

Revista de Gestão Costeira Integrada

Journal of Integrated Coastal Zone Management

Volume 21(2): June 2021

ISSN 1646-8872



Revista de Gestão Costeira Integrada

Journal of Integrated Coastal Zone Management



APRH
ASSOCIAÇÃO
PORTUGUESA DOS
RECURSOS HÍDRICOS



U.PORTO
FEUP
FACULDADE DE ENGENHARIA
UNIVERSIDADE DO PORTO



UAAlg CIMA
UNIVERSIDADE DO ALGARVE



UFRN
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE



Volume 21, Issue 2
June 2021

Editorial Board

Francisco Taveira Pinto

Editor-in-Chief

<fpinto@fe.up.pt>

Paulo Rosa-Santos

Associate Editor

<pjrsantos@fe.up.pt>

Tiago Ferradosa

Associate Editor

<tferdadosa@fe.up.pt>

Marcus Pollete

Section Editor

<mpolette13@gmail.com>

Marinez Scherer

Section Editor

<marinezscherer@gmail.com>

André Fortunato

Section Editor

<afortunato@lnec.pt>

Carlos Coelho

Section Editor

<ccoelho@ua.pt>

José Pinho

Section Editor

<jpinho@civil.uminho.pt>

Guillermo Jorge Villalobos Zapata

Section Editor

<gjvillal@uacam.mx>

RGCI/JICZM (ISSN: 1646-8972) is published quarterly
by an editorial pool composed by APRH, FEUP, CIMA, UNIVALI, UFRN, UPORTO and IUC
Correspondence: aprh@aprh.pt

Publishers

Editorial consortium comprising:

- APRH - Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Portugal.
e-mail: aprh@aprh.pt web page: <http://www.aprh.pt>
- CIMA - Centro de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Algarve, Faculdade de Ciencias e Tecnologia, Edificio 7, Campus Universitario de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal.
e-mail: cima@ualg.pt web page: <http://www.cima.ualg.pt>
- UNIVALI - Universidade do Vale do Itajai, Rua Uruguaí, 458 - Centro, Itajai, SC, 88302-901 , Brazil
web page: <http://www.univali.br>
- UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caixa Postal 1524, Natal, RN, 59078-970 Brazil
web page: <https://www.sistemas.ufm.br>
- FEUP/UPORTO - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias, s/n 4200-465 Porto Portugal. web page: https://sigarra.up.pt/feup/pt/web_page.inicial
- IUC - Imprensa da Universidade de Coimbra, Rua da Ilha, nº 1, 3000-214 Coimbra
e-mail: imprensauc@ci.uc.pt web page: http://www.uc.pt/imprensa_uc

Secretariat

Ana Estêvão (APRH), André Cardoso (APRH)

Copy editing

Francisco Taveira Pinto, Paulo Rosa Santos, Tiago Ferradosa

Formatting and pagination

André Cardoso (APRH)

Web page

André Cardoso (APRH)

SciELO DTD markup

André Cardoso (APRH)

Cover design

Francisco Taveira Pinto, Paulo Rosa Santos

ISSN: 1646-8872

Revista de Gestão Costeira Integrada

Journal of Integrated Coastal Zone Management

21(2) - June 2021

Table of Contents

Editorial Note

Francisco Taveira-Pinto, Paulo Rosa-Santos e Tiago Fazeres-Ferradosa

Coastal dynamics and protection..... 69-72

Articles

R.F. Carvalho, J.A. Santos, G. Barajas Ojeda, M.D. N.A. Beg, P.M. Lopes, J.C. Fortes, J. L. Lara

Experimental and numerical simulations of oblique extreme wave conditions in front of a breakwater's trunk and round head..... 73-85

Lorena Novaes Rosa, Débora Martins de Freitas

Environmental Impacts Systematic Analysis of Ports Disposed Dredged Sediments Techniques..... 87-99

António Evaristo, Lígia Pinto, Isabella Ascione Kenov, Ramiro Neves

Hidrodinâmica da Baía do Lobito. Parte I - Correntes de maré..... 101-110

António Evaristo, Ramiro Neves, Lígia Pinto, João Sobrinho

Hidrodinâmica da Baía do Lobito. Parte II - Escoamento Baroclínico..... 111-125

Editorial note / Nota editorial

COASTAL DYNAMICS AND PROTECTION

Francisco Taveira-Pinto¹, Paulo Rosa-Santos¹ e Tiago Fazeres-Ferradosa¹

The complexity of coastal dynamics and the impact of anthropogenic actions on them remains a key topic of research towards the sustainable and integrated management of coastal zones. The Journal of Integrated Coastal Zone Management (JICZM) has been focusing on this subject for more than two decades, with a considerable number of manuscripts related to scientific breakthroughs and novel case studies on the topic. Taveira-Pinto *et al.* (2020a, 2020b, 2020c), Delgado and Riera (2020) and Lisboa and Fernandes (2015) present and summarise some recent contributions.

A deep understanding of coastal dynamics and the development and design of sustainable, low-impact protection interventions imply further insights on site-specific characterization studies, that can focus in more than just the coastal protection structure or its surrounding area. Additionally, the combined analysis of both hydrodynamic and morphodynamic processes is of upmost relevance to acquire the detailed knowledge necessary to deliver cost-effective solutions for coastal management. These aspects are extremely important in a variety of engineering works, namely in shoreline protection, ports' sediments disposal and re-location, among others.

Owing to the long track-record of the JICZM on coastal protection and hydro-morphodynamic studies, this issue brings a set of novel contributions, which focus on engineering research applied to coastal protection structures (Carvalho *et al.*, 2021), environmental impacts related to dredged sediments (Rosa and Freitas *et al.*, 2021) and coastal hydrodynamics (Evaristo *et al.*, 2021a and 2021b).

Concerning coastal protection studies, Carvalho *et al.* (2021) provides a combined experimental and numerical modelling study of a rubble-mound breakwater under the action of extreme oblique waves. Breakwaters' design and their behaviour under extreme events has been on the spotlight of Coastal Engineering research for more than 30 years (Allsop, 2014). However, the need to improve breakwaters' design under climate change scenarios has motivated, more recently, a considerable number of studies on these structures and their performance under extreme weather events, e.g. Radfar *et al.* (2021). Carvalho *et al.* (2021) have used OpenFOAM® to numerically simulate the hydrodynamics around a breakwater setup that was experimentally tested at the wave basin of Leibniz Universität Hannover (Germany) under different climate change conditions (e.g., sea level rise, wave steepnesses and directions). This work delivers insights on the modelling of such structures, which still remains to be thoroughly addressed in the literature, namely by analysing the effects of oblique incident waves on the breakwater's trunk and round head. Among other important aspects, Carvalho *et al.* (2021) concluded that although numerical results did not match exactly the experimental ones, the CFD model was able to determine properly the incident wave angle and a reasonable number of wave statistics.

¹ Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Departamento de Engenharia Civil, Secção de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Grupo de Estruturas Hidráulicas e Energia do Mar.

Coastal protection works have a remarkable site-specific nature, given the fact that each location has its own hydro- and morphodynamics. This, in turn, plays a significant role in the structure's design and performance. Focusing on the importance of understanding local coastal dynamics, Evaristo *et al.* (2021a and 2021b) provide a numerical study on the hydrodynamics of Lobito's Bay (Angola). The study is presented into two parts: the first one addressing the tides climate (Evaristo *et al.*, 2021a) and the second one detailing the baroclinic flow (Evaristo *et al.*, 2021b). Lobito's Bay is an interesting coastal system separated from sea by a long and narrow sand protrusion, which is 300 m wide and 6 km long. In that region the in-land to sea flow comes mainly from the wastewater discharges from Lobito city and its port. The bay presents an average water depth of about 18 m and provides natural harbouring conditions. Therefore, Lobito's port is one of the most important coastal infrastructures of Western Africa. Using a fine mesh model for the interior of the bay coupled to a model with a smaller special resolution for the adjacent continental region, Evaristo *et al.* (2021a) applied a 2D vertically integrated model to calculate the tide flow. Evaristo *et al.* (2021b) have used a baroclinic 3D model to further derive the wind regime and the thermohaline stratification at the bay. The numerical analyses gave accurate results for the tide propagation, which was validated against in situ measurements. It was shown that the residual flow due to the tide was dominated by two large eddies, each one occupying nearly half of the bay's area, which have a vital role in the water's renewal. This study provides an interesting and comprehensive application of MOHID numerical model to obtain detailed descriptions of hydrodynamic conditions in coastal locations. Similar analysis can then be of great importance for many aspects of integrated coastal zone management, including coastal protection, ports' management or sedimentary studies.

Further related to these topics, Rosa and Freitas *et al.* (2021) provide a thorough review on the impacts of the techniques used to dredge sediments and in the subsequent disposal operations. The socioenvironmental impacts caused by the ocean disposal and the contained aquatic disposition techniques are systematically analysed. This review becomes useful in light of the rising concerns, showed by industrial and engineering stakeholders and governmental authorities, related to the several physical and chemical changes occurring in disposal locations, which further disturb the marine ecosystems. The analysis uses Santos estuary channel (Brazil) as a case study and reviews the impacts according to their degree of significance, which is based by the magnitude and importance indicators. The authors found that the level of contamination of the sediments is the major criterion for the selection of the disposal method. It was also observed that each disposal technique has different environmental implications for the estuarine/coastal communities. Depending on the technique, the fishing activities, the quality of life of coastal residents and the physical-chemical changes in local materials are seen to be the most affected aspects. The study indicates that the aquatic disposition technique has higher socioenvironmental impacts when compared to the ocean disposal technique. Additionally, Rosa and Freitas *et al.* (2021) highlight the growing importance of considering detailed analysis of the results of the environmental impact assessments in the definition of dredging plans for coastal regions.

The works compiled in the present issue provide a broad overview of coastal dynamics and protection research aspects, which are deemed to be useful for further development of integrated management strategies. Therefore, it intends to be a set of contributions on coastal engineering and science, whose importance keeps growing under the current scenarios of climate change and increasing anthropogenic pressures on coastal regions at both local and global scales.

DINÂMICA E PROTEÇÃO COSTEIRA

*A complexidade da dinâmica costeira e o impacto das ações antropogénicas constituem um tema central da investigação no âmbito da gestão sustentável e integrada das zonas costeiras. A Revista Gestão Costeira Integrada (RGCI) tem-se concentrado neste tema há mais de duas décadas, tendo sido publicado um número considerável de artigos com contribuições científicas inovadoras e relevantes, abordando novos casos de estudo sobre esta temática. Importa referir, como exemplo, as contribuições recentes apresentadas em Taveira-Pinto *et al.* (2020a, 2020b, 2020c), Delgado e Riera (2020), Lisboa e Fernandes (2015).*

A compreensão aprofundada da dinâmica costeira e a conceção e dimensionamento de intervenções de proteção sustentáveis e de baixo impacto implicam uma melhor compreensão e caracterização das condições específicas de cada local, que analisem mais do que apenas a estrutura de proteção costeira e área adjacente. Para além disso, a análise combinada dos processos hidrodinâmicos

e morfodinâmicos é de extrema relevância para obter o conhecimento necessário à definição e ao projeto de soluções de defesa e de gestão costeira eficientes. Estes aspectos são muito importantes para várias obras de engenharia, nomeadamente de proteção da costa, dragagem e realocação de sedimentos de bacias portuárias, entre outros.

Dando continuidade ao longo trajeto da RGCI nos domínios da proteção costeira e dos estudos hidro-morfodinâmicos, esta edição apresenta um conjunto de novas contribuições nas quais se destaca a investigação aplicada a estruturas de proteção costeira (Carvalho et al., 2021), a análise de impactos ambientais associados à dragagem de sedimentos (Rosa e Freitas et al., 2021) e a caracterização da hidrodinâmica costeira (Evaristo et al., 2021a e 2021b).

No tópico da proteção costeira, Carvalho et al. (2021) apresentam um trabalho que combina a utilização da modelação física e da modelação numérica no estudo de um quebramar de taludes sob a ação de condições de agitação marítima extremas e com incidência oblíqua. O dimensionamento e o comportamento dos quebramares sob a ação de eventos extremos é um tópico de investigação em Engenharia Costeira há mais de 30 anos (Allsop, 2014). No entanto, a necessidade de melhorar o projeto dos quebramares para cenários de mudanças climáticas motivou, recentemente, a realização de um número considerável de estudos sobre estas estruturas e sobre o seu desempenho perante eventos climáticos extremos, e.g., Radfar et al. (2021). Carvalho et al. (2021) utilizaram o OpenFOAM® para simular numericamente a hidrodinâmica em torno de um quebramar de taludes estudado experimentalmente no tanque de ondas da Leibniz Universität Hannover (Alemanha) para diferentes cenários de alterações climáticas (e.g., aumento do nível médio da água do mar, declividade e direção das ondas). Este trabalho apresenta desenvolvimentos num tema importante que ainda não se encontra muito aprofundado na literatura, nomeadamente no que respeita ao efeito da incidência oblíqua das ondas no tronco e na cabeça do quebramar. Entre outros aspectos relevantes, Carvalho et al. (2021) concluíram que embora os resultados numéricos não correspondessem exatamente aos experimentais, o modelo numérico de CFD foi capaz de determinar adequadamente o ângulo de incidência da onda e um número razoável de parâmetros de onda.

