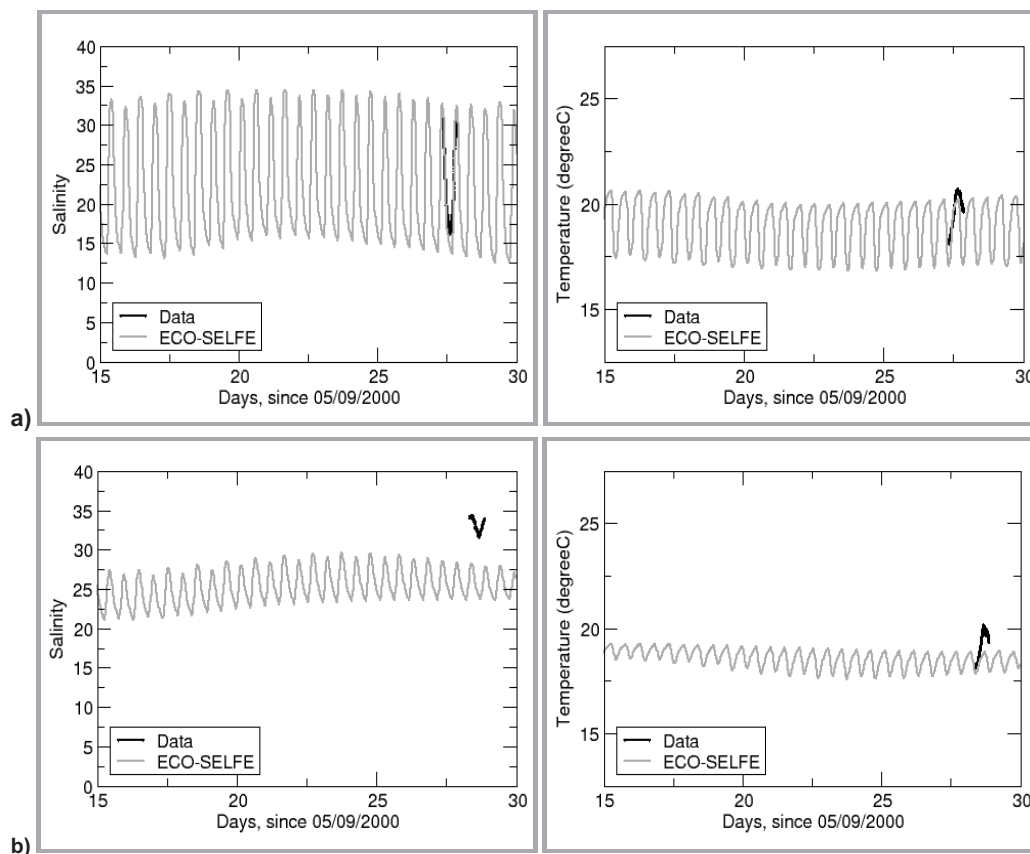


Figure III.10. Comparison between data (CSRA data, 13 hours time series) and ECO-SELFE results for salinity and temperature in Autumn 2000: a) Vagueira and b) Varela.

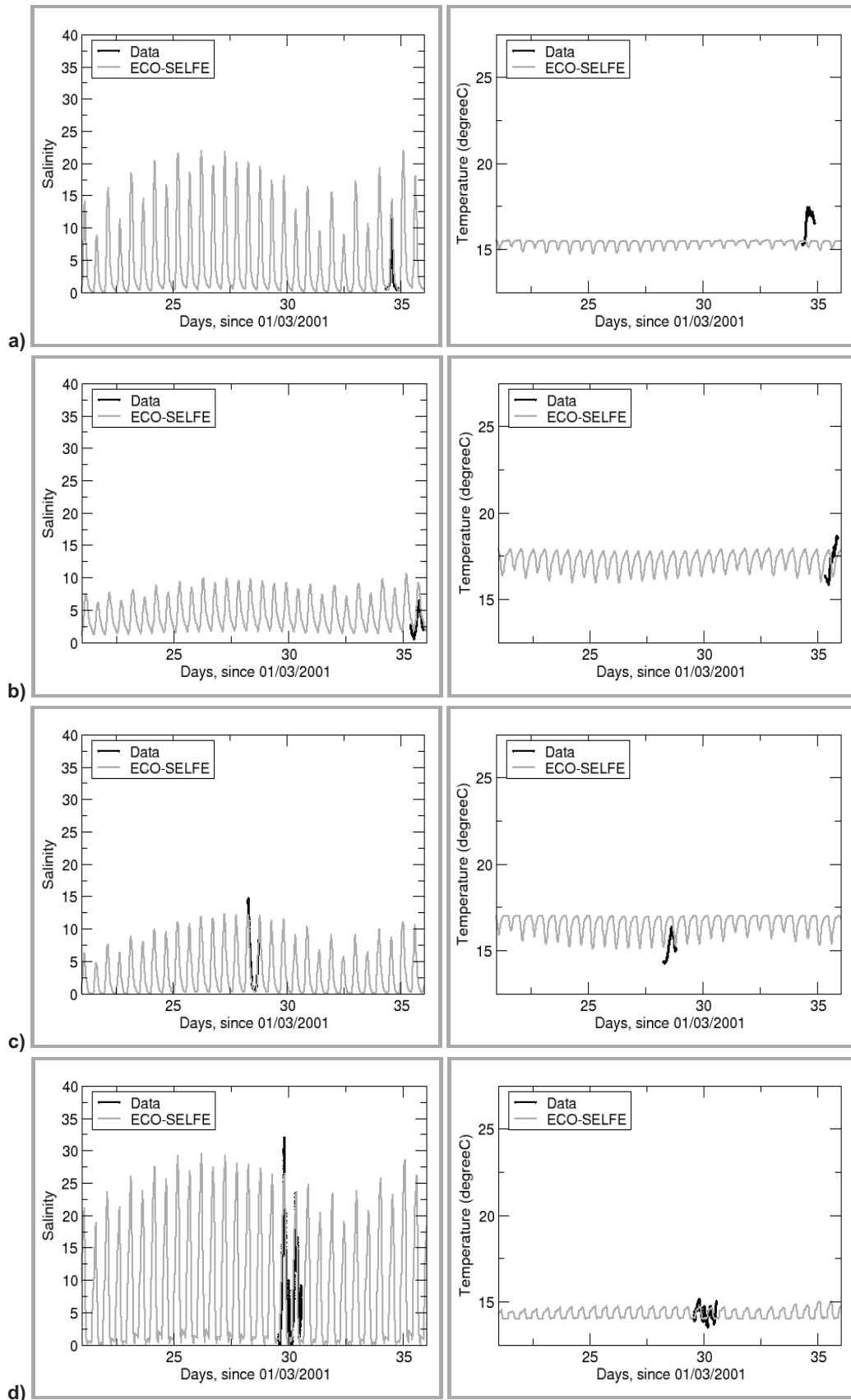


Figure III.11. Comparison between data (CSRA data, 13 hours time series) and ECO-SELFE results for salinity and temperature in Spring 2001: a) Vagueira, b) Varela, c) Vista Alegre and d) Vouga.

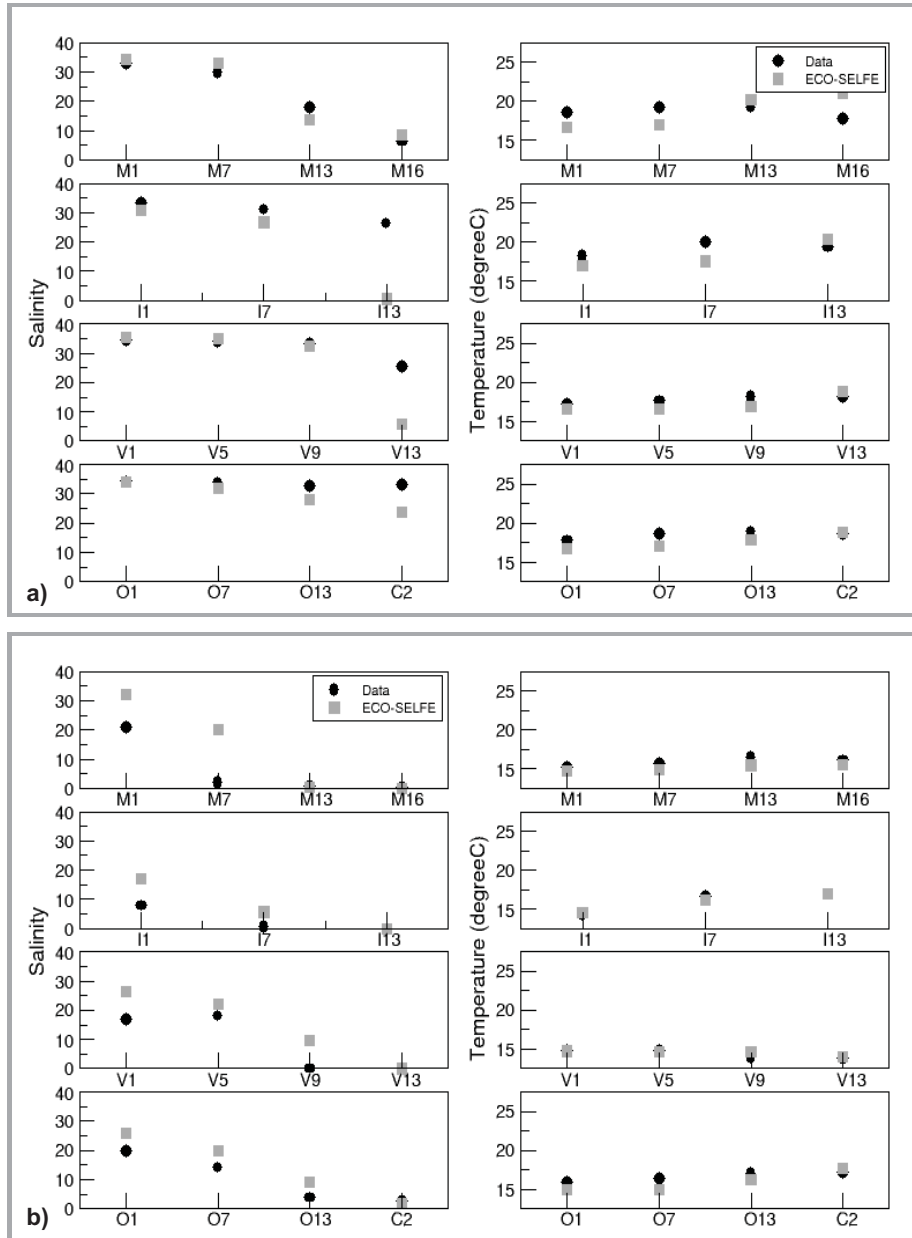


Figure III.12. Comparison between data (CSRA data, point measurements along the four branches of the lagoon) and ECO-SELFE results for salinity and temperature along the four main branches: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001. Mira channel: M1, M7, M13 and M16 stations. Ílhavo channel: I1, I7 and I13 stations. Espinheiro channel: V1, V5, V9 and V13 stations. S. Jacinto channel: O1, O7, O13 and C2 stations.

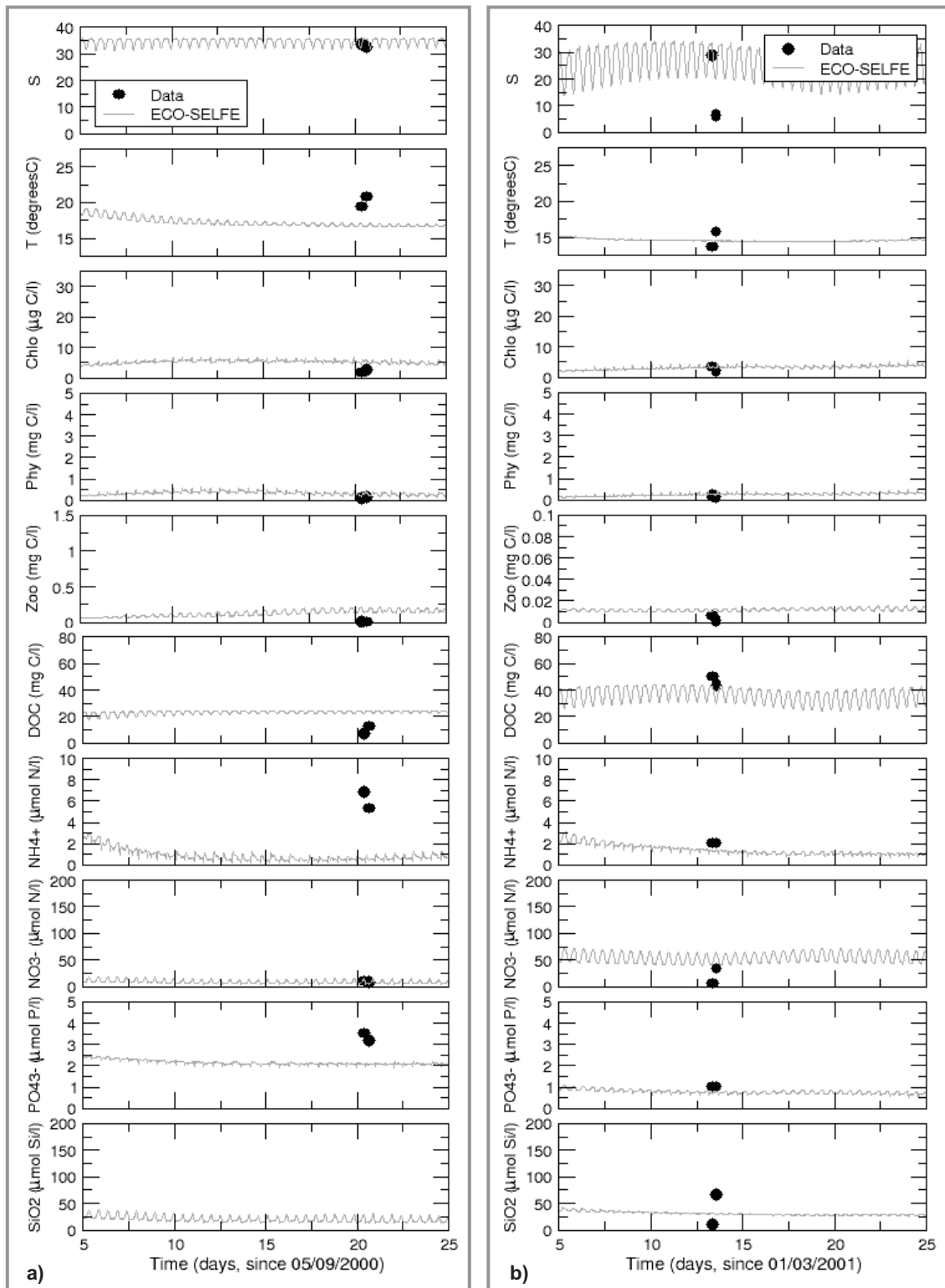


Figure III.13. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR1 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.