As características das obras de proteção costeira estão intrinsecamente ligadas às condições do local de implantação, visto que cada local possui a sua própria hidro- e morfodinâmica. Isso, por sua vez, desempenha um papel importante no dimensionamento e desempenho da estrutura. Atendendo à importância de compreender a dinâmica costeira local, Evaristo et al. (2021a e 2021b) realizaram um estudo numérico sobre a hidrodinâmica da Baía do Lobito (Angola). O estudo é apresentado em duas partes: a primeira abordando o clima de marés (Evaristo et al., 2021a) e a segunda detalhando o escoamento baroclinico (Evaristo et al., 2021b). A Baía do Lobito é um interessante sistema costeiro separado do mar por uma longa e estreita restinga, que tem 300 m de largura e 6 km de comprimento. Nessa região, o escoamento para o mar provém principalmente das descargas de águas residuais da cidade do Lobito e do seu porto. A baía apresenta uma profundidade média de água de cerca de 18 m e proporciona condições de abrigo naturais. Assim, o porto do Lobito é uma das infraestruturas costeiras mais importantes da África Austral. Usando um modelo de malha fina para o interior da baía, acoplado a um modelo de menor resolução espacial para a região continental adjacente, Evaristo et al. (2021a) aplicaram um modelo 2D integrado verticalmente para simular o escoamento da maré. Evaristo et al. (2021b) utilizaram um modelo 3D baroclinico para obter ainda o regime de ventos e a estratificação termohalina na baía. O estudo numérico consegui modelar com precisão a propagação da maré, e os resultados foram validados com medições in situ. Foi demonstrado que o escoamento residual devido à maré é dominado por dois grandes vórtices, cada um ocupando quase metade da área da baía e desempenhando um papel vital na renovação da massa de água do local. Este estudo fornece uma aplicação interessante e abrangente do modelo numérico MOHID para obter uma descrição detalhada das condições hidrodinâmicas em áreas costeiras. Este tipo de análise pode ser de grande importância para muitos aspectos da gestão integrada da zona costeira, incluindo proteção costeira, gestão de portos ou estudos sedimentares.

Ainda no âmbito destas temáticas, Rosa e Freitas et al. (2021) apresentam uma revisão completa sobre os impactos das técnicas de dragagem de sedimentos e operações de disposição. Os impactos socioambientais causados pela técnica de disposição oceânica e pela técnica de disposição aquática contida são sistematicamente analisados. Esta revisão torna-se útil à luz das preocupações crescentes, demonstradas por stakeholders da indústria e da engenharia e pelas autoridades governamentais, relacionadas com as várias alterações físicas e químicas que ocorrem nos locais de disposição, que perturbam ainda mais os ecossistemas marinhos. A análise usa o canal do estuário de Santos (Brasil) como caso de estudo e analisa os impactos de

acordo com seu grau de significância, que é baseado nos indicadores de magnitude e de importância. Os autores constataram que o nível de contaminação dos sedimentos é o principal critério para a seleção do método de disposição. Observou-se também que cada técnica tem implicações ambientais diferentes para as comunidades estuarinas/costeiras. Dependendo da técnica, as atividades pesqueiras, a qualidade de vida das populações que vivem no litoral e as alterações físico-químicas nos materiais locais são apontados como os aspectos mais afetados. O estudo indica que a técnica de disposição aquática tem maiores impactos socioambientais quando comparada com a técnica de disposição oceânica. Além disso, Rosa e Freitas et al. (2021) destacam a importância crescente de se considerar a análise detalhada das avaliações de impacto ambiental na definição dos planos de dragagem para as regiões costeiras.

Os trabalhos compilados neste número fornecem uma ampla visão geral da dinâmica costeira e de diferentes aspectos da investigação das atividades de proteção da costa, que são considerados úteis para o desenvolvimento de estratégias de gestão integrada. Pretende-se, portanto, que este número corresponda a um conjunto de contribuições para a engenharia e ciência costeira, cuja importância continua a aumentar face aos atuais cenários de alterações climáticas e de pressões antropogénicas crescentes sobre as regiões costeiras à escala local e global.

REFERENCES

- Allsop, N.W.H. (2014). Briefing: The breakwaters and coastal structures conference: what progress in 30 years? Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Maritime Engineering, 167 (3), pp. 111-115. DOI: 10.1680/maen.14.00016
- Carvalho, R. F., Santos, J., Ojeda, G., Beg, MD., Lopes, P., Fortes, J., Lara, J. (2021). Experimental and numerical simulations of oblique extreme wave conditions in front of a breakwater's trunk and round head. Journal of Integrated Coastal Zone Management, 21 (2), pp. 73-85. DOI: 10.5894/rgci-n294
- Delgado, J.D., Riera, R. (2020). Anthropogenic disturbances and conservation of coastal environments in an oceanic archipelago. Journal of Integrated Coastal Zone Management, 20 (4), pp. 249-264. DOI: 10.5894/rgci-n267
- Evaristo, A., Neves, R., Pinto, L., Sobrinho, J. (2021). Hidrodinâmica da Baía do Lobito, Parte II – Escoamento baroclínico. Journal of Integrated Coastal Zone Management, 21 (2), pp. 111-125. DOI: 10.5894/rgci-n407
- Evaristo, A., Neves, R., Pinto, L., Sobrinho, J. (2021). Hidrodinâmica da Baía do Lobito, Parte I – Correntes de maré. Journal of Integrated Coastal Zone Management, 21 (2), pp. 101-110. DOI: 10.5894/rgci-n406
- Lisboa, V., Fernandes, E. (2015). Anthropogenic influence on the sedimentary dynamics of a sand spit bar, Patos Lagoon Estuary, RS, Brazil. Journal of integrated Coastal Zone Management. Vol. 15 (1), pp. 35-46. DOI: 10.5894/rgci-p541
- Radfar, S., Shafeefar, M., Akbari, H., Galatsatou, P.A., Mazyak, A.R. (2021). Design of a rubble mound breakwater under the combined effect of wave heights and water levels, under present and future climate conditions. Applied Ocean Research, 112, art. no. 102711. DOI: 10.1016/j.apor.2021.102711
- Rosa, L., Freitas, D. (2021). Environmental impacts analysis of ports disposed dredged sediments techniques. Journal of Integrated Coastal Zone Management, 21 (2), pp. 87-99. DOI: 10.5894/rgci-n398
- Taveira-Pinto, F., Rosa-Santos, P., Fazeres-Ferradosa, F. (2020a). Integrated management and planning of coastal zones in CPLP – Part 1 [Gestão e planeamento integrado das zonas costeiras da CPLP – Parte 1]. Journal of Integrated Coastal Zone Management, 20 (2), pp. 85-87. DOI: 10.5894/rgci-n390
- Taveira-Pinto, F., Rosa-Santos, P., Fazeres-Ferradosa, F. (2020b). Integrated management and planning of coastal zones in CPLP – Part 2 [Gestão e planeamento integrado das zonas costeiras da CPLP – Parte 2]. Journal of Integrated Coastal Zone Management, 20 (3), pp. 157-160. DOI: 10.5894/rgci-n392
- Taveira-Pinto, F., Rosa-Santos, P., Fazeres-Ferradosa, T. (2020c). Anthropogenic influences on integrated coastal zone management [Influências antropogénicas na gestão integrada da zona costeira]. Journal of Integrated Coastal Zone Management, 20 (4), pp. 215-217. DOI: 10.5894/rgci-n428

EXPERIMENTAL AND NUMERICAL SIMULATIONS OF OBLIQUE EXTREME WAVE CONDITIONS IN FRONT OF A BREAKWATER'S TRUNK AND ROUND HEAD

R.F. Carvalho^{@1}, J.A. Santos², G. Barajas Ojeda³, Md. N.A. Beg¹, P.M. Lopes¹, J.C. Fortes⁴, J. L. Lara³

ABSTRACT: Climate change studies already reported sea level rise as an accepted scenario, which induces changes in nearshore wave conditions. A large range of new experiences including water level, run-up, overtopping, hydrodynamic data for different wave steepnesses and directions was performed in the Leibniz Universität Hannover (LUH) wave basin for a rubble mound breakwater with a slope of 1(V):2(H). This work presents, focusing on oblique extreme wave conditions, numerical simulations of the hydrodynamics in that experiment using OpenFOAM®. Results of the wave generation boundary conditions and their propagation, namely elevation of the water level free-surface and velocity data at specific locations are compared and discussed with data from experimental measurements acquired by acoustic wave gauges and acoustic doppler velocimeter (ADV) / Vectrino equipment. Although an exact match between numerical and laboratory values was not reached, an appropriate incident wave angle and a reasonable amplitude of velocities and water depths was achieved and the same happened to the statistics of those values.

Keywords: breakwater, wave generation, OpenFOAM®, scale-model tests, oblique extreme wave conditions.

RESUMO: A estimativa do impacto de cenários de alterações climáticas em quebra-mares de taludes é fundamental para a gestão e manutenção dessas obras. Foram realizados ensaios no tanque de ondas de Leibniz Universität Hannover (LUH), para avaliar o comportamento de um quebra-mar de taludes com uma inclinação de 1 (V): 2 (H), quando sujeito à incidência de condições de agitação marítima e níveis de maré extremos, resultantes desses cenários de alterações climáticas. Foram efetuadas simulações numéricas dos ensaios efetuados. Este trabalho apresenta em particular, simulações numéricas da hidrodinâmica dos ensaios com foco em condições de ondas extremas oblíquas, usando OpenFOAM®. Foram reproduzidas as condições de fronteira de geração de onda e analisados os resultados da sua propagação, a elevação da superfície livre e dados de velocidade em locais específicos que são comparados e discutidos com dados de medidas experimentais adquiridas por medidores de ondas acústicas e velocímetro doppler acústico (ADV) / Equipamento Vectrino. Embora uma correspondência exata entre os valores numéricos e laboratoriais não tenha sido alcançada, um ângulo de onda incidente apropriado e uma amplitude razoável de velocidades e profundidades de água foram alcançados e o mesmo aconteceu com as estatísticas desses valores.

Palavras-chave: quebra-mar, geração de ondas, OpenFOAM®, testes em modelo reduzido, condições de ondas extremas oblíquas.

[@] Corresponding author: ritalmfc@dec.uc.pt

¹ MARE, Dep. Civil Engineering, University of Coimbra, Coimbra, Portugal

² ISEL – Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Instituto Politécnico de Lisboa, Lisboa, Portugal. E-mail: jasantos@dec.isel.ipl.pt

³ IH Cantabria, Instituto de Hidráulica Ambiental, Universidad de Cantabria, Santander, Spain. E-mail: gabriel.barajas@unican.es

⁴ LNEC – National Laboratory of Civil Engineering, Lisboa Portugal. E-mail: jfortes@lne.pt

1. INTRODUCTION

The influence of high incidence angles (very oblique waves) on breakwaters is unknown, as limited data is available. The accepted climate change scenarios, which report sea level rise (Weisse *et al.*, 2014), causing different conditions of incident wave angles on breakwaters, foster the study of very oblique waves in what concerns both their characterization as well as their influence on rubble-mound breakwaters within RodBreak experimental work (Santos *et al.*, 2019a). RodBreak main goal was to contribute to a new whole understanding of the phenomena filling existing data gaps in the R&D&I, to enable the mitigation of future sea level rise in European coastal structures (Santos *et al.*, 2019b). This includes the run-up and overtopping characterization on rough and permeable slopes, as well as to check and extend the validity range of the formulas developed for armour layer stability, focusing on oblique extreme wave conditions and on their effects on a gentler slope breakwater's trunk and roundhead.

On the other hand, over the last decades, Navier-Stokes numerical models have been developed to accurately simulate wave interaction with all kinds of coastal structures, which allows the study of a vast number of three-dimensional effects. WAVE2FOAM (Jacobsen *et al.*, 2012) and IH-FOAM (Higuera *et al.*, 2013) have been applied to study waves in channels and basins at laboratory and prototype scale, simulating different types of waves.

IHFOAM, which is included in OpenFOAM® V18.12, was applied to study interactions of a regular wave train generated with different angles with a vertical breakwater inducing three-dimensional wave patterns. Lara *et al.* (2012), assumed a boundary condition perpendicular to wave train direction to better represent the correct direction. This procedure is not convenient on extremely oblique wave train in tanks, because to make the correct direction, the walls and dimensions of the tank have to be profoundly altered.

This work aims to reproduce through numerical simulations the conditions of the wave verified in experiments, in order to allow the analysis of the influence of oblique waves in the wave propagation, run-up, breaking and overtopping, and their impact in the stability of rubble mound breakwaters (water layer thickness and velocities). We present a preliminary work to show the range of applicability of a three-dimensional Navier-Stokes model and the boundary conditions to generate oblique wave trains, to propagate in the basin with a rubble mound

breakwater with a slope of 1(V):2(H). We compare numerical data with experimental measurements of free-surface elevation and velocities along time and their statistics. The work is organized as follows: the experimental work and the numerical model are presented in section 2 and 3, respectively. Focusing on wave generation and propagation, results of numerical simulations and measurement are presented in section 4. Both measurements and numerical wave data are discussed and compared in section 5 and conclusions are summarized and presented in section 6.

2. EXPERIMENTAL WORK

Experimental Installation

The experimental work was performed at the Marienwerder facilities of the Leibniz University, Hannover (LUH). A stretch of a rubble mound breakwater (head and part of the adjoining trunk), with a slope of 1(V):2(H) was built in the wave basin to be reached by different extreme wave conditions (wave steepness of 0.055) with incident irregular wave train angles from 40° to 90°.