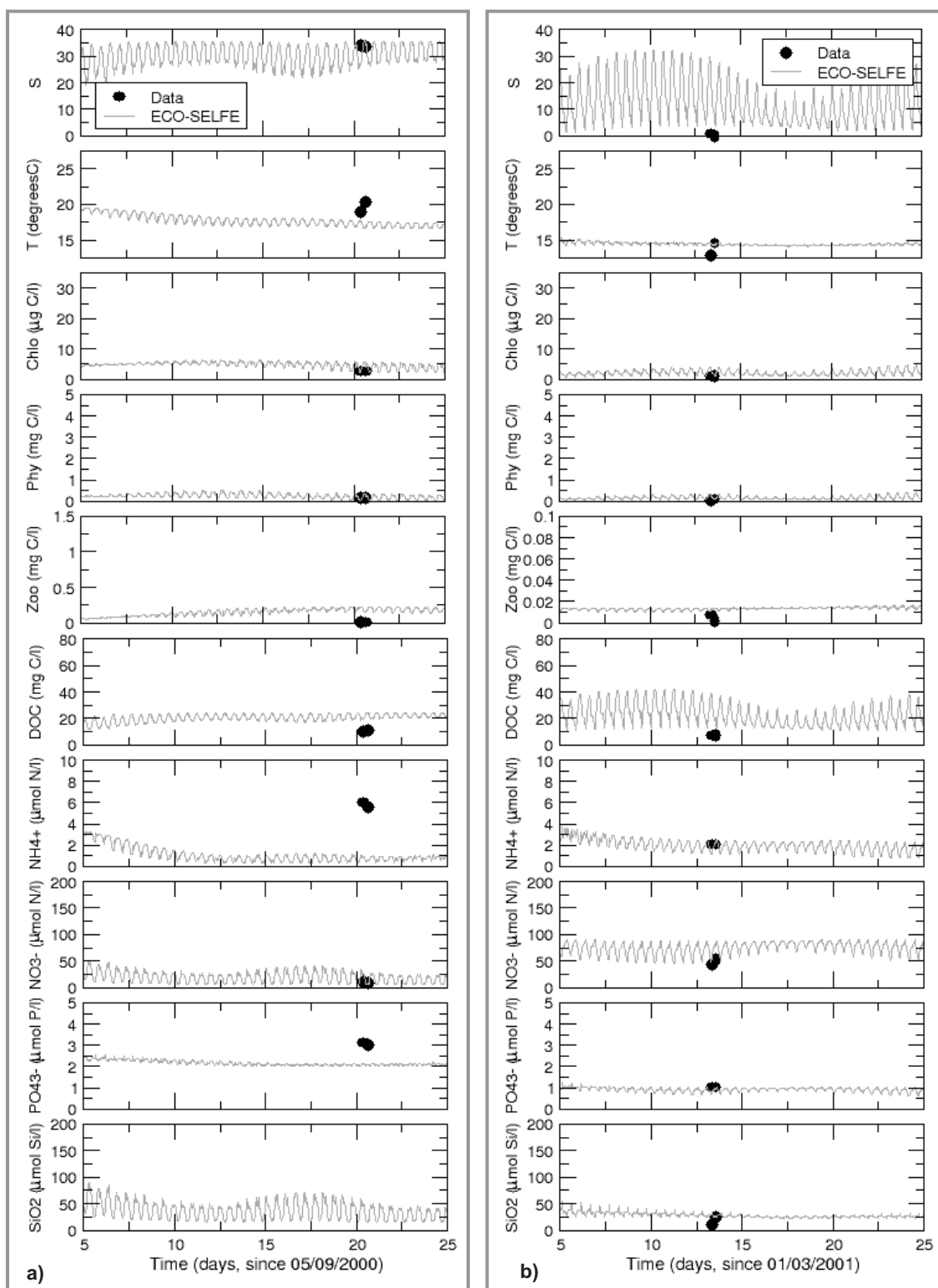


Figure III.14. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR2 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.

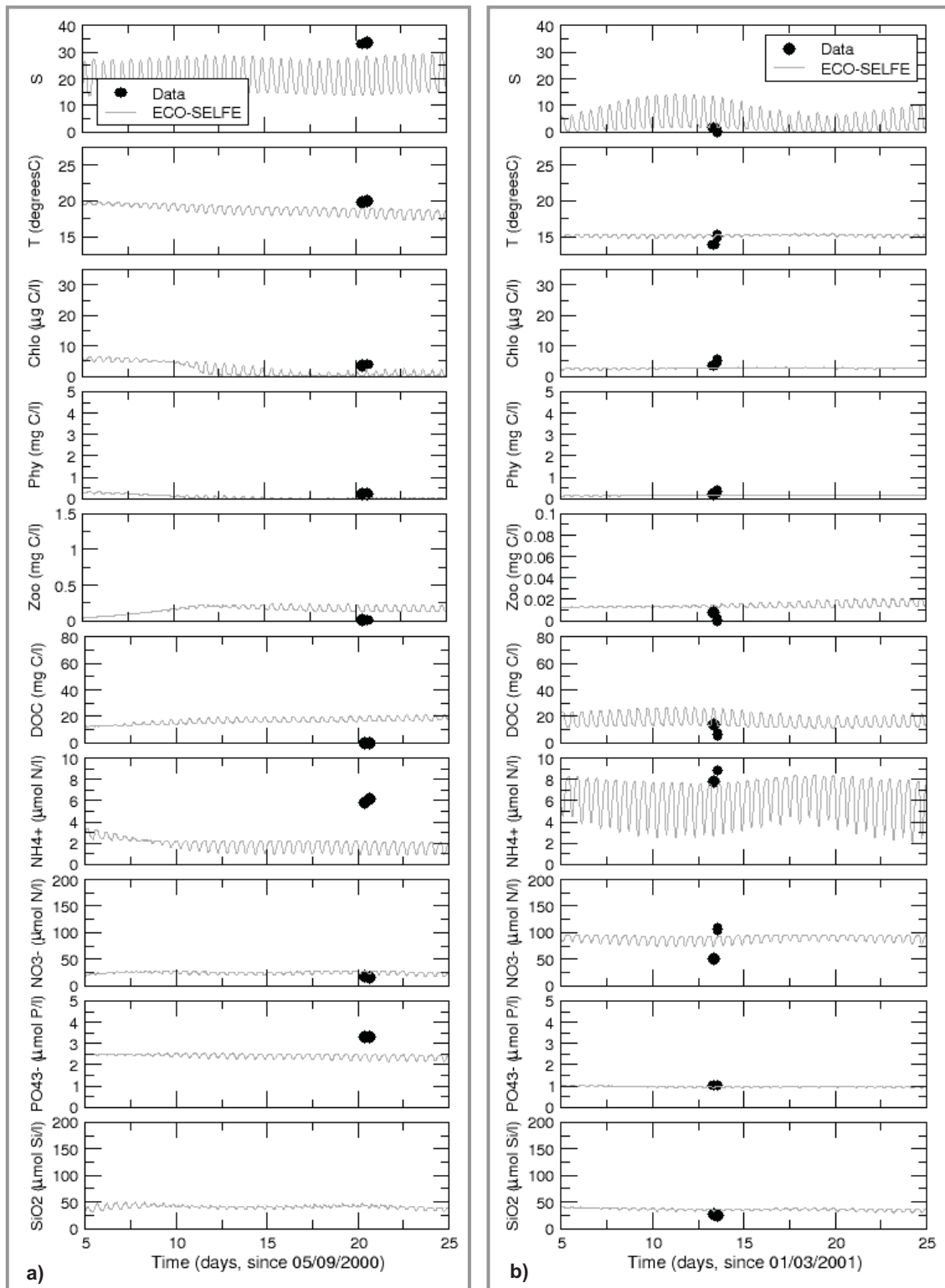


Figure III.15. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR3 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.