Figure 1 presents a perspective view of the breakwater model, and schematics of the structure and its cross section. The trunk of the breakwater is 7.5 m long, and the head has the same cross section as the exposed part of breakwater. The total model length, measured along the crest axis, is 9.3 m, the model height is 0.83 m and its width is 3.7 m.

The construction of the model used a mould to ensure the desired alignment for the axis as well as for the several layers of the model. The core (15 m³) was made of gravel with a median weight 58.84 N and the filter layer, placed on top of the core, was made of gravel with a median weight of 578.60 N. Antifer cubes with a weight of 3442.19 N were deployed in two layers at the armour layer of both the breakwater head and at the 2.5 m wide adjoining strip of the breakwater trunk. It was expected the porosity of the armour layer to be 37%. Gravel with a median weight of 3089.14 N was employed both at the exposed and lee parts of the rock armour layer. The model was built with its axis making an angle of 70° with the main side of the basin. In the opposite wall it is located the wavemaker with 72 paddles.

All other tank walls contain fixed passive absorption devices made of a set of vertical mesh panels at different distances from the basin wall which act as vertical perforated screens, to

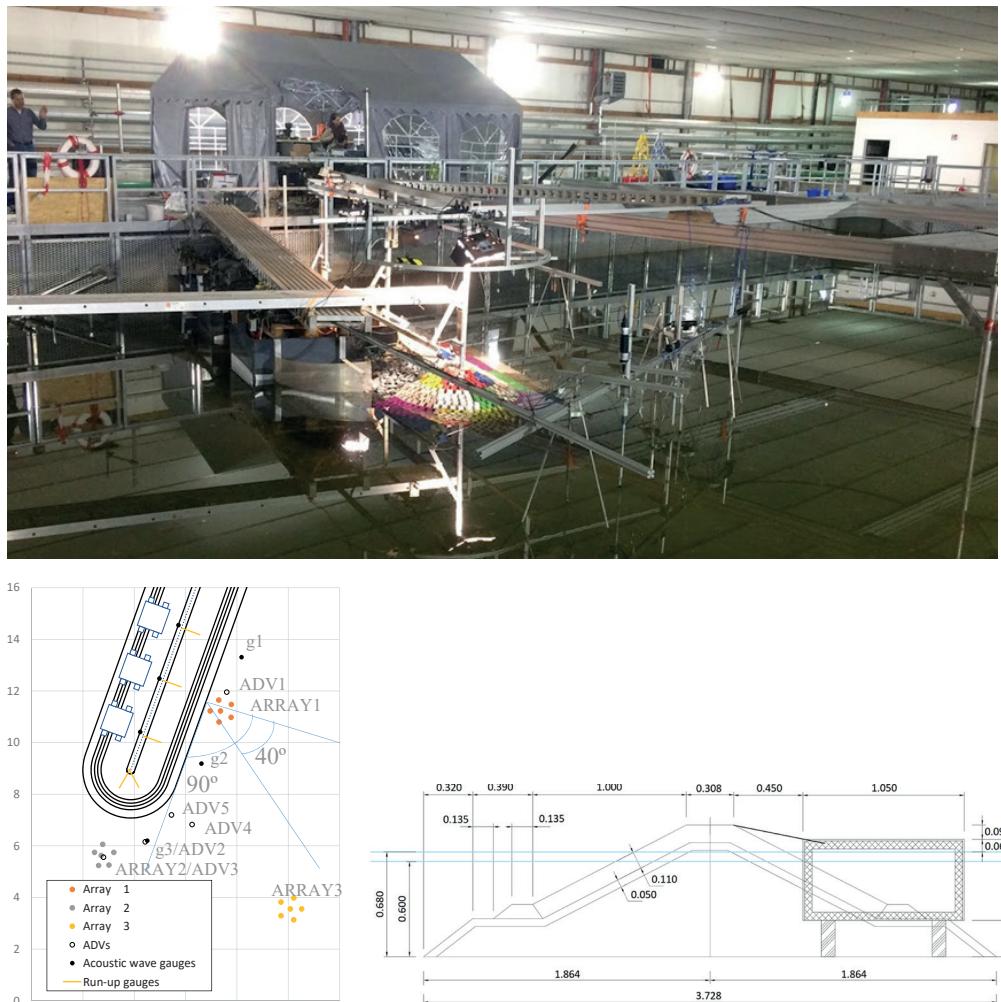


Figure 1. Plan view and cross-section of the model breakwater.

minimize unwanted wave reflections in the basin which allows to verify sea waves generated by the wavemaker, as well as the incident and reflected sea waves on the structure.

One wave gauge array was deployed in front of the wavemaker, another in front of the breakwater head, aligned with the breakwater crest, and one approximately at the middle of the breakwater trunk, in front of the entrance to the second overtopping reservoir.

Two additional isolated acoustic wave gauges were deployed in front of the entrance to the first and third overtopping reservoirs and a third in front the breakwater head, approximately in the middle of the dihedral angle formed with the vertical plane that marks the end of the trunk and the plan that contains the middle of the breakwater crest.

Generally, instrumentation was numbered starting from the root of the breakwater (gauge 1 is closer to the root of the breakwater and further away from the wavemaker). Exception was for ADV4 and ADV5, that were installed later. Additionally, capacitive wave gauges, 0.87 m long, were deployed over the armour layer to measure wave run-up, at the breakwater trunk, close to the sections where wave overtopping was to be measured, and at the breakwater head (one in the plan that contains the breakwater axis and the other was deployed perpendicularly to it).

Velocities were measured using five Vectrino instruments, which use Acoustic Doppler Velocimetry (ADV), deployed close to the breakwater to characterize the wave-induced flow. Three of them were deployed close to acoustic wave probes, to have an alternative source of information to compute the incident and reflected sea waves.

The remaining two Vectrinos were placed approximately on the vertical plane that marks the end of the breakwater trunk. Despite the difference between the vertical positions of the acoustic transmitter of the several Vectrinos, the acoustic receivers that define the x axis were all aligned with the breakwater crest. Table 1 presents the exact position of the probes, acoustic wave gauges and the Vectrinos/ADV equipment used in this work.

The z coordinate is measured above the bottom of the tank. All the electronic measuring equipment, apart from the Vectrinos, was connected to the same data acquisition device, which enable the creation of a single file of measured data per test with data from 35 sensors (18 acoustic wave gauges in 3 arrays of 6, 6 additional acoustic wave gauges for either the isolated measurement of the waves close to the model breakwater (3) or to detect overtopping events (3), 8 capacitive wave gauges either for run-up measurement (5) or water-level measurement inside the overtopping tanks (3) and 3 load cells to measure the overtopped volume).

These data was sampled at a 300 Hz rate. The ADV equipment /Vectrinos were directly connected to another computer and their recording was triggered by one of the Vectrinos, ensuring synchronization of all ADV equipment and velocity measurements, which were carried out at a rate of 100 Hz. Just one data file per Vectrino was produced for each test

2.3. Experimental Procedure and data analysis procedure

Table 2 shows the sequence of the tests for the long-crested waves (0° spread) with water depth of 0.60 m, which comprises different incidence wave angles (40° to 90°) and the parameters of each test.

For each test sequence, for a given water depth and incident direction, it was possible to carry out at least 4 tests for different wave conditions on the model ($H_s=0.100$ m, 0.150 m, 0.175 m and 0.200 m and the corresponding peak periods $T_p=1.19$ s, 1.45 s, 1.57 s and 1.68 s).

Gauges as well as ADV/Vectrino data, which was converted to “.dat” files using Vectrino Plus software, were analysed by several interconnected Matlab code files as follows:

1. DataGauges.mat - reads files “.txt”, plot and calculates several statistics such as average and standard deviation as well as histograms and boxplots;
2. DataVectrino.mat – reads files “.dat” from Vectrino software conversion and prepare data to plot original and filtered data as variation along time, histograms, and boxplots, according:
 - a. correlation - DataCorrelationNoise.mat;

- b. SNR analysis - DataSNRNoise.mat;
 - c. Goring and Nikora (2002) procedure extended by Wahl (2003) - DataElipsoide.mat;
 - d. DataVectrinoBasicPlot;
3. DataVectrinoCalculus.mat, computes several parameters as velocity components average, standard deviation, and statistics as well as turbulence characteristics, saving them in files;
 4. DataVectrinoPlot.mat, groups values in multiple locations along a line (longitudinal, profile) or a plane to plot.

Table 1. Coordinates of the acoustic wave gauges in the arrays, additional acoustic wave gauges and the Vectrinos (acoustic doppler velocimetry ADV).

| Array acoustic wave gauges | probe | x(m) | y(m) |
|----------------------------|-------|-------|-------|
| ARRAY1 | 1.1 | -2.71 | 11.65 |
| | 1.2 | -3.05 | 11.23 |
| | 1.3 | -2.70 | 10.80 |
| | 1.4 | -2.23 | 10.98 |
| | 1.5 | -2.22 | 11.48 |
| | 1.6 | -2.64 | 11.23 |
| ARRAY2 | 2.1 | -7.55 | 5.75 |
| | 2.2 | -7.39 | 5.24 |
| | 2.3 | -6.99 | 5.26 |
| | 2.4 | -6.80 | 5.75 |
| | 2.5 | -7.23 | 6.06 |
| | 2.6 | -7.29 | 5.63 |
| ARRAY3 | 3.1 | -0.29 | 3.82 |
| | 3.2 | -0.29 | 3.30 |
| | 3.3 | 0.21 | 3.14 |
| | 3.4 | 0.52 | 3.56 |
| | 3.5 | 0.22 | 3.99 |
| | 3.6 | 0.08 | 3.56 |
| Additional wave gauges | probe | x(m) | y(m) |
| Vectrino/ADV | g1 | -1.82 | 13.31 |
| | g2 | -3.39 | 9.19 |
| | g3 | -5.50 | 6.20 |
| Vectrino/ADV | x(m) | y(m) | z(m) |
| ADV1 | -2.40 | 11.96 | 0.40 |
| ADV2 | -5.58 | 6.16 | 0.40 |
| ADV3 | -7.20 | 5.56 | 0.41 |
| ADV4 | -3.75 | 6.83 | 0.29 |
| ADV5 | -4.55 | 7.20 | 0.11 |

Table 2. Sequence of the first tests and test parameters.

| Date | Test | d [m] | Hm ₀ [m] | Tp [s] | Dir [°] | Spread [°] |
|------------|------|-------|---------------------|--------|---------|------------|
| 01-11-2017 | 13 | | 0.100 | 1.19 | | |
| | 14 | 0.60 | 0.150 | 1.45 | 40 | 0 |
| | 15 | | 0.175 | 1.57 | | |
| | 16 | | 0.200 | 1.68 | | |
| 02-11-2017 | 17 | | 0.100 | 1.19 | | |
| | 18 | 0.60 | 0.150 | 1.45 | 65 | 0 |
| | 19 | | 0.175 | 1.57 | | |
| | 20 | | 0.200 | 1.68 | | |
| 03-11-2017 | 21 | | 0.100 | 1.19 | | |
| | 22 | 0.60 | 0.150 | 1.45 | 90 | 0 |
| | 23 | | 0.175 | 1.57 | | |
| | 25 | | 0.200 | 1.68 | | |

3. NUMERICAL MODEL

3.1. Numerical Solver

OpenFOAM® is a widely used open source C++ toolbox, which includes different solvers, tools and libraries. It includes the solver interFoam and several boundary conditions, specially designed for coastal processes within IHFOAM. Numerical simulations have been performed using a suite of tools which includes boundary conditions (waves, currents and waves¤ts) (Higuera et al., 2013, DiPaolo et al., 2021) and porous media solvers (Romano, 2020) for coastal and offshore engineering applications. It can solve both three dimensional Reynolds Averaged Navier Stokes equations (RANS) and Volume Averaged Reynolds averaged Navier Stokes equations (VARANS) (Higuera et al., 2013) for two phase flows. As it is described in Romano et al. (2020), the VARANS equations allow to model the flow inside a porous material, which is modelled as a continuous media. The mass and the momentum conservation equations, coupled to the VOF equation, read as follows:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u_i}{\partial x_i n} &= 0 \\ (1+c) \frac{\partial p u_i}{\partial t n} + \frac{u_j}{n} \frac{\partial p u_i}{\partial x_j n} &= -g_j x_j \frac{\partial \rho}{\partial x_i} - \frac{\partial p^*}{\partial x_i} - \\ \frac{\partial}{\partial x_j} \mu_{eff} \left(\frac{\partial p u_i}{\partial x_j n} + \frac{\partial p u_j}{\partial x_i n} \right) + A u_i - B |u_i| u_i & \\ \frac{\partial \alpha}{\partial t} + \frac{\partial u_i \alpha}{\partial x_i n} + \frac{\partial u_{ci} \alpha (1-\alpha)}{\partial x_n n} &= 0 \end{aligned}$$

where u_i is the velocity (m/s), x_i the Cartesian coordinates (m),

g_j the components of the gravitational acceleration (m/s²), n (-) is the porosity, ρ the density of the fluid (kg/m³), p^* the ensemble averaged pressure in excess of hydrostatic, defined as $p^* = p - \rho g_j x_i$ (Pa), being p the total pressure, α the volume fraction indicator function (-) , which is assumed to be 1 for the water phase and 0 for the air. μ_{eff} is the effective dynamic viscosity (Pa s) that is defined as $\mu_{eff} = \mu + \rho v_t$ and takes into account the dynamic molecular (μ) and the turbulent viscosity effects (ρv_t); v_t is the eddy viscosity (m²/s), which is provided by the turbulence closure. u_{ci} is the compression velocity. Following the work by Van Gent (1995), the expressions for A, B, and C are as follows:

$$A = a \frac{(1-n)^2}{n^2} \frac{\mu}{D_{50}^2}$$

$$B = b \left(1 + \frac{7.5}{KC} \right) \frac{1-n}{n^3} \frac{\rho}{D_{50}}$$

$$C = \gamma \frac{(1-n)}{n}$$

where D_{50} (m) is the mean nominal diameter of the porous material, KC (-) the Keulegan-Carpenter number, a (-) and b (-) are empirical nondimensional coefficients and $y=0.34$ (-) is a nondimensional parameter.

No turbulence model was considered in this preliminary study.

3.2. Numerical Set-up

The wave tank dimensions are 39.23 m x 18.6 m x 2 m and the total wavemaker length is 28.8 m resulting from 72 paddle wave boards with a 0.4 m width in the 39.23 m side and almost centered in it (5 m + 28.8 m + 5.43 m). Following guidelines of having 7 to 10 cells across the wave height and 100 cells along the wave length, values of $dx = dy = 0.02$ m to 0.035 m and $dz = 0.01$ m were reached, as in tests periods varied from 1.19 s to 1.68 s and wave lengths from 2.093 m to 3.5 m. The geometry of the breakwater and the wave tank was constructed in SALOME-9.2.2, and the generated stl ("stereolithography") files were used to define boundaries and to construct the mesh using either fvMesh or snappyHexMesh tool.

Refinements parameters near the paddleboards, the breakwater and the lateral walls were defined in snappyHexMesh Dictionary, using 2 levels for every surface-based refinement and 3 cells between levels. The 9.2 M cells in the domain are mainly composed by cubes. Figure 2 shows a top view of the wave tank and a detail of the mesh around the breakwater.

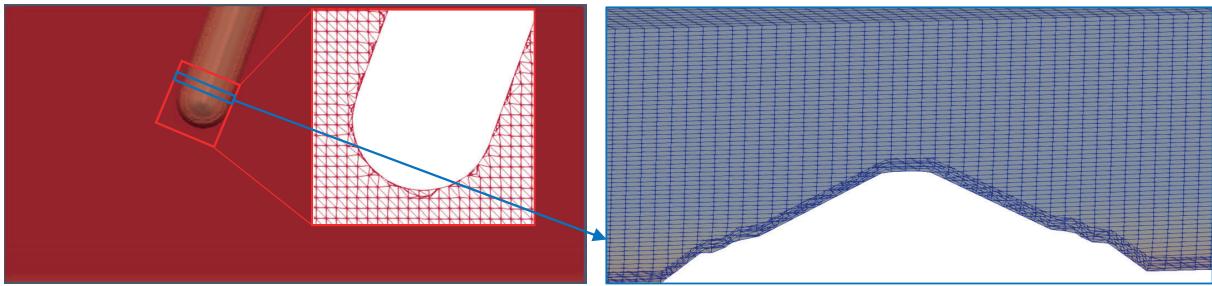


Figure 2. Overview of the tank with breakwater mesh and detail of two slices.

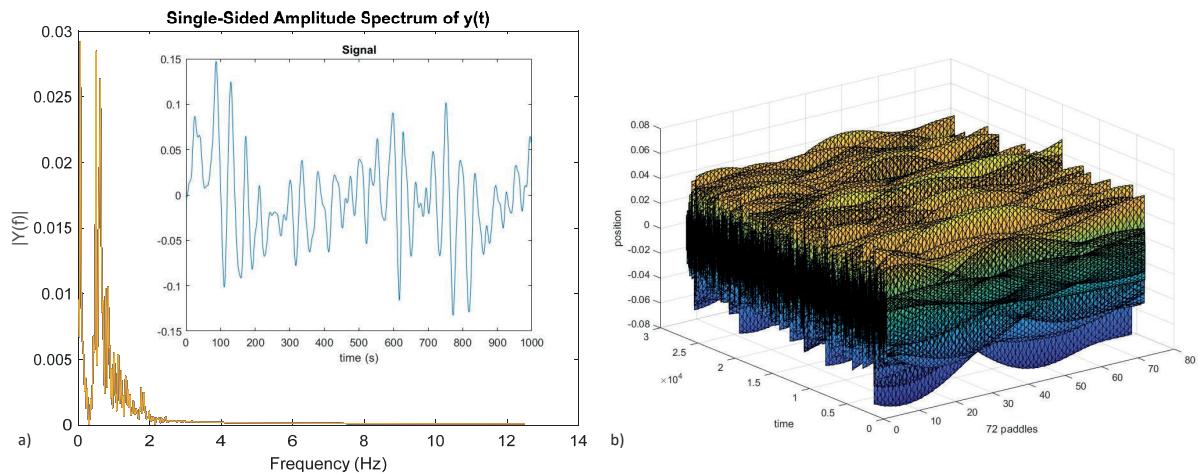


Figure 3. Waves generated by the 72 paddles in test 17: a) Jonswap spectrum; b) data for all boards.

4. NUMERICAL SIMULATIONS RESULTS VERSUS EXPERIMENTAL RESULTS

Figure 4 shows numerical simulations for different irregular wave train angles, 40° , 65° and 90° . Figure 5 and 6 show numerical simulations for incident irregular wave train angle of 65° , and different heights, T18 and T19, and results for incident irregular wave train angle of 90° , T25 (see Table 2).

It is clearly observed that the intended direction, 40° for T13, 65° for T18 and T19 and 90° for T25 was attained. It can be also verified that the waves reach breakwater in a few seconds, causing reflection but keeping a clean wave train in T18 until 40 s but generating a local area behind the breakwater with some dispersion. A higher wave amplitude for the same direction (T19 as compared with T18) induces higher velocities at the surface and near the breakwater surface, as expected, as well as interferences appear along the tank sooner, which looks higher in the upstream face.

On the other hand, extreme oblique waves (90° , T25), perpendicular to the breakwater, even with a higher wave train seems to induce less perturbation around the breakwater. Figure 7 shows T25 experimental data along time of free-surface location at all acoustic wave probes (see Figure 1 and Table 1 - Array1 (1.1 to 1.6), Array2 (2.1 to 2.6) and Array3 (3.1 to 3.6), g1, g2 and g3) and velocity data at all Vectrinos (ADV1 to ADV5). Figure 8 illustrates variation along time, 0 to 30 s, of instantaneous velocities experimental measurements and numerical simulation results, both at ADV3, which is located in the front of the breakwater's trunk armour (see Figure 1) as well as of water depth at 5 acoustic wave probes, at the three individual probes and at the Arrays (one location of the 6 in each Array). Figure 9 shows statistics results by means of boxplots for the water depth and for the velocity data at the same incident irregular wave train angle of 90° (T25), for both set of data, experimental and numerical, respectively. Figure 10 illustrates histograms for the same data.



Figure 4: Snapshots of the numerical simulations, showing velocity magnitude (0 to 1.6 m/s) on free-surface and around the breakwater for incident irregular wave train angle at $t=6$ for: a) 40° : T13; b) 65° : T19; and c) 90° : T25.

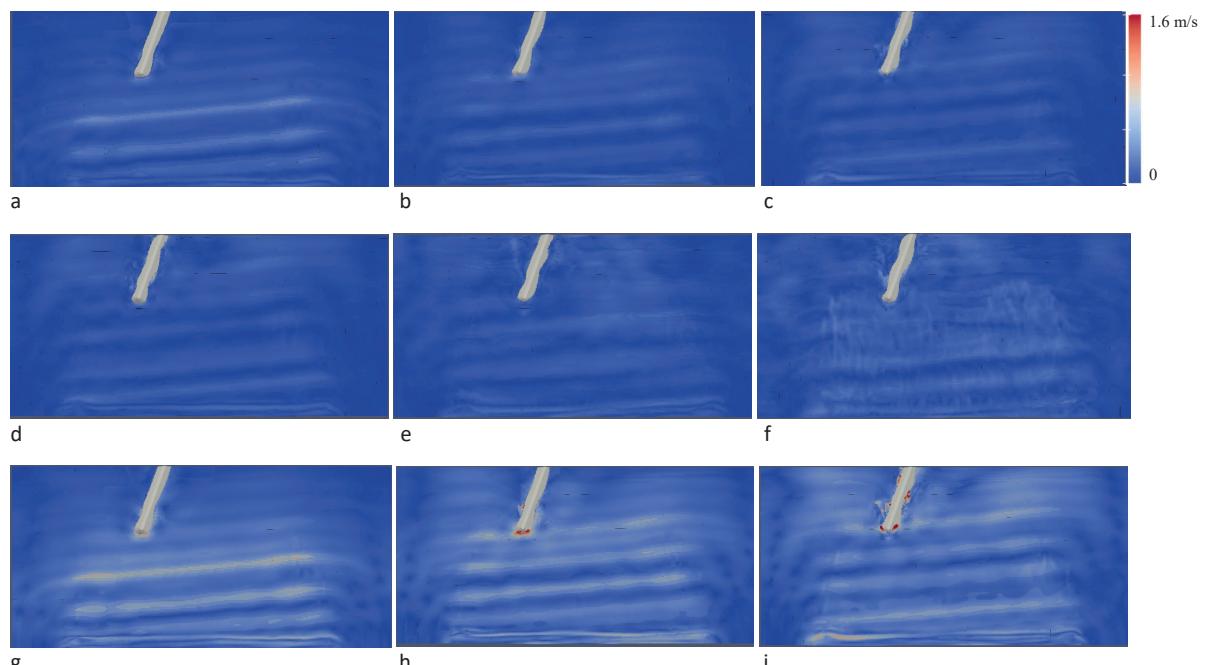


Figure 5: Snapshots of the numerical simulations, showing velocity magnitude (0 to 1.6 m/s) on free-surface and around the breakwater for incident irregular wave train angle of 65° : T18 for $t=10$ s, 12 s, 14 s, 20 s, 30 s and 40 s (a to f) and T19 for $t=10$ s, 12 s and 14 s (g to i)

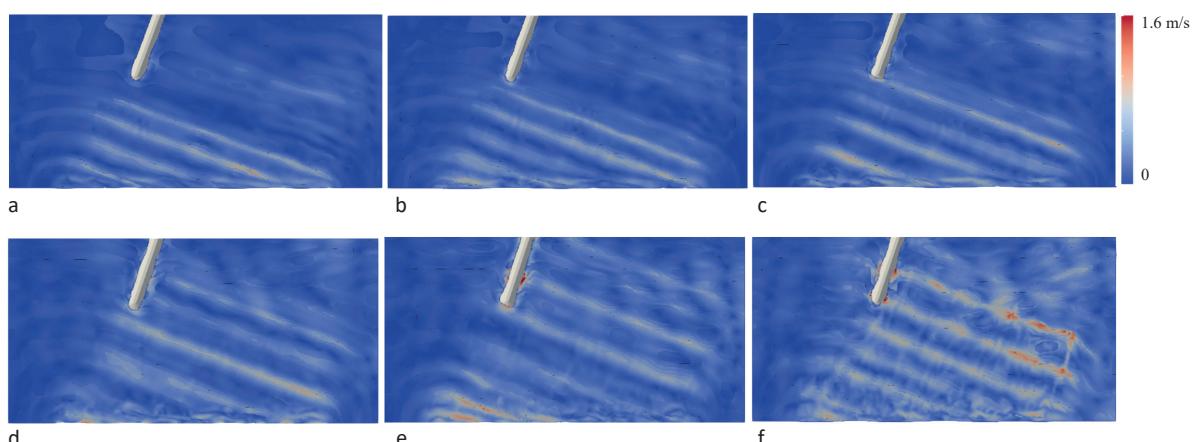


Figure 6: Snapshots of the numerical simulations, showing velocity magnitude (0 to 1.6 m/s) on free-surface and around the breakwater for incident irregular wave train angle of 90° : T25 for $t=10$ s, 12 s, 14 s, 17.5 s, 20s and 30s (a to f).