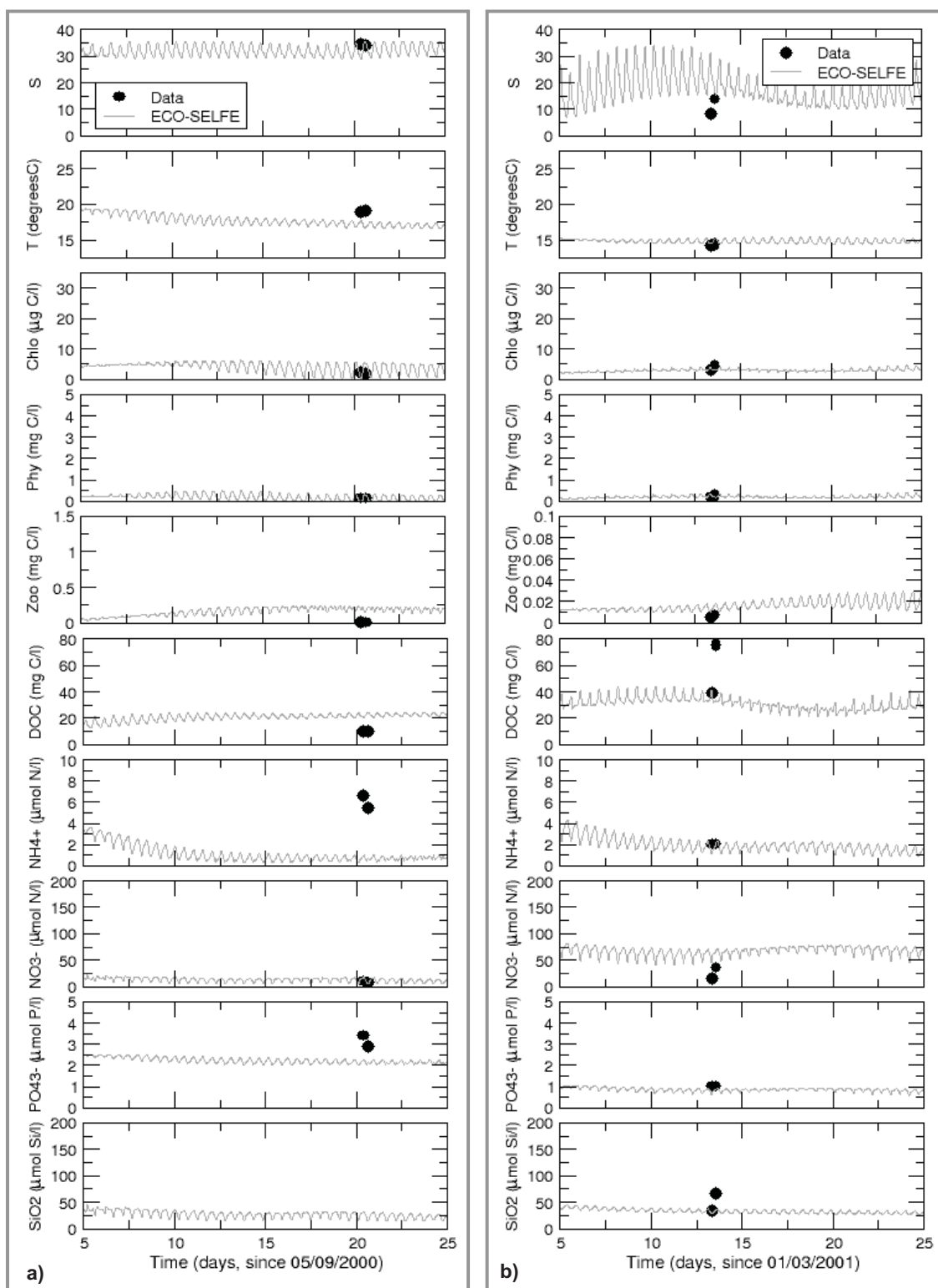


Figure III.16. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR5 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.

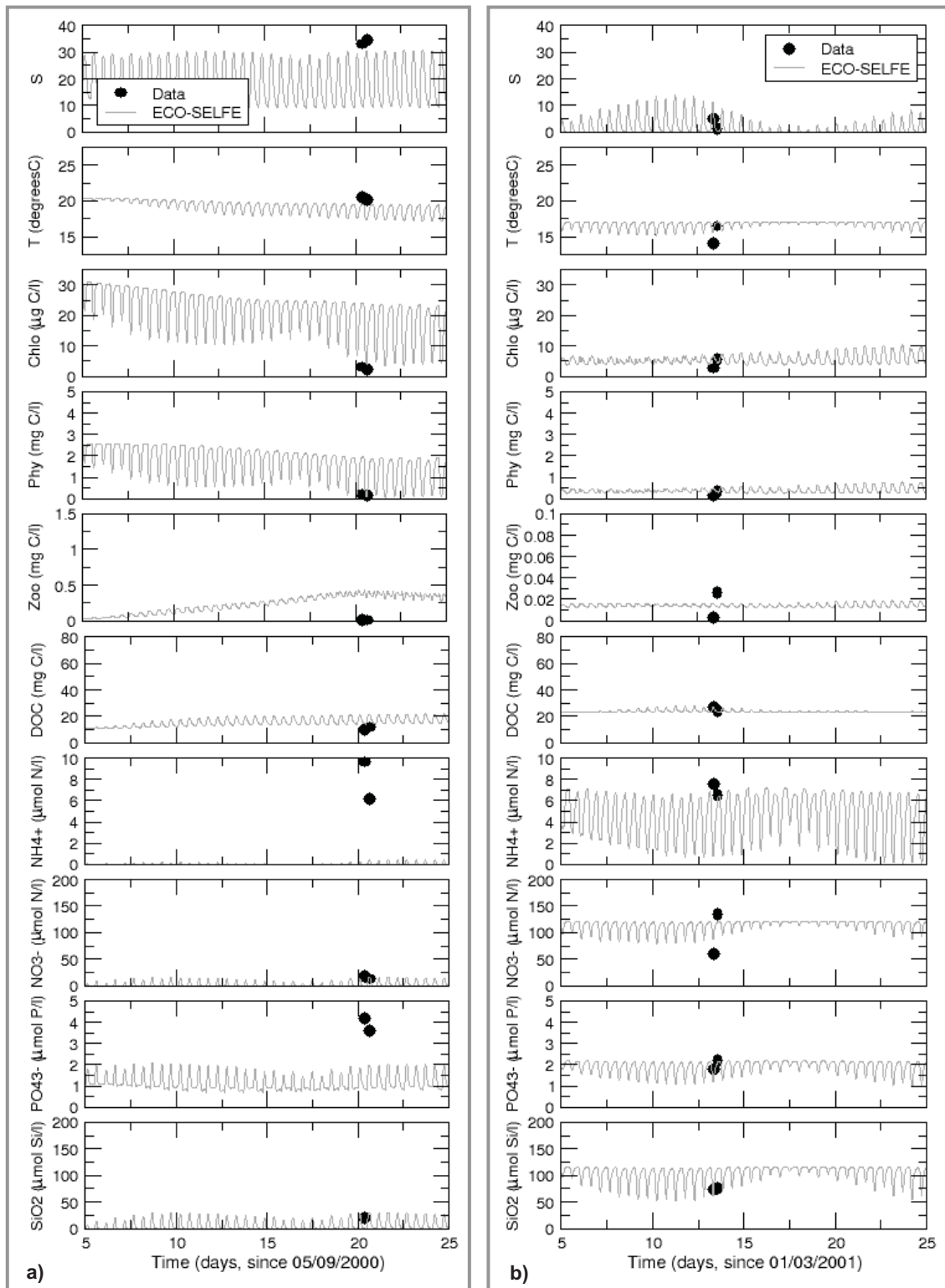


Figure III.17. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR6 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.

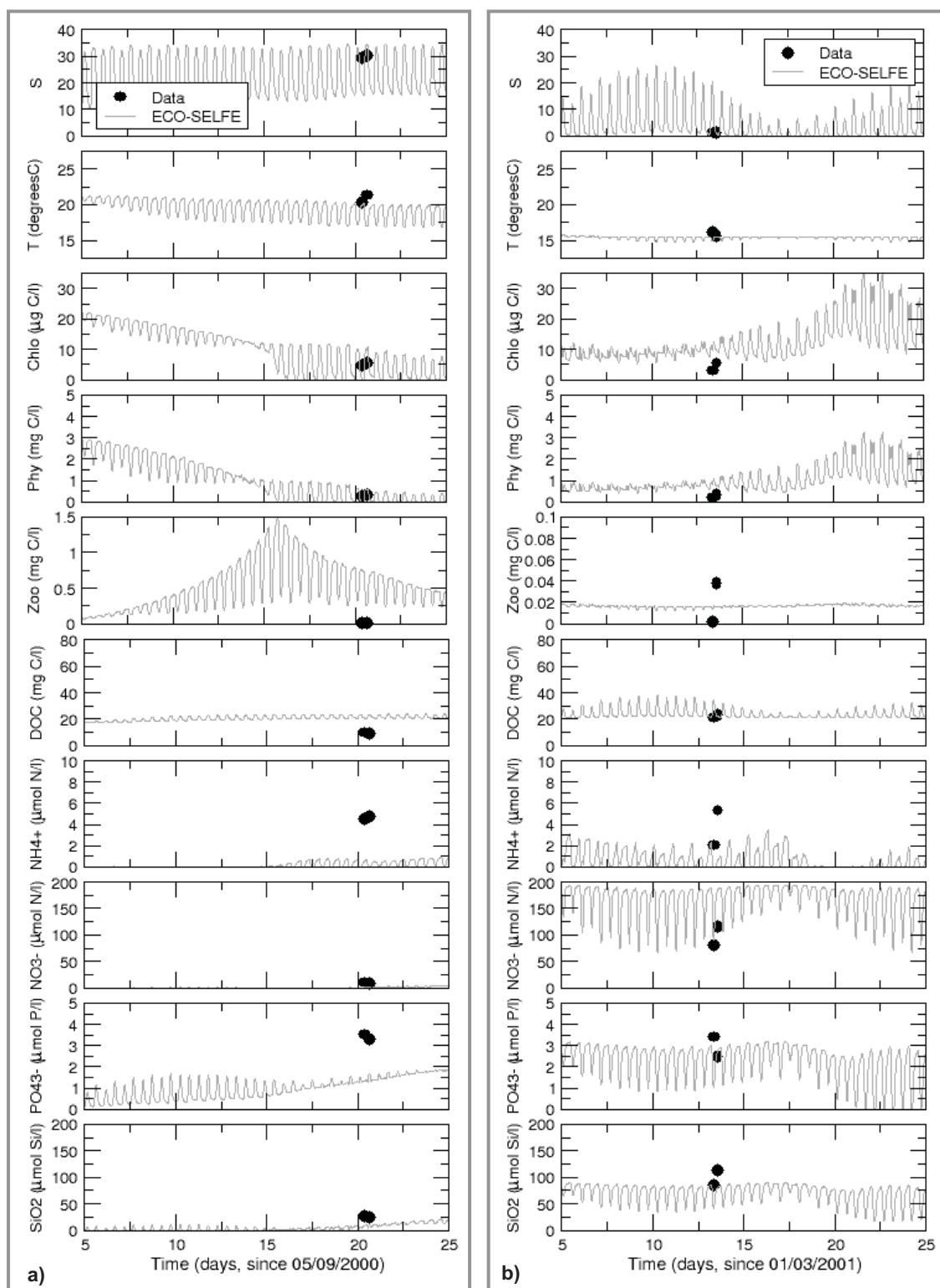


Figure III.18. Comparison between data (ModelRia data) and ECO-SELFE results for the ecological tracers in MR7 station: a) Autumn 2000 and b) Spring 2001.

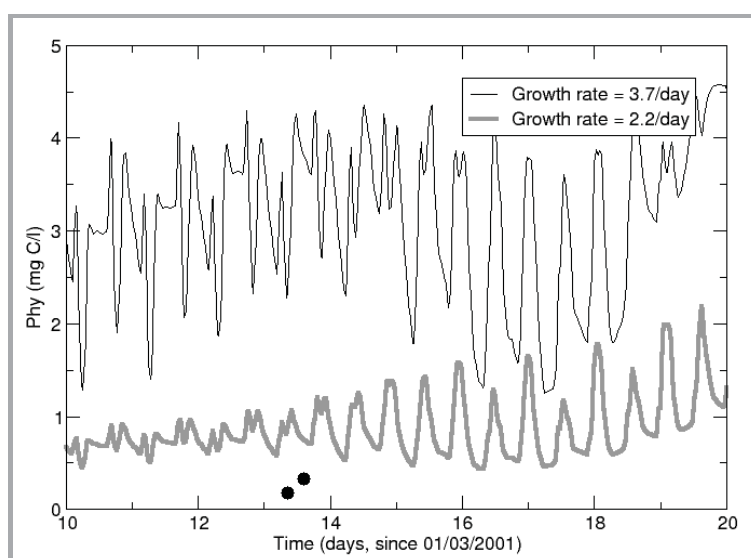


Figure III.19. Influence of the phytoplankton temperature-dependent maximum growth rate in the phytoplankton concentration at the MR7 station (Spring 2001).

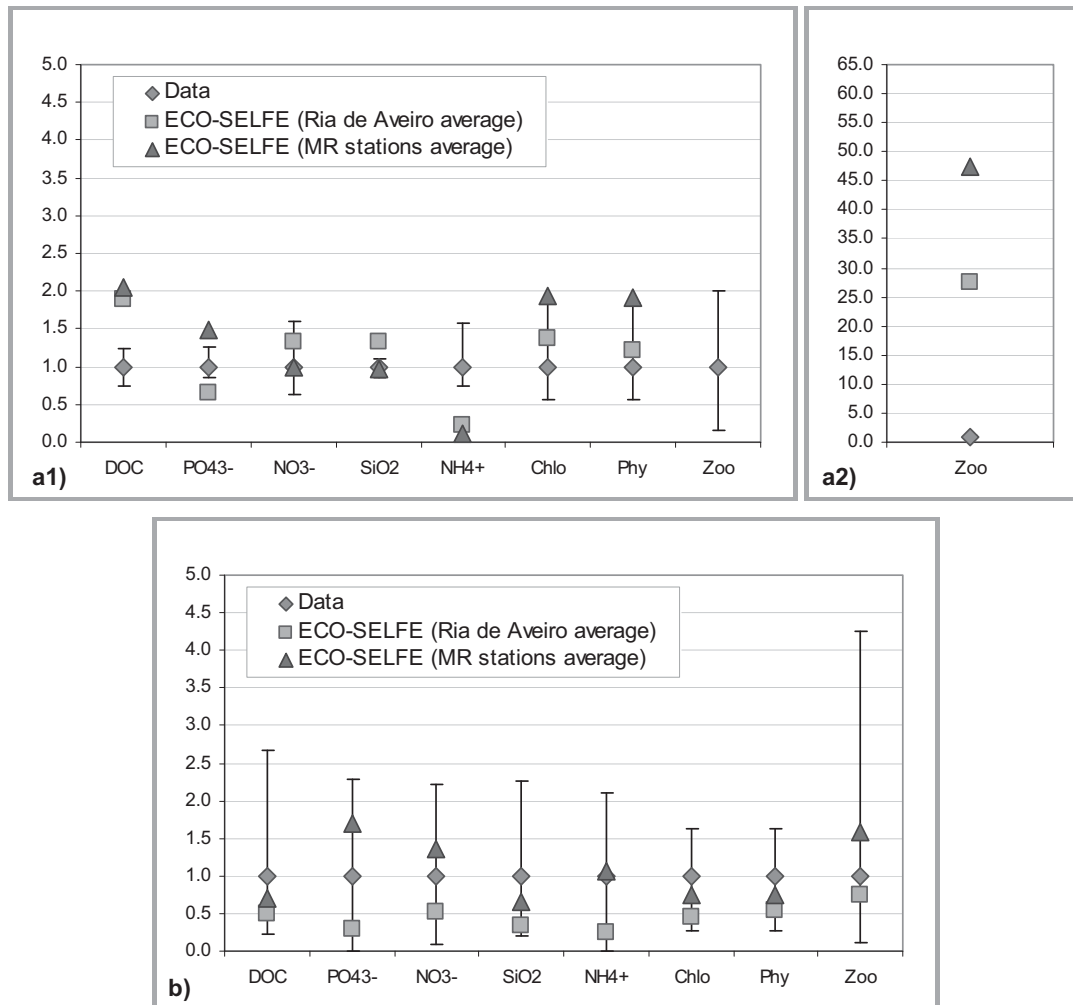


Figure III.20. Average values of the ecological tracers in the Ria de Aveiro in a) Autumn 2000 (a2) zooplankton detail) and b) Spring 2001: comparison between the model results and the field data. The range of variation of each parameter is defined in the upper limit by the maximum value measured in the period and in the lower limit as the minimum value measured in the period.