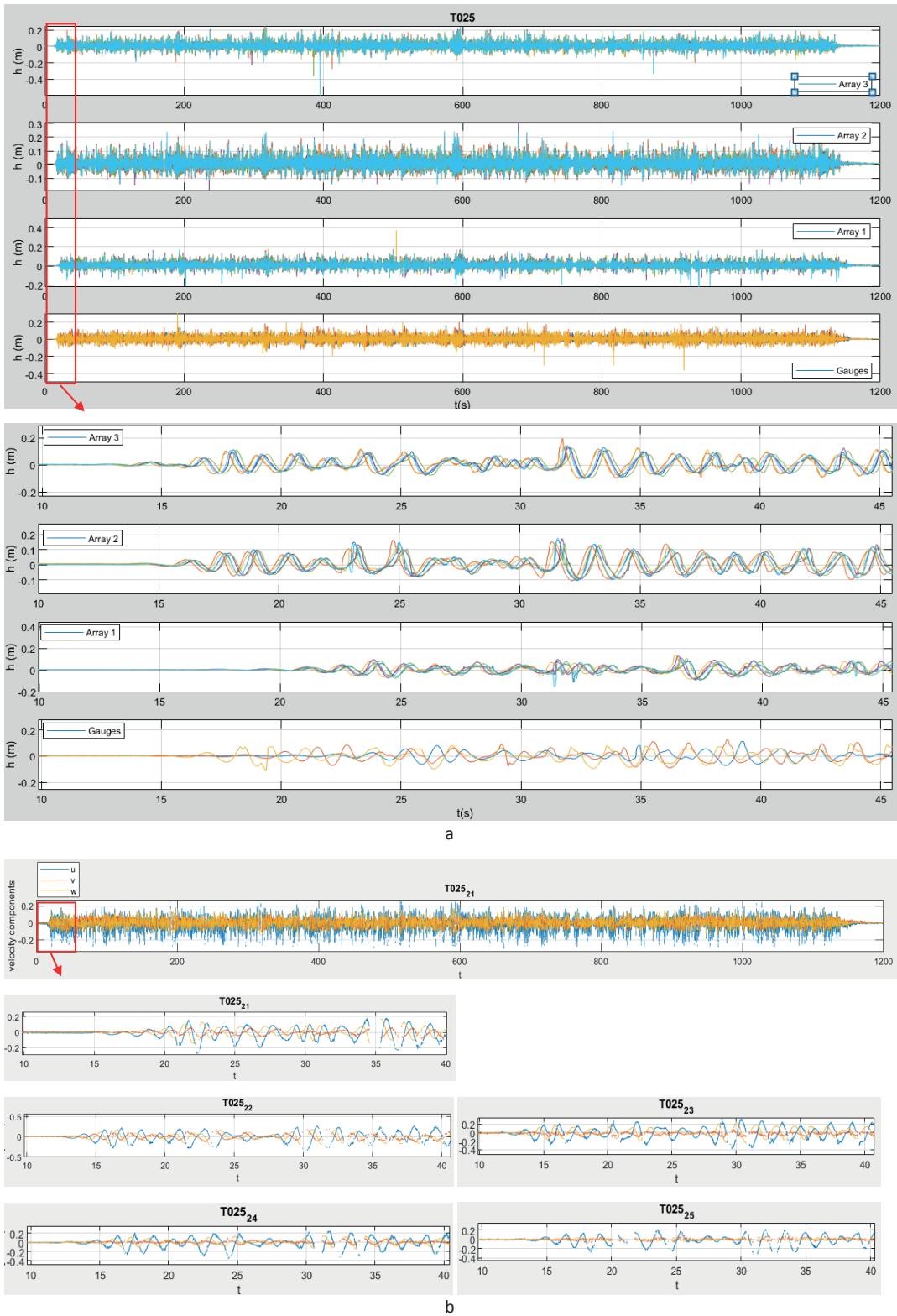


Figure 7: Experimental data for incident irregular wave train angle of 90°, T25: a) magnitude of the free-surface elevation at the different acoustic wave probes (Array1(1:6), Array2(1:6), Array3(1:6), g1, g2, g3) and b) velocity components data at ADV1 to ADV5.

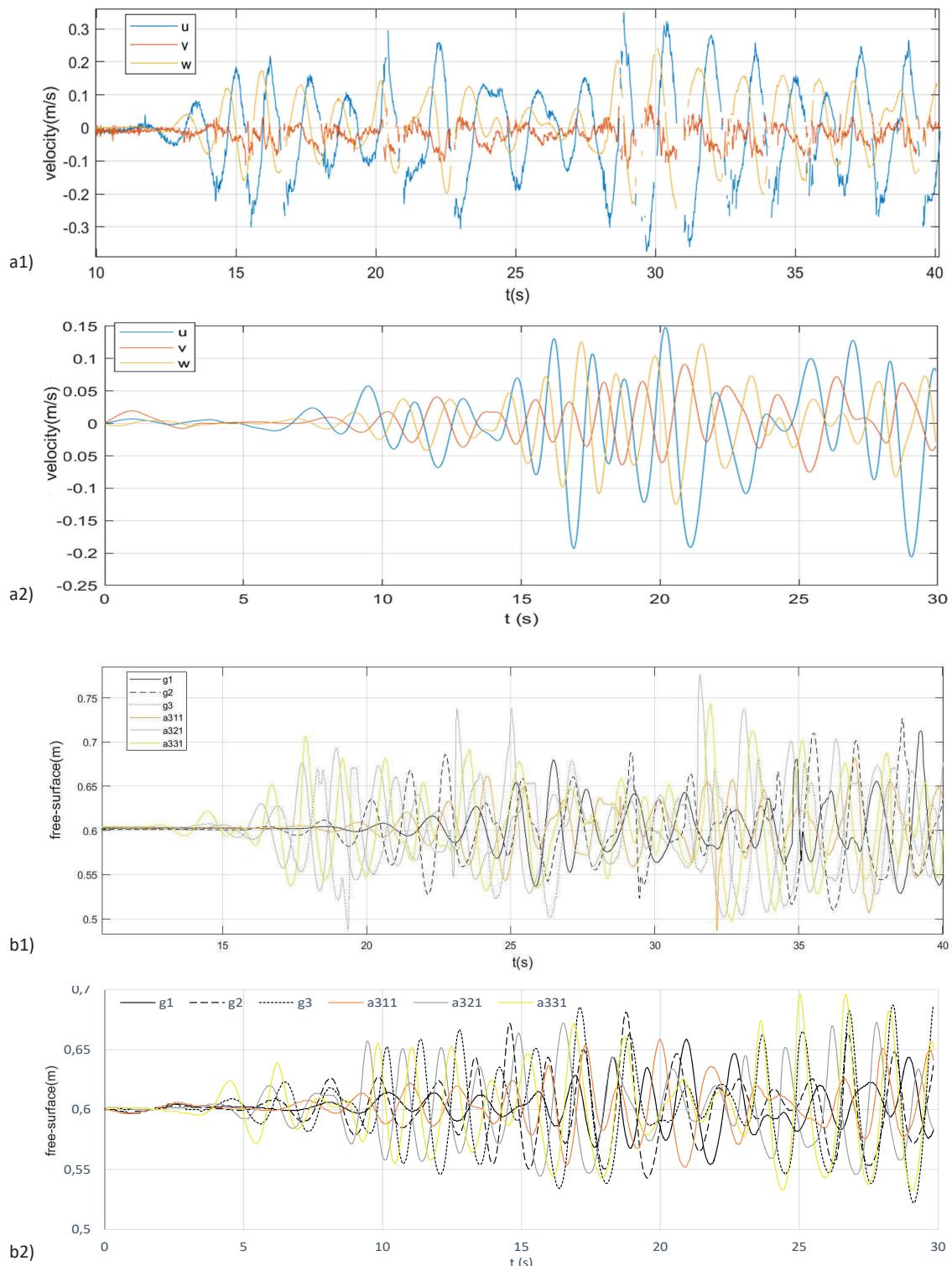


Figure 8: Velocity (a) and free-surface elevation (b) in different locations for incident irregular wave train angle of 90°, T25: a1) Vectrino experimental measurements - ADV3; a2) numerical simulation results at ADV3 location point; b1) experimental measurements at 5 acoustic wave probes; b2) numerical simulation results at the 5 acoustic wave probe locations.

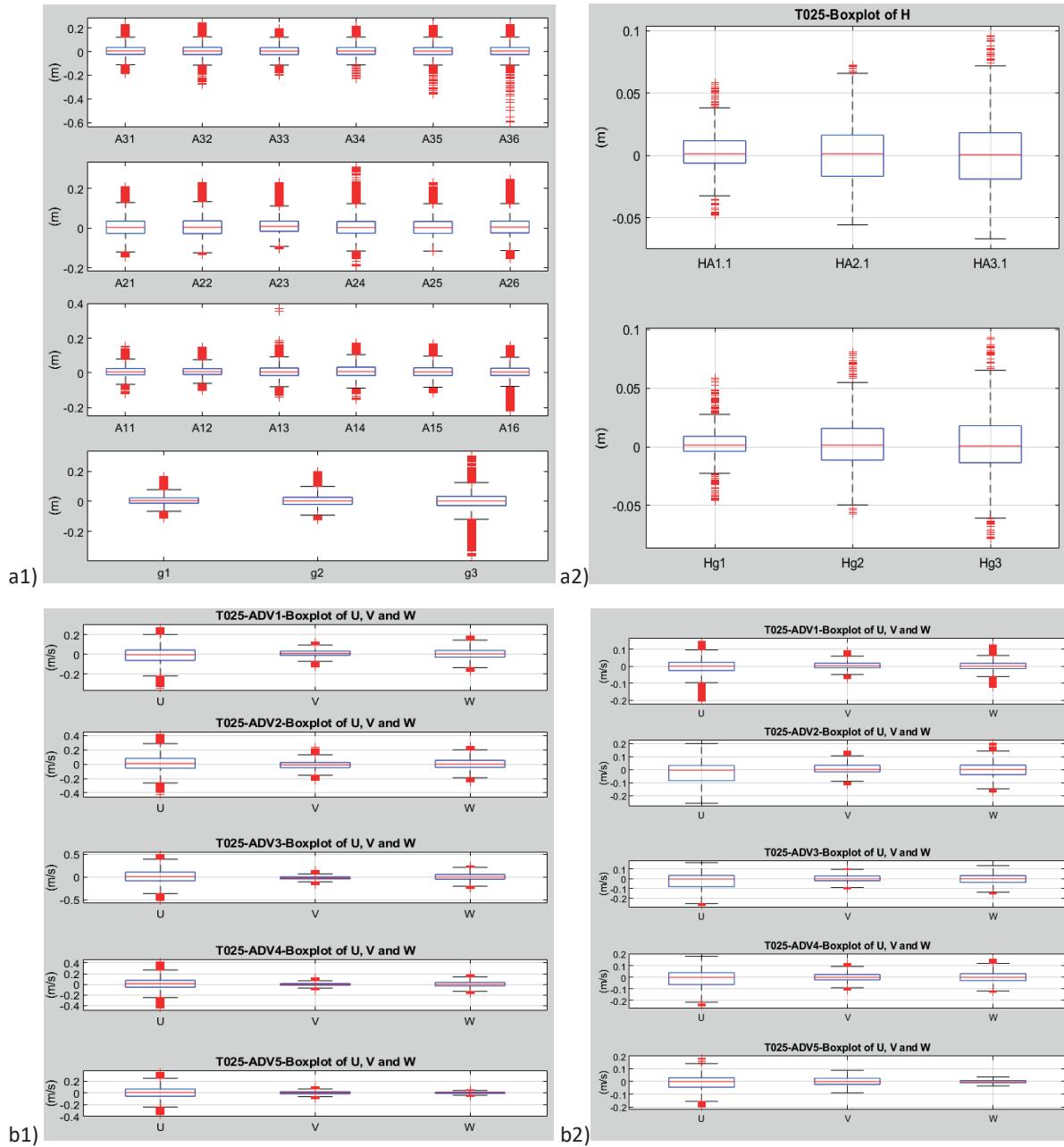


Figure 9: Basic statistics for experimental data (a1 and b1) and numerical simulation results (a2 and b2) of the free-surface elevation at the different acoustic wave gauge locations (a) and velocity at ADVs/Vectrinos locations (b) for incident irregular wave train angle of 90° , T25.

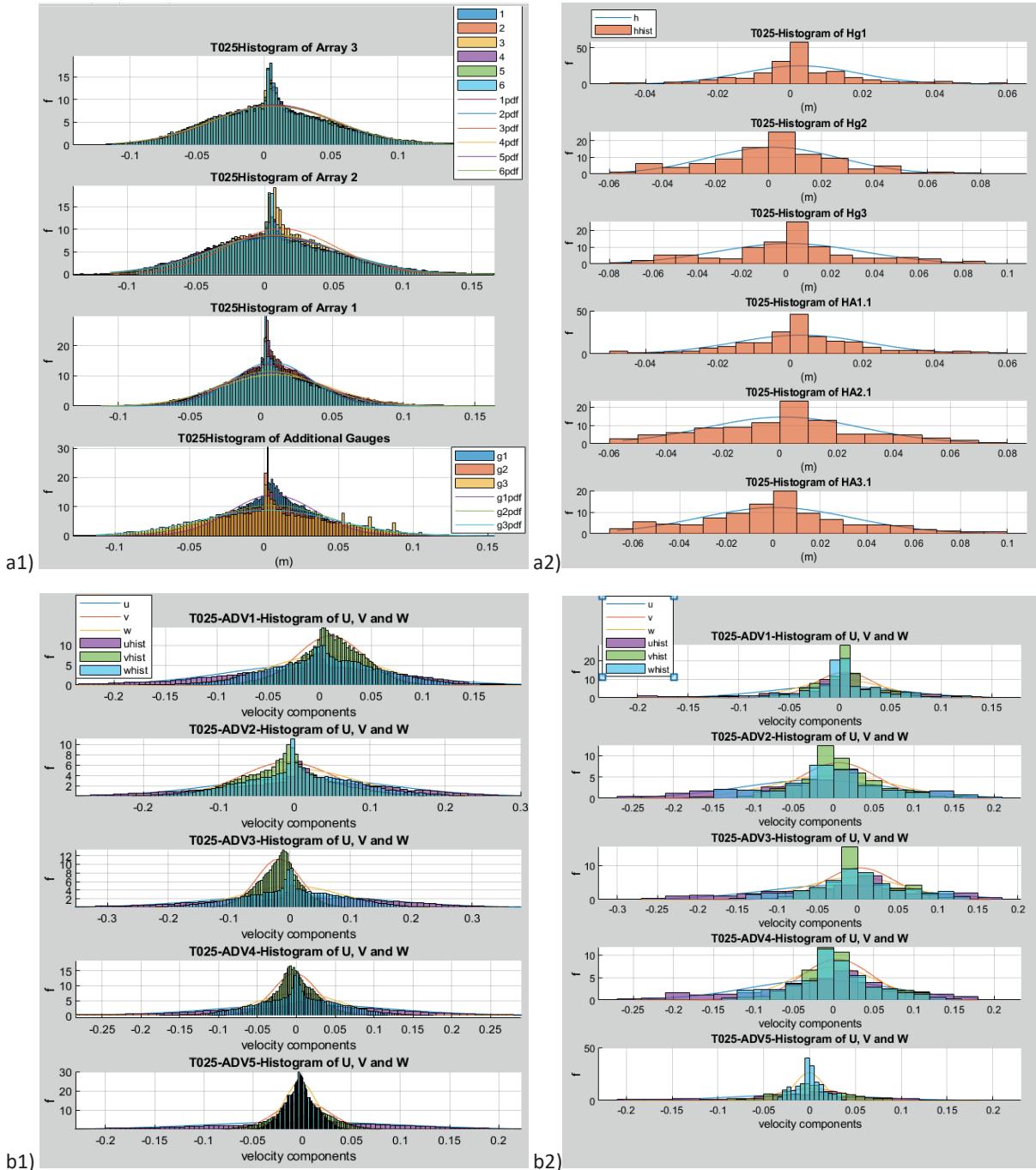


Figure 10: Distribution of experimental data (a1 and b1) and Numerical simulation results (a2 and b2) of the free-surface elevation at the different acoustic wave gauge locations (a and b) and velocity components in the different Vectrinos locations (c and d) for incident irregular wave train angle of 90°: T25.