Table III.1. Flows considered at the river boundaries for the period of June 1997.

River	Flow (m ³ /s)
Vouga	7.0
Antuã	2.3
Caster	1.9
Boco	1.0
Mira	1.0

Table III.2. Available data in the two periods of the ECO-SELFE simulations.

		Parameters	Source
Autumn 2000	Salinity and Temperature	Point measurements along the branches of the lagoon	CSRA
		Time series of 13 hours: Vagueira (2 October 2000); Varela stations (3 October 2000)	CSRA
	Ecological Tracers (zooplankton, chlorophyll <i>a</i> , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SiO ₂ and DOC)	Point measurements at 2 hours after low tide and 2 hours after high tide (25 September 2000)	ModelRia
Spring 2001	Salinity and Temperature:	Point measurements along the branches of the lagoon	CSRA
		Time series of 13 hours: Vista Alegre (29 March 2001); Vouga (31 March 2001); Vagueira (4 April 2001); Varela (5 April 2001)	CSRA
	Ecological Tracers (zooplankton, chlorophyll <i>a</i> , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SiO ₂ and DOC):	Point measurements at 2 hours after low tide and 2 hours after high tide (14 March 2001)	ModelRia

Table III.3. Flow, salinity and temperature considered at the river boundaries for Autumn 2000 and Spring 2001.

River	Autumn 2000			Spring/2001		
	Flow (m ³ /s)	Salinity	Temperature (°C)	Flow (m ³ /s)	Salinity	Temperature (°C)
Vouga	3.92	0	19.2	31.33	0	14.0
Antuã	1.29	0	19.9	10.29	0	15.4
Caster	1.06	33.08	22.55	8.5	0	18.3
Boco	0.56	0	20.35	4.48	0	17.0
Mira	0.56	0	22.4	4.48	0	15.5

Table III.4. Ecological tracers input parameters.

	Parameter	Value	References
Phytoplankton	Half-saturation for NO ₃ uptake (mmol NO ₃ .m ⁻³)	0.824	Bisset et al., 2004
	Half-saturation for NH ₄ uptake (mmol NH ₄ .m ⁻³)	0.141	Bisset et al., 2004
	Half-saturation for SiO uptake (mmol SiO.m ⁻³)	1.824	Bisset et al., 2004
	Half-saturation for PO ₄ uptake (mmol PO ₄ .m ⁻³)	0.0515	Bisset et al., 2004
	Maximum phytoplankton 24 hour growth rate (d ⁻¹)	2.2	Saraiva, 2005
	Base temperature for exponential growth (°C)	27	Bisset et al., 2004
	Phytoplankton exponential temperature factor (°C ⁻¹)	0.0633	Bisset et al., 2004
	Nitrate uptake inhibition for NH ₄ (μmol ⁻¹)	1.28	Bisset et al., 2004
	Maximum phytoplankton C:N ratio (μmol C/μmol N)	14	Bisset et al., 2004
	Balanced phytoplankton C:N ratio (μmol C/μmol N)	6.625	Bisset et al., 2004
	Absolute minimum phytop.C:N ratio (μmol C/μmol N)	5.500	Bisset et al., 2004
	Maximum phytoplankton C:Si ratio (μmol C/μmol Si)	5.521	Bisset et al., 2004
	Balanced phytoplankton C:Si ratio (μmol C/μmol Si)	5.521	Bisset et al., 2004
	Absolute minimum phytop.C:Si ratio (μmol C/μmol Si)	4.5831	Bisset et al., 2004
	Maximum phytoplankton C:P ratio (μmol C/μmol P)	106.0	Bisset et al., 2004
	Balanced phytoplankton C:P ratio (μmol C/μmol P)	106.0	Bisset et al., 2004
	Absolute minimum phytop.C:P ratio (μmol C/μmol P)	88.0	Bisset et al., 2004
	Maximum quantum yield (μmol C/μmol quanta)	0.0833	Bisset et al., 2004
	Compensation light level (μmol quanta)	10.0	Bisset et al., 2004
	Light level for photoinhibition (μmol quanta)	10000.0	Bisset et al., 2004
	Maximum lighted limited C:Chl ratio	60.0	Bisset et al., 2004
	Rate of change in light limited C:Chl ratio	0.12	Bisset et al., 2004
	Minimum lighted limited C:Chl ratio	25.0	Bisset et al., 2004
	Rate of change in nutrient limited C:Chl ratio	12.2	Bisset et al., 2004
	Minimum nutrient limited C:Chl ratio ((μg C/μg Chl) ⁻¹)	60.0	Bisset et al., 2004
	Rate of change in package effect ((μg C/μg Chl) ⁻¹)	0.01429	Bisset et al., 2004
	Maximum package effect ((μg C/μg Chl) ⁻¹)	0.05	Bisset et al., 2004
	Fraction of DOM released by phytoplankton	0.3333	Bisset et al., 2004
	Fraction of fecal matter released by phytoplankton	0.3333	Bisset et al., 2004
	Fraction of inorganic matter released by phytoplankton	0.3333	Bisset et al., 2004
	Phytoplankton excretion rate (d ⁻¹)	0.005	Bisset et al., 2004
	Phytoplankton natural mortality rate (d ⁻¹)	0.0025	Bisset et al., 2004
	Refuge population (mmol C/m ⁻³)	0.02	Bisset et al., 2004
Half-saturation for DOP uptake (mmol DOP.m ⁻³)	0.00001	Bisset et al., 2004	
C:P ratio where DOP uptake begins (μmol C/μmol DOP)	500.0	Bisset et al., 2004	
Half-saturation for DON uptake (mmol DON.m ⁻³)	0.00001	Bisset et al., 2004	
C:P ratio where DON uptake begins (μmol C/μmol DON)	500.0	Bisset et al., 2004	
Half-saturation constant DOC uptake (mmol DOC.m ⁻³)	130.0	Bisset et al., 2004	
Maximum 24 hour bacterial growth rate (d ⁻¹)	2.0	Bisset et al., 2004	
Base temperature for exponential growth (°C)	27	Bisset et al., 2004	
Bacteria exponential temperature factor (°C ⁻¹)	0.092	Bisset et al., 2004	
C:N ratio of bacteria (μmol C/μmol N)	5.0	Bisset et al., 2004	
C:P ratio of bacteria (μmol C/μmol P)	60.0	Bisset et al., 2004	
Fraction of DOM released by bacterioplankton	0.4583	Bisset et al., 2004	
Fraction of fecal matter released by bacterioplankton	0.0834	Bisset et al., 2004	
Fraction of inorganic matter released by bacterioplankton	0.4583	Bisset et al., 2004	
Bacterial gross growth carbon efficiency	0.3	Bisset et al., 2004	
Maximum nitrification rate (d ⁻¹)	0.4	Bisset et al., 2004	
Half-saturation for nitrification (mmol NH ₄ .m ⁻³)	0.1	Bisset et al., 2004	
Fecal regeneration temperature base (°C)	27	Bisset et al., 2004	
Fecal regeneration exponential temperature factor (°C ⁻¹)	0.092	Bisset et al., 2004	
Fecal carbon regeneration rate (d ⁻¹)	0.1	Bisset et al., 2004	
Fecal nitrogen regeneration rate (d ⁻¹)	0.1	Bisset et al., 2004	
Fecal silica regeneration rate (d ⁻¹)	0.13	Bisset et al., 2004	
Fecal phosphorous regeneration rate (d ⁻¹)	0.1	Bisset et al., 2004	
Zooplankton	Fraction of DOM released by zooplankton	0.25	Saraiva, 2005
	Fraction of fecal matter released by zooplankton	0.5	Set
	Fraction of inorganic matter released by zooplankton	0.25	Saraiva, 2005
	Availability of prey to predator	0.75	Set
	Capture efficiency of zooplankton	1	Vichi et al., 2006
	Half-saturation for total food ingestion (mmol C.m ⁻³)	1.042	Vichi et al., 2006
	Assimilation efficiency of zooplankton's predators	0.5	Set
	Zooplankton excretion rate	0.15	Arhonditsis et al., 2000
Zooplankton mortality rate (d ⁻¹)	0.15	Arhonditsis et al., 2000	

Table III.5. Boundary conditions of the ecological tracers at the ocean boundary.

Parameter	Autumn/2000	Spring/2001
Zooplankton C (mg C/l)	0.017	0.008
Zooplankton N (mg N/l)	0.0020	0.0008
Zooplankton P (mg P/l)	0.0003	0.0002
Phytoplankton C (mg C/l)	0.15	0.10
Phytoplankton N (mg N/l)	0.025	0.018
Phytoplankton P (mg P/l)	0.0037	0.0025
Phytoplankton Si (mg Si/l)	0.06	0.04
Chlorophyll a ($\mu\text{g C/l}$)	2.43	1.68
Bacterioplankton C (mg C/l)	0.01	0.01
Bacterioplankton N (mg N/l)	0.002	0.002
Bacterioplankton P (mg P/l)	0.0004	0.0004
DOC (mg C/l)	24.35	45.28
DON (mg N/l)	0.050	0.050
DOP (mg P/l)	0.0332	0.0034
Fecal organic C (mg C/l)	7.31	13.58
Fecal organic N (mg N/l)	0.015	0.015
Fecal organic P (mg P/l)	0.0099	0.0009
Fecal organic Si (mg Si/l)	0.03	0.03
NH_4^+ ($\mu\text{mol N/l}$)	4.80	3.38
NO_3^- ($\mu\text{mol N/l}$)	8.13	32.65
PO_4^{3-} ($\mu\text{mol P/l}$)	2.50	0.88
SiO_2 ($\mu\text{mol Si/l}$)	23.90	34.70
DIC (mg C/l)	24.00	24.00

Table III.6. Boundary conditions of the ecological tracers at the river boundaries.

Parameter	Autumn/2000					Spring/2001				
	Vouga	Antuã	Caster	Boco	Mira	Vouga	Antuã	Caster	Boco	Mira
Zooplankton C (mg C/l)	0.014	0.010	0.003	0.004	0.007	0.014	0.010	0.009	0.011	0.014
Zooplankton N (mg N/l)	0.0015	0.0011	0.0003	0.0004	0.0008	0.0015	0.0011	0.0010	0.0011	0.0015
Zooplankton P (mg P/l)	0.0003	0.0002	0.0001	0.0001	0.0002	0.0003	0.0002	0.0002	0.0002	0.0003
Phytoplankton C (mg C/l)	0.35	0.34	0.23	0.24	0.45	0.03	0.16	0.14	0.14	0.17
Phytoplankton N (mg N/l)	0.061	0.059	0.040	0.041	0.079	0.006	0.028	0.024	0.025	0.029
Phytoplankton P (mg P/l)	0.0090	0.0087	0.0059	0.0059	0.0115	0.0009	0.0040	0.0034	0.0037	0.0043
Phytoplankton Si (mg Si/l)	0.15	0.14	0.10	0.10	0.19	0.01	0.07	0.06	0.06	0.07
Chlorophyll a ($\mu\text{g C/l}$)	5.80	5.60	3.80	3.93	7.48	0.58	2.63	2.28	2.35	2.78
Bacterioplankton C (mg C/l)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Bacterioplankton N (mg N/l)	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
Bacterioplankton P (mg P/l)	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004
DOC (mg C/l)	6.72	14.12	10.75	11.18	17.65	8.18	11.12	37.35	23.48	21.30
DON (mg N/l)	0.190	0.230	0.135	0.305	0.150	0.190	0.230	0.135	0.305	0.150
DOP (mg P/l)	0.1262	0.1525	0.0896	0.2024	0.0995	0.0127	0.0152	0.0090	0.0202	0.0099
Fecal organic C (mg C/l)	2.02	4.24	3.23	3.35	5.30	2.45	3.34	11.21	7.04	6.43
Fecal organic N (mg N/l)	0.057	0.069	0.040	0.091	0.045	0.057	0.069	0.040	0.091	0.045
Fecal organic P (mg P/l)	0.0378	0.0459	0.0270	0.0608	0.0298	0.0037	0.0047	0.0028	0.0059	0.0028
Fecal organic Si (mg Si/l)	0.11	0.14	0.08	0.18	0.09	0.11	0.14	0.08	0.18	0.09
NH_4^+ ($\mu\text{mol N/l}$)	4.25	4.35	6.05	7.27	4.65	2.60	9.53	5.25	9.13	8.13
NO_3^- ($\mu\text{mol N/l}$)	102.70	22.65	6.90	20.18	7.77	92.85	95.93	83.18	66.18	192.95
PO_4^{3-} ($\mu\text{mol P/l}$)	1.70	2.32	2.43	2.90	2.40	1.05	1.01	1.10	2.30	3.48
SiO_2 ($\mu\text{mol Si/l}$)	174.33	31.35	35.35	34.13	45.55	20.88	38.50	49.48	117.70	95.08
DIC (mg C/l)	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00

Table III.7. Atmospheric conditions considered for the calculation of the spectral irradiation.

Parameter	Autumn 2000	Spring 2001
Wind	6.7 m/s, N	5.2 m/s, SW
Air Temperature	18.5 °C	12.5 °C
Atmospheric Pressure	1021.0 mbar	1014.75 mbar
Relative Humidity	85.6%	85.4%
Cloud Cover	0.2	0.5

CAPÍTULO IV

CONSIDERAÇÕES FINAIS E TRABALHOS FUTUROS

1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A compreensão dos fenómenos que afectam a dinâmica estuarina e, em particular, a dinâmica do zooplâncton reveste-se de extrema importância para garantir a qualidade ecológica dos ecossistemas. A Ria de Aveiro constitui um sistema estuarino de elevada importância ecológica, económica e social. Nas últimas décadas vários factores têm contribuído para a degradação da qualidade ambiental da Ria, pelo que desenvolver estratégias que potenciem a qualidade deste ecossistema é fundamental para a sua gestão. A utilização integrada de modelos numéricos e de dados de campo constitui, assim, um instrumento útil no apoio ao estabelecimento de metodologias de acção e ao desenvolvimento de estratégias de gestão.

No presente estudo desenvolveu-se um modelo integrado hidrodinâmico e ecológico tridimensional, ECO-SELFE, para a simulação da dinâmica ecológica, desde os nutrientes até ao zooplâncton, em ecossistemas estuarinos e costeiros. Este modelo acopla um modelo hidrodinâmico tridimensional de malhas não-estruturadas (SELFE, Zhang e Baptista, 2008) e um modelo ecológico. O modelo ecológico resulta da extensão do modelo EcoSim 2.0 (Bissett et al., 2004) para incluir a simulação do zooplâncton. No desenvolvimento da formulação para o zooplâncton implementada no modelo ecológico de base utilizaram-se os resultados dos estudos de Leandro et al. (2006a, b) na Ria de Aveiro.