5. DISCUSSION

Numerical and experimental results cannot be directly compared for two reasons: 1) synchronization of results is not exact as velocities experimental data was stored in a different computer, being the Vectrinos commanded manually; also in the numerical model a ramp of 2 s was considered; 2) data provided by measurements and numerical simulations are not in the same time steps as the dynamical adjustable time step was required for a better performance of the numerical simulations, the numerical model just ran for 30 s while experiments lasted 1200 s, and not all the results values could be kept due to the enormous memory capacity needed to store (30 s x 3142939) x 300 Hz for water depth and (30 s x 3142939) x 100 Hz for velocities. For a given time, numerical results are just 1/3 of the experimental velocities data and 1/10 of the water depth experimental data. Although numerical and experimental data cannot be directly compared, numerical results can be evaluated based on experimental data. Because of a shorter numerical analysis period compared to the experimental one, it is natural that the result ranges of both free surface and velocity data are lower than the experimental range. In fact, from the analysis of Figure 7, positive and negative peaks can be observed occasionally, which could never be predicted when analysing a shorter period. However, even for the analysis of equal period, for example from 15 s to 30 s to avoid influence of the numerical ramp, experimental data reaches higher maximum values and lower minimum values both for free-surface variation and velocity (Figure 8).

In Figure 8, just a location of 1 of the 6 probe per Array was considered because the difference between the values of the water elevation for probes of the same Array is not significant for the present analysis (Figure 7a). Concerning velocity data, it can be observed that the quality is good since most of the values were retained after filtration (Figure 7b).

Experimental velocity data show some small variations of high frequency, which are not detected by the present numerical model (Figure 8a), which was expected not only by the nature of the numerical model used, but also because the number of time intervals analysed for numerical data are smaller than the experimental data.

The model is based on the Navier-Stokes equations and the calculation considers finite volumes greater than necessary to detect turbulence. Apart from this, the variation along time for each probe is similar in experimental and numerical data sets.

Free-surface elevation ranges as well as velocities ranges are comparable in most locations. Some discrepancies were observed in negative velocities at the front of the breakwater's trunk armour (ADV3) and in the highest values of free-surface in Array2, probe 3.2.1.

Figure 9a illustrates both predicting a larger free-surface elevation range for g3 and a lower for g1 as well as in the arrays, a larger for 3 and a lower for 1, being g3 and array 3 closer to the breakwater round head.

Figure 9b shows a larger velocity range for u component (breakwater axis direction) and a lower for v component. U component range is larger for ADV3 and ADV2, which are closer to the breakwater head, followed by ADV4 and ADV5. ADV2, 3 and 4 are approximately equidistant from the breakwater but ADV5 is closer to the breakwater. Concerning W component, the range is larger for ADV2 and lower at ADV5.

Figure 10 shows apart from the higher frequency of the mean value a distribution of free-surface elevation and of velocity not far from gaussian in the remaining range. Free-surface elevation for Array1 and 2 shows different distribution for each probe of the array. However, the distribution of free-surface elevation for the probes in Array 3 are similar. This could also be observed in Figure 9, where different peaks are represented.

6. CONCLUSIONS

Experimental trials were carried out under the RodBreak project to generate different extreme wave conditions (wave steepness of 0.055) with incident irregular wave train angles (from 40° to 90°) to reach breakwater. 3D wave tank simulations were performed using the OpenFOAM® v1812 model, reproducing for at least 30 s, the waves with different directions which were generated by the movement of the 72 paddle boards.

For each test, the movement of the boards in the physical model was defined in specific files to generate the corresponding irregular wave train with a multi-paddle dynamic boundary condition. Numerical results show the different waves at various incidence angles as desired, showing absorption on the side and front walls as expected. This avoids the modification of boundaries to be perpendicular to the wave direction, which is relevant in the case of extreme oblique waves as the modification implicates a significant change of the tank dimensions. However, changing domain dimensions is irrelevant in real cases and could be an interesting way to produce a wave train.

Analysis of the generated wave train, direction, water depth and local velocity data based on numerical simulations were done as well as on experimental data. In spite of numerical analysis being based on a shorter period with less time intervals, which gave obvious differences, both sets of data conduct to consistent observations. Larger variations occur in the proximity of the breakwater head, which is consistent with the observation and with the occurrence of the largest movement in the breakwater blocks. It can be said that good results were obtained.

It is soon intended to perform different and detailed analysis of the action of the different irregular wave train on the breakwater as well as the analysis of their reflection on the breakwater.

ACKNOWLEDGEMENTS

This experimental work was supported by the European Community's Horizon 2020 Programme through the grant to the budget of the Integrated Infrastructure Initiative Hydralab+, contract no. 654110. The authors would like to acknowledge all the RodBreakTeam members as well as the support from the Ludwig-Franzius Institute (LuFI), specially Nils Kerpen, who send all the board position data.

This numerical study had the support of the FCT (Portuguese Foundation for Science and Technology), through the Project UID/MAR/04292/2019, which was financed by MCTES (Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior/Ministry of Science, Technology and Higher Education) and the FSE (European Social Fund), under the programs POPH/QREN (Human Potential Operational Programme from National Strategic Reference Framework) and POCH (Human Capital Operational Programme) from Portugal2020. The authors acknowledge the Laboratory for Advanced Computing at University of Coimbra for providing HPC, computing resources that have contributed to the research results reported within this paper. URL: <https://www.uc.pt/lca>.

REFERENCES

- Brackbill, J.U.; Kothe, D.B.; Zemach, C. (1991). A continuum method for modeling surface tension. *J. Comput. Phys.* 100, 335-354.
- Carvalho, R.F.; Lemos, C.M.; Ramos, C.M. (2008). Numerical computation of the flow in hydraulic jump stilling basins, *Journal of Hydraulic Research* 46(6):739-752
- Goring, D.G.; Nikora, V.I. (2002). Despiking acoustic Doppler velocimeter data. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(1):117-126.
- Higuera, P.; Lara, J.L.; Losada, I.J. (2013). Realistic wave generation and active wave absorption for Navier-Stokes models. Application to OpenFOAM®. *R. Coastal Engineering*, 71:102-118.
- Higuera, P., Lara, J.L. & Losada, I.J., Three-dimensional numerical wave generation with moving boundaries. (2015). *Coastal Engineering* [Vol.101, pp. 35-47]
- Hirt, C.W.; Nichols, B.D. (1981). Volume of fluid (vof) method for the dynamics of free boundaries. *J. Comput. Phys.*, 39, 201-225.
- Jacobsen, N.G.; Fuhrman, D.R.; Fredsøe, J. (2012). A wave generation toolbox for the open-source CFD library: OpenFoam®. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, 70(9), 1073-1088
- Lara, J.L., Higuera, P. Maza, M., Jesus, M. Losada, I.J., Barajas, G. (2012). Forces induced on a vertical breakwater by incident oblique waves. 33rd. Int. Conf. on Coastal Engineering (ICCE), Santander, Spain.
- Di Paolo, B.; Lara, J.L.; Barajas, G.; Losada, I.J. (2021) - Wave and structure interaction using multi-domain couplings for Navier-Stokes solvers in OpenFOAM®. Part I: Implementation and validation. *Coast. Eng.* 2020, 103799
- Di Paolo, B.; Lara, J.L.; Barajas, G.; Losada, I.J. (2021). Waves and structure interaction using multi-domain couplings for Navier-Stokes solvers in OpenFOAM®. Part II: Validation and application to complex cases. *Coastal Engineering* 164, 103818.(2021).
- A Romano, JL Lara, G Barajas, Benedetto Di Paolo, G Bellotti, M Di Risio, IJ Losada, P De Girolamo (2020). Tsunamis Generated by Submerged Landslides: Numerical Analysis of the Near Field Wave Characteristics *Journal of Geophysical Research: Oceans* 125 (7), e2020JC016157.
- Rusche, H. (2002). Computational Fluid Dynamics of Dispersed Two-Phase Flows at High Phase Fractions. Ph.D. Thesis, University of London, London, UK.
- Santos, J.A.; Lemos, R.; Weimper, J.; Gronz, O.; Hofland, B.; Sande, J.; Pinheiro, L.; Spans, J.H.; Peña, E.; Reis, M.T.L.G.V.; Fortes, C.J.E.M.; Figuero, A.; Laiño, E.; Bornschein, A.; Kerpen, N.B.; Pedro, F.; Coimbra, M.; Körner, M.; van den Bos, J.; Dost, B.; Carvalho, R.; Alvarellos, A.; Pohl, R. (2019a). Data Storage Report. RODBreak - Wave run-up, overtopping and damage in rubble-mound breakwaters under oblique extreme wave conditions due to climate change scenarios. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3355657>.
- Santos, J.A.; Pedro, F.; Coimbra, M.; Figuero, A.; Fortes, C.J.E.M.; Sande, J.; Körner, M.; Lemos, R.; Bornschein, A.; Weimper, J.; van den Bos, J.; Dost, B.; Hofland, B.; Carvalho, R.; Alvarellos, A.; Peña, E.; Pohl, R.; Kerpen, N.B.; Reis, M.T.L.G.V. (2019b). 3-D scale model study of wave run-up, overtopping and damage in a rubble-mound breakwater subject to oblique extreme wave conditions. *Defect and Diffusion Forum*, 396:32-41.
- Weisse, R.; Bellafore, D.; Menendez, M.; Mendez, F.; Nicholls, R.J.; Umgieser, G.; Willems, P. (2014). Changing extreme sea levels along European coasts. *Coastal Engineering*, 87:4-14.
- Weller, H.G. (2008). A New Approach to Vof-Based Interface Capturing Methods for Incompressible and Compressible Flows; Report TR/HGW/04; OpenCFD Ltd.: London, UK.

ENVIRONMENTAL IMPACTS SYSTEMATIC ANALYSIS OF PORTS DISPOSED DREDGED SEDIMENTS TECHNIQUES

Lorena Novaes Rosa^{@1}, Débora Martins de Freitas²

ABSTRACT: The selection of sites for disposal of dredged sediments from port areas requires careful consideration. These sites used for disposal undergo several physical-chemical changes, which lead to further disturbances in the marine ecosystem, including biological processes, water quality and social activities. There is a growing concern on the impact of dredging on social and biological systems, however data about its impacts are scattered and not systematically organized. This review evaluated the socioenvironmental impacts caused by ocean disposal (ODP) and contained aquatic disposition (CAD) techniques using the Santos estuary channel (Baixada Santista, Brazil) as example. Data was collected through a systematic bibliographic and documentary review, searching for specific terms related to the Port of Santos and using the main academic databases available. Impacts identified in the review were analyzed qualitatively by their Magnitude and Importance attributes. Impacts were then assessed by degree of significance (i.e. very significant, significant and insignificant), based on the magnitude and importance classification. Data compiled through the systematic literature review were validated using a degree of significance matrix adapted from Leopold matrix. Findings suggested that the level of contamination of the sediments is the major criteria for the selection of the disposal methods. CAD technique showed more significant impacts due to the high load of contaminants associated with sediments that directly interfere in the quality of the physical-chemical parameters of the disposal site. ODP seemed to affect mostly fishing activity, while CAD has impaired the quality of life of residents around the estuary, interference in fishing activity and in protected areas. Overall, we conclude that the CAD technique presents more significant socioeconomic and environmental impacts for coastal environments. Our findings also highlight the importance of studies about environmental impact assessments for the elaboration of dredging plans in guiding decision making and future actions.

Keywords: Dredging disposal techniques; Port of Santos; Socioenvironmental impacts; Environmental impact assessment matrix.

RESUMO: A seleção de locais para disposição de sedimentos dragados de áreas portuárias requer consideração cuidadosa. Estes locais de disposição sofrem diversas alterações físico-químicas, que levam a perturbações no ecossistema marinho, incluindo processos biológicos, qualidade da água e atividades sociais. É crescente a preocupação com o impacto da dragagem nos sistemas sociais e biológicos, porém os dados sobre seus impactos são dispersos e não estão sistematicamente organizados. Esta revisão tem como objetivo avaliar os impactos socioambientais causados por técnicas de disposição oceânica (PDO) e disposição aquática contida (CAD) utilizando o canal do estuário de Santos (Baixada Santista, Brasil). Os dados foram coletados por meio de revisão bibliográfica e documental sistemática, com busca de termos específicos relacionados ao Porto de Santos e nas principais bases de dados acadêmicas disponíveis. Os impactos identificados na revisão foram analisados qualitativamente por seus atributos de Magnitude e Importância. Os impactos foram avaliados pelo grau de significância (ou seja, muito significativo, significativo e insignificante), com base na magnitude e classificação de importância. Os dados compilados por meio da revisão sistemática da literatura foram validados usando uma matriz de grau de significância adaptada da matriz de Leopold. Os resultados sugerem que o nível de contaminação dos sedimentos é o principal critério para a seleção dos métodos de disposição. A técnica CAD apresentou impactos mais significativos devido à alta carga de contaminantes associados aos sedimentos, prejudicando a qualidade de vida dos residentes ao redor do estuário, a atividade pesqueira e áreas protegidas, enquanto a ODP pareceu afetar principalmente a atividade pesqueira. De maneira geral, concluímos que a técnica CAD apresenta impactos socioeconômicos mais significativos para os ambientes costeiros. Nossos achados também destacam a importância de estudos sobre avaliações de impacto ambiental para a elaboração de planos de dragagem no direcionamento da tomada de decisões e ações futuras.

Palavras-chave: Técnicas de disposição de dragagem; Porto de Santos; Impactos socioambientais; Matriz de avaliação de impactos ambientais.

[@] Corresponding author: lorena_novaes1@hotmail.com

¹ UNESP - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"

² Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Campus do Litoral Paulista. Email: debora.freitas@unesp.br

1. INTRODUCTION

Dredging activity in coastal waters, mainly in harbors and channels, produces huge quantities of sediments to be disposed. Thereby, the management of such sediments is of great concern worldwide. Dredging corresponds to the process of removal, transport and final disposal of sediment present in the navigation channels, being essential for the maintenance of waterway transport routes (Torres *et al.*, 2009; Wasim and Nine, 2017; Mear *et al.*, 2018). The global growth of this industry strengthened by 3.8% in 2017, driven mainly by emerging markets and economies (IADC, 2018).

Although dredging promotes economic advantages, like reduction of freight and logistics costs in the country, which generates more competitive prices in global transport, the disposal of dredged sediments is one of the most relevant problems in coastal zone management (Bolam and Rees, 2003; Cesar *et al.*, 2014; Simonini *et al.*, 2005). This is because in most of the world's dredged sediments have different degrees of contamination (Alvarez-Guerra *et al.*, 2007).

In Brazil, contamination in sediments is regulated by the National Council of Environment (CONAMA) Resolution nº. 454/12 which establishes two major levels of contamination. Level 1 sediments present a low probability of causing adverse effects to biota, thereby can be released into the waters under national jurisdiction.

For sediments with a contamination level above the threshold that are more likely to have adverse effects on biota, classified as Level 2, studies of controlled disposal alternatives are necessary. In this sense, this category requires specific plans that aim to minimize impacts in the disposal area (Frohlich *et al.*, 2015). In the Port of Santos, the current dumping procedures for sediments classified as Level 1 are carried out in the open sea, and in a confined area for those with greater contamination (i.e., Level 2) (Frohlich *et al.*, 2015).

The management of sediments has received significant attention in recent years (Andrade *et al.*, 2018; Oen *et al.*, 2017; Zheng *et al.*, 2019), mainly focused on impacts that affect the local biotic environment (e.g. differences in the abundance and composition of local communities, interference in pelagic communities, due to increased concentration of suspended sediments, or by burial, in the case of benthic and demersal) (Silva Junior *et al.*, 2012; Bolam *et al.*, 2006; Bolam and Rees, 2003; Hostin *et al.*, 2007; Oen *et al.*, 2017).

Specifically, in the Port of Santos, current dumping procedures take place in the open sea (hereafter called the Oceanic Disposition Polygon (ODP)), and in a confined area (hereafter named underwater pit) (CPEA, 2004; Frohlich *et al.*, 2015).

Thus, considering that both techniques for disposal of the dredged material pose a threat to the functioning of the marine ecological system, in this review we propose a novelty of systematic impact assessment, which assist in decision making and handling dredged material. For this, we present a systematic analysis of the environmental impacts caused by different techniques for the disposal of dredged sediments from the port activity, taking the Port of Santos as an example.

2. METHOD

2.1 Study Area

The Santos estuarine system is located at the Baixada Santista Metropolitan Region, southeast coastal of São Paulo, Brazil, and is characterized by relatively complex hydrodynamics and receives sediments from the watershed water surrounding the cities Santos, São Vicente, Cubatão, Guarujá and Praia Grande that integrate this region (Torres *et al.*, 2009). Its estuary hosts the Port of Santos, internationally recognized as the largest port in Latin America and responsible for 25% of the Brazilian trade balance (Pion & Bernardino, 2018). According to the port authority, the dredging and management activities at the Port of Santos can generate approximately $4.5 \times 10^6 \text{ m}^3$ of sediment per operation (Sousa *et al.*, 2007). This dredged material is currently disposed in allocated open sea areas, more specifically in an Oceanic Disposition Polygon (ODP). Sediments are also disposed in a second area, an underwater pit (CAD), located at Largo do Casqueiro, estuary between Santos and Cubatão (Figure 1).

Permanent dredging carried out in the Santos estuary is necessary to maintain the depth of the channel, which allows to meet demands for access and navigability of its public (i.e. located in the so-called Canal of the Port of Santos) and private terminals (i.e. located in the so-called Canal Piaçaguera), contributing to the maintenance of port activity and the country's economic dynamics (Pion & Bernardino, 2018; Buruaem *et al.*, 2013). The disposal in the ODP has been in place since 1996 and until 2007 it had eliminated an average of $2,641 \times 10^3 \text{ m}^3$ of sediments, while the installation license for the underwater pit occurred in 2016 with a capacity of 1,560,000 m^3 (FRF, 2008; Santos *et al.*, 2017). During the first five months of 2020, there

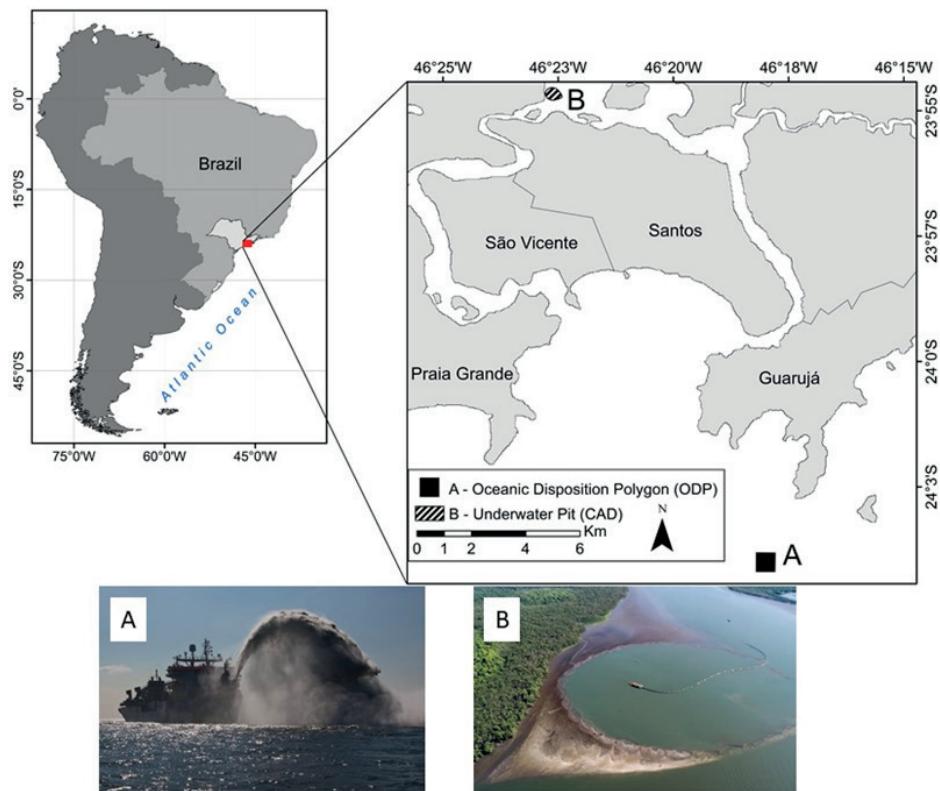


Figura 1. Location of Santos estuary and Port of Santos and its dredging disposal areas: A-Oceanic Disposition Polygon (ODP) and B-underwater pit (CAD).

were 1,996 moorings, a level 1.9% higher than that registered in 2019 (i.e. 1,958 moorings). Excluding passenger and Navy ships, 1,921 moorings were recorded in this period, of which 1,643 were from long-haul vessels (i.e. an increase of 3.8% compared to 2019) and 278 coastal vessels (i.e. a decrease of 4.1%) (Porto de Santos, 2020).

2.2 Systematic review

A systematic review was performed based on the identification and analysis of publications from 2000 to 2020, in the databases SciELO, Periódicos Capes, Google Scholar, Web of Science e Scopus, under the theme "*Environmental impacts of the disposal of the dredged material*".

In addition to peer-reviewed scientific literature, sources of "grey" literature information as local environmental impact assessments and technical reports obtained by Google search were included. In the search, the following key terms were used: *dredged material*; *environmental impacts of dredged material*; *management of dredged sediments*; *dredging planning e environmental monitoring of dredging*; *dredging operations*;

dredging disposal site; *dredging of contaminated sediments*; *confined aquatic disposal*; *dredged material disposal e dredged material from the Port of Santos*. In total, we found 52 scientific articles and 8 documents, such as environmental impact studies/executive report (EIA/RIMA), technical reports opinions and legislation.

We extracted information from the impacts related to the disposal of dredge sediments cited in the literature and then analyzed them according to the level of magnitude and importance as described in Table 1. In this case, the attributes of magnitude and importance of each impact were classified on a scale varying from 1 (weak/low), 2 (medium) to 3 (strong/high) regarding to its environmental change condition.

2.3 Significance assessment of impacts

Data compiled through the systematic literature review were validated using a degree of significance matrix adapted from Leopold Matrix (1971). Several adaptations of the Leopold Matrix have already been adopted for the evaluation the interactions between environmental components and actions that change

the environment, such as: comparison of the feasibility of waste management options; mining; air quality assessment.

In addition other studies considering the environmental components that would be affected (Mavroulidou *et al.*, 2007; Sousa *et al.*, 2011; Mirsanjari *et al.*, 2013; Sajjadi *et al.*, 2017; Izadi *et al.*, 2019; Valizadeh and Hakimian, 2019) were also considered.

The degree of significance of the environmental impacts was assessed from the interrelationships between the magnitude and importance of the impact in relation to the ecosystem or affected social environment. The magnitude considers the force with which the impact is manifested, whereas the importance is related to the intensity of the effect of the impact on the environment (Moreira, 1985).

Thus, an impact of strong magnitude coinciding with one of high importance presents itself as a Very Significant impact, that is, with a Large Degree of Significance, and were represented in red. The crossing between strong magnitude and low importance, or weak magnitude and high importance, indicates a Significant Impact, that is, with an Medium Degree of Significance, and were indicated in yellow. Finally, impacts of Weak magnitude focusing on factors of Low or Medium importance are Less Significant Impacts, or with a Small Degree of Significance, and were characterized in green.

High significant impacts were considered most relevant for the study, as they present high levels of magnitude and importance, and have more severe effects on the environment, being fundamental to identify the most harmful disposal technique.

3. RESULTS

3.1 Oceanic Disposition

Disposal of dredged material in open water is the most common and widely used method in Brazil, as it has the lowest cost among other disposal options (Donázar-Aramendía *et al.*, 2018; Manap and Voulvoulis, 2015). This practice is applied to the disposal of clean sediments or with a lower degree of contamination dredged from the Port of Santos channel (Frohlich *et al.*, 2015).

There are few restrictions for this method regarding the choice of the disposal site, and a comprehensive survey of the economic viability of the activity is essential; operational safety and the presence of environmentally sensitive or protected areas in and around the region (Frohlich *et al.*, 2015).

Table 1. Attributes used for the characterization of the main impacts related to disposal of dredged material in the Port of Santos/SP. Valuation scores vary according to the environmental change imposed by the impact.

| Attributes | Definition | Symbology |
|------------|---|--------------------------------------|
| Magnitude | Considers the severity, size or extent of an impact, following a nominal scale of strong, medium and weak. | Weak - ○ Medium - ⓠ Strong - ● |
| Importance | Relates the intensity of the effect corresponding to the environmental factor, and was classified into high, medium or low. | Low (↓) Medium (↔) High (↑) |

3.1.1 Impacts on the physical environment

- *Hydrodynamic and bathymetry*

Continuous disposal of sediments combined with usual alterations caused by dredging operation, such as changes in depth and width of water bodies, causes bathymetric changes in the ODP (Quiala *et al.*, 2015). It is an impact of medium magnitude and high importance causing changes in current flows, and in the patterns of penetration of the saline wedge into the estuary (Gupta *et al.*, 2005).

Changes in hydrodynamic regime result from bathymetric changes, which influence water courses and tidal plains (FRF, 2008). This impact is classified as of weak magnitude and high importance as it promotes changes in the patterns of currents and tides in the port's channel, in addition to influencing processes of erosion, silting and modification of the sediment supply.

- *Sediment quality and dispersion*

Disposal of dredged material results in changes in the physicochemical quality of the bottom sediment in the disposal area (Marmin *et al.*, 2014, 2016). This impact has medium levels of magnitude and importance with the main environment impacts as follow: the breakdown and resuspension of the sediment, changes in the bathymetric elevation and the texture and granulometry of the seabed of that location (Chen *et al.*, 2018).

The dispersion of the sediments corresponds to an impact of medium magnitude and high importance and is caused due to its disintegration. If these sediments have associated contaminants, disintegration can make them bioavailable, causing serious ecological impacts, affecting or causing great mortality of marine species (Bach *et al.*, 2017; Su *et al.*, 2002; Sousa *et al.*, 2007).

The resuspension of sediments is shown to be an impact of medium magnitude and high importance, given the occurrence

of this impact in all phases of the dredging process, from the withdrawal to the transfer of the dredged sediment to the dumping sites (FRF, 2008).

The rate of resuspension of sediments is related to the property of the sediments (density, granulometry and mineralogy) and the conditions of the site (water depth and hydrodynamics of the disposal area) (Bridges *et al.*, 2010; Bach *et al.*, 2017).

- *Water quality*

Alterations in water quality occurs from the resuspension and aeration of sediment in addition to the reduction of pH and alteration of metals such as mercury (Hg), lead (Pb), cadmium (Cd), and other pollutants such as Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), aliphatic hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons, associated with these sediments (Méar *et al.*, 2018; Sousa *et al.*, 2007).

The intense alteration in the essential quality parameters of the ecosystem characterizes this impact as of strong magnitude and high importance (Goes Filho, 2004; Torres *et al.*, 2009).

The increase in the turbidity of the water column is of medium magnitude and importance, since the predominantly sandy material tends to be deposited quickly, in a few minutes, around the disposal point.

However, longer periods of suspension of fine sediments in the water column lead to the formation of a turbidity plume in the disposal area, extending the impact of disposal to larger areas (Wasim and Nine, 2017; Todd *et al.*, 2015).

High levels of turbidity cause a reduction in dissolved oxygen, due to the aerobic decomposition of suspended organic compounds, which causes greater consumption, in addition to affecting the penetration of light into the water column in water, threatening photosynthetic organisms (Manap and Voulvoulis, 2016).

3.1.2 Impacts on the biotic environment

Contaminants such as aliphatic, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and metals, if associated with sediments, are bioavailable when in suspension in the water column (Méar *et al.*, 2018). Thus, such components are incorporated and accumulated by organisms, directly from the dissolved phase and by the ingested food particles, causing the bioaccumulation of these contaminants in the tissues and gonads (Bach *et al.*, 2017; Sousa *et al.*, 2007).

The chemical impacts from bioaccumulation have a strong magnitude and high importance, as they can be more harmful

to biota by contamination of the food chain, depending on how much contaminants can be absorbed by aquatic organisms (DelValls *et al.*, 2004).

Locations often disturbed by sediment disposal often fail to find ecological balance (Bemvenuti *et al.*, 2005). Species different from those found initially recolonize the area, with opportunists being the first to have a rapid occupation of disturbed areas (Hostin *et al.*, 2007; Vivan *et al.*, 2009).

Thus, the impact has a strong magnitude and high importance, given that the change in the fauna composition, with the decrease in the number of individuals and the biomass as a function of time, is a factor that indicates the environmental stress caused by the constant deposition of the dredged material (Bolam and Rees, 2003; Hostin *et al.*, 2007; Silva Junior *et al.*, 2012).

- *Demersal communities*

The effects on demersal communities are variable, however, it is known that there is a difference in their abundance and composition after disposal activities. Thus, this impact has a low magnitude and high importance because the effects of the disposition reflect on the spawning, reproduction, feeding and growth of different groups of organisms, as in fish that live most of the time in association with the substrate (Silva Junior *et al.*, 2012).

- *Pelagic communities*

The disposal operations have a direct impact on the composition of fish communities, leading to loss of species, deformities and bioaccumulation of contaminants, in addition to promoting the loss of micro-habitats capable of providing food and shelter (Wenger *et al.*, 2018).

These factors characterize the impact with weak magnitude and high importance, as they lead to a decrease in the diversity of fish, especially rare species, and the community becomes dominated by the most abundant individuals, or because certain species start to reproduce more intense than usual (Freitas *et al.*, 2009; Silva Junior *et al.*, 2012).

The impact on pelagic organisms is of weak magnitude and medium importance. Photosynthetic organisms are mainly affected by the obstruction of light entry due to the resuspension of sediments with a reduction in primary production (Bridges *et al.*, 2010).

Resuspension also causes other adverse effects for pelagic biota, due to direct toxicity through contact with suspended contaminated sediments, in addition to inhibiting the migration patterns of organisms such as fish and cetaceans, as they find a liquid environment totally modified by the sediment.

Plankton organisms suffer due to increased turbidity and consequent reduction in the incidence of light, which may cause a decrease in photosynthetic activities, indirectly affecting species of economic interest for fishing (Bolam *et al.*, 2011). It is an impact of weak magnitude and medium importance, as primary production rates and the dispersion of planktonic biomass are directly affected.

- *Benthic communities*

The disposition in open water bodies tends to be more impacting for the benthic fauna, that is, the invertebrates with less or no mobility, that live buried or fixed on the surface of the sediment (Bolam *et al.*, 2006; Bolam and Rees, 2003; Regoli *et al.*, 2002). It presents a strong magnitude and high importance, since the disposal of dredged material causes a change in the physical structure of the sediment, together with the suffocation of the organisms, resulting in changes in the taxonomic composition, and in the patterns of dominance and distribution of the benthic assemblies, by reducing the number of species (Hostin *et al.*, 2007; Regoli *et al.*, 2002; Bemvenuti *et al.*, 2005).

3.1.3 Impacts on the socioeconomic environment

Fishing is an important economic activity developed in the Santos estuary, for both commercial and subsistence purposes, to which part of the local community is dependent. Thus, the interference in fishing activity is considered to be of weak magnitude and of high importance, since many species can migrate to areas that were not affected by the change in water quality. Thus, artisanal fishermen are harmed, since the fishing areas are considerably smaller compared to the areas of operation of vessels with greater autonomy (Parizotti *et al.*, 2015; FRF, 2008).

3.2 Contained Aquatic Disposal

Contained Aquatic Disposal (CAD) corresponds to the underwater confinement of contaminated sediments (CPEA, 2004). The costs of building and operating a CAD are generally 2 to 3 times higher than the oceanic layout due to the limitations of management and the monitoring that should be constant. However, it is still within the lower range of alternative costs for the management of contaminated sediments (Oen *et al.*, 2017; Fredette, 2006).

In Brazil, the alternative of underwater disposal of dredging tailings is still poorly implemented, with the cases of Port of Santos in São Paulo and Port of Sepetiba in Rio de Janeiro being more discussed today (CPEA, 2004).

3.2.1 Impacts on the physical environment

- *Hydrodynamic and bathymetry*

The underwater pit in the Santos estuary channel causes changes in the morphology and characteristics of the estuary, especially in terms of the course of estuarine waters (Wasim & Nine, 2017). It presents a strong magnitude and high importance, representing a diversion of the watercourse and, consequently, of all nutrients, propagules and plant seeds that the estuary carries (CPEA, 2004).

Hydrodynamic changes have effects proportional to the location and size of the pit. However, they have medium magnitude and high importance, as they can lead to the establishment of erosion and silting processes in adjacent submerged areas, and also increase the risk of flooding upstream of the estuary and interfere in mangrove areas (CPEA, 2004; Santos *et al.*, 2017).

- *Water quality*

The release of contaminants present in sediments disposed in CAD can cause changes in the chemical forms of some metals, increasing their bioavailability (Chen *et al.*, 2009; Wasserman *et al.*, 2016; Mear *et al.*, 2018).

Such impact has a strong magnitude and high importance, seen by the sensitivity of the estuarine environment, since contaminants can dissipate in the water column and be transported by sediment to surface waters (Bridges *et al.*, 2010; Wasim *et al.*, 2017; Manap and Voulvoulis, 2015).

The level of contamination associated with the sediment will reflect on the change in water quality. It can occur through the release of contaminant into surface water, through the discharge of effluents, through runoff, and also through infiltration and leaching, it is an impact of medium magnitude and high importance (Goes Filho, 2004; Bridges *et al.*, 2008). Resuspension of sediments implies changes in the chemical parameters and the quality of the water column, mainly due to the release of contaminants, causing this impact to present medium magnitude and medium importance (Roberts, 2012). Since in suspension, the action of currents can increase the dispersion of contaminants and cause ecotoxicological effects beyond the area originally affected (Bach *et al.*, 2017).

3.2.2 Impacts on the biotic environment

Contaminants released in the estuary affect organisms by different routes, such as direct contact with sediment, or contact with sediments suspended in the water column, incorporating them as part of food, leading to bioaccumulation and trophic

transfer within a chain to feed (DeValls *et al.*, 2004; Buruaem *et al.*, 2013). It has a strong magnitude and high importance, as many compounds can be absorbed by mucous membranes and biological membranes, so their concentration becomes much higher in organisms than in water itself, reaching harmful levels for consumers at the top of the chain, including man (Wasserman *et al.*, 2016; Goes Filho, 2004).

- *Pelagic communities*

The interference in the ichthyological community already occurs due to the great movement of vessels in the Port of Santos, however, due to the activity of dredgers and equipment, there is a spacing of fish in the areas close to the disposal site.

The impact has weak magnitude and high importance, since the Santos estuary is still an area where fishing is practiced together with port activity, being an indication that this distance, although it occurs, does not significantly decrease the density of fish who reside there (Parizotti *et al.*, 2015).

Pelagic organisms suffer from the increased amount of particulate matter in suspension, in addition to direct exposure to contaminants released from CAD (CPEA, 2004). In addition, photosynthetic organisms, such as planktonic microalgae, show reduced photosynthesis due to light obstruction caused by the turbidity of suspended particulate matter (Bridges *et al.*, 2010; Da Silva and Gomes, 2015). Thus, this impact has little significance, with weak magnitude and low importance.

- *Benthic communities*

Benthic communities are adversely affected by physical disorders such as burial and suffocation at the time of disposal (Chen *et al.*, 2018). This impact presents itself with a medium magnitude and high importance. However, the benthic communities in the dredged areas and in the vicinity are little diverse and numerous, since the dredging practices and local contamination history seem to contribute to the structure of the communities in the Port of Santos (Buruaem *et al.*, 2013).

3.2.3 Impact on the socioeconomic environment

The change in water quality caused by the disposition of dredging increases the degradation of the estuary, resulting in areas of exclusion or restrictions on fishing activity (Silva Junior *et al.*, 2012).

It is an impact of medium magnitude and high importance, since the effects of dredging and the disposal of sediments cause the decrease and/or disappearance of some species of fish, negatively affecting the fishing and living conditions of the

fishermen who depend this source of income, which results in a change in the cultural habits of artisanal fishing in the region (Wasserman *et al.*, 2016; Wenger *et al.*, 2018; CPEA, 2004).

The effects caused in the Santos estuary by the construction and activity of the CAD reflect on the quality of life for the fishing community in the vicinity. The disposal activity in CAD affects the community "Vila dos Pescadores", in Cubatão (São Paulo), with an impact of strong magnitude and high importance (CPEA, 2004). The layout in the pit results in numerous implications for the environment and health of these residents.

In addition to making it impossible for these fishermen to practice their activities with higher quality and to acquire their main source of income.

Fishermen also suffer direct exposure to contaminants, mainly due to the consumption of fish from this degraded environment, since riverside communities have these subsistence as the basis for their food (Santos and Sartor, 2019).

According to Article 4 of Federal Law nº. 12.651/2012, it is defined that mangroves and estuaries are classified as Permanent Protection Areas (APP).

Thus, this legal instrument is applied in the CAD locality, demonstrating that the choice of the region for the construction of the underwater pit, no longer considers the legislation, being considered an impact of interference in the preservation area, with strong magnitude and high importance (Santos and Sartor, 2019; Quiala *et al.*, 2015).

3.3 Assessment of the Degree of Significance

As previously presented in the methods used, in subtopic "2.3 Significance assessment of impacts", the degree of significance of the impacts of the oceanic and confined disposal techniques was assessed based on the relationship between their magnitude and importance, obtaining the results presented in Table 2 and 3, the follow.

Assessing the significance degree of the impacts of the ocean disposal technique (Table 1), the result obtained and presented in Table 2 shows that the largest number of impacts was corresponding to Very Significant Impacts, totaling 7 impacts.

Four of the impacts were in the category with levels of magnitude and importance Strong/High. The other 3 impacts are in the category with levels of magnitude and importance being Medium/High. Six significant impacts were accounted, 2 with levels of magnitude and importance Medium/Medium. And 4 significant impacts with levels of magnitude and importance

Weak/High. The less significant impacts were 2, in the category of magnitude and importance Weak/