Numa fase preliminar de avaliação do desempenho do modelo foi realizado um conjunto de testes sintéticos, incluindo um teste de conservação de massa e um teste para a validação do acoplamento dos dois modelos e da formulação de zooplâncton implementada. Estes testes evidenciaram um bom desempenho do modelo. Os erros de massa são globalmente inferiores a 0,2% para todos os traçadores ecológicos. No que se refere à dinâmica zooplâncton-fitoplâncton o modelo apresenta o comportamento esperado.

Foi também realizada uma análise de sensibilidade aos parâmetros de entrada do modelo ecológico, a qual permitiu avaliar quais os parâmetros que influenciam de forma mais significativa os resultados finais do modelo. Esta análise revestiu-se de especial importância dado que o número de parâmetros de entrada do modelo ecológico é significativamente elevado, sendo relevante perceber em aplicações reais quais os parâmetros que devem ser definidos de forma mais precisa. A análise realizada mostrou que alguns dos parâmetros que influenciam mais significativamente os resultados finais são os referentes ao crescimento do fitoplâncton dependente da temperatura, assim como os relativos à ingestão de alimento pelo zooplâncton e às taxas de mortalidade e de excreção do zooplâncton.

Posteriormente, a aplicação do modelo à Ria de Aveiro permitiu avaliar o comportamento do modelo num sistema real. A aplicação do modelo integrado na Ria de Aveiro consistiu numa fase preliminar apenas no estabelecimento do modelo hidrodinâmico. A comparação dos resultados obtidos com dados de elevações, velocidades e salinidade ao longo da Ria, mostrou que o modelo representa de forma adequada a hidrodinâmica e o transporte de escalares do sistema. Estes resultados são favoravelmente comparáveis com aplicações semelhantes realizadas anteriormente na Ria de Aveiro (e.g. Vaz, 2007). Posteriormente, a simulação dos períodos de Outono de 2000 e Primavera de 2001 permitiu validar o modelo ECO-SELFE no que se refere também às variáveis ecológicas, incluindo os nutrientes, o fitoplâncton e o zooplâncton. Nesta aplicação consideraram-se os ciclos do carbono, do azoto, do fósforo e da sílica, num total de vinte e três traçadores ecológicos. Os resultados obtidos para os vários traçadores ecológicos evidenciaram que, de um modo geral, o modelo representa adequadamente a dinâmica e a ecologia do sistema, quer a nível dos vários braços, quer a nível integrado para a Ria. Destaca-se a boa representação do zooplâncton na Primavera de 2001, sendo as diferenças entre os resultados do modelo e os dados

relativamente pequenas. As diferenças mais significativas entre os resultados do modelo e os dados foram observadas durante o período de Outono de 2000, nomeadamente no que se refere ao zooplâncton, existindo uma tendência do modelo para sobrestimar a concentração desta variável. Estas diferenças poderão dever-se a vários factores como a dificuldade de especificação de condições de fronteira para esta variável, por ausência de dados para os períodos em análise, e a simplificações assumidas no modelo ecológico (e.g. um único grupo de fitoplâncton) também por ausência de informação de base para outros grupos.

A implementação do modelo acoplado na Ria de Aveiro permitiu também identificar algumas limitações na aplicação do modelo a sistemas reais, onde por vezes os dados existentes são escassos e a complexidade da dinâmica ecológica é maior.

Um dos principais aspectos limitantes prende-se com a diminuta informação relativa às condições nas fronteiras de água doce, em particular no que se refere aos caudais fluviais. Embora a Ria de Aveiro seja um importante sistema estuarino nacional, os dados recentes sobre a quantificação e as características físicas, químicas e biológicas das afluições de água doce ao sistema são escassos. Dada a importância destas afluições no estabelecimento das condições hidrodinâmicas no sistema, na distribuição e na abundância do zooplâncton e do fitoplâncton e das concentrações de matéria orgânica e de nutrientes, a utilização de valores correctos torna-se de especial relevância quando se pretendem reproduzir condições reais.

Uma outra questão prende-se com o facto de que o aumento de complexidade dos sistemas conduz a um conseqüente aumento do tempo de cálculo associado às simulações, devido por exemplo ao aumento da resolução horizontal e/ou vertical ou ao número de traçadores ecológicos considerados. No caso particular do modelo acoplado desenvolvido esta questão é de especial relevância dado que se trata de um modelo totalmente acoplado, compartilhando as discretizações espaciais e temporais. A definição do passo de cálculo é, por exemplo, limitada pelos processos hidrodinâmicos, os quais ocorrem a escalas temporais geralmente inferiores às dos processos biológicos. Do mesmo modo, a representação adequada das escalas espaciais e da complexidade geométrica da Ria através de malhas não-estruturadas conduziu à utilização de elementos com dimensões entre 3 a 30 m nos canais mais estreitos da Ria. Esta limitação do tempo de cálculo do modelo acoplado poderá ser eficazmente ultrapassada através da sua implementação em modo de paralelo para utilização em *clusters* de alto desempenho.

2 TRABALHOS FUTUROS

A presente dissertação concentrou-se no desenvolvimento e validação de um novo modelo acoplado hidrodinâmico e ecológico, e na análise da importância relativa dos vários parâmetros de entrada deste modelo na simulação do fitoplâncton e zooplâncton estuarino e costeiro. Os trabalhos futuros a desenvolver deverão concentrar-se no aumento da compreensão dos processos ecológicos na Ria de Aveiro incluindo uma maior exploração do modelo acoplado, em particular na sua dependência dos factores climáticos e de acções antropogénicas. A influência dos processos físicos na dinâmica ecológica da Ria de Aveiro deverá ser aprofundada através de simulações para períodos temporais mais longos, assim como através da introdução de mais variáveis ecológicas no estudo do sistema (e.g. diferentes grupos funcionais de fitoplâncton). Esta exploração mais aprofundada deverá também ser baseada num maior conjunto de dados (e.g. dados que representem o ciclo da maré), baseado num conjunto de campanhas a realizar no futuro, desenhadas para quantificar aspectos específicos da dinâmica da Ria, pelo que a aquisição de dados específicos para a validação do modelo em condições ambientais diferenciadas também constitui um aspecto importante para investigações futuras.

A realização de simulações mais complexas irá implicar uma maior necessidade de capacidade de cálculo, pelo que os trabalhos futuros deverão incluir a implementação do modelo acoplado em modo paralelo na Ria de Aveiro e a sua exploração, quer através do *cluster* de PCs disponível no Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), quer através dos recursos disponíveis através da Rede Nacional de Computação Avançada.

De forma a melhorar a qualidade dos resultados, também deverá ser dada especial atenção ao estabelecimento das condições fronteira nas afluências de água doce. Desta forma deverão ser estudadas e desenvolvidas metodologias que permitam estimar estas afluências de forma mais precisa e incluir a quantificação destas afluências, quer a nível hidráulico quer a nível ecológico, no conjunto de campanhas a desenvolver.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bisset, W.P., Debra, S. e Dye, D. (2004). *Ecological Simulation (EcoSim) 2.0 Technical Descripton*, Florida Environmental Research Institute, 25 pp.
- Leandro, S.M., Queiroga, H., Rodríguez-Graña, L. and Tiselius, P. (2006a). Temperature-dependent development and somatic growth in two allopatric populations of *Acartia clausi* (Copepoda:Calanoida), *Marine Ecology Progress Series*, 322, 189-197.
- Leandro, S.M., Tiselius, P. and Queiroga, H. (2006b). Growth and development of nauplii and copepodites of the estuarine copepod *Acartia tonsa* from southern Europe (Ria de Aveiro, Portugal) under saturating food conditions, *Marine Biology*, 150, 121-129.
- Vaz, N. (2007). Estudo dos processos de transporte de calor e de sal no Canal do Espinheiro (Ria de Aveiro), Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Doutor em Física, Universidade de Aveiro.
- Zhang, Y.-L. e Baptista, A.M. (2008). SELFE: A semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation, *Ocean Modeling*, 21, 71-96.

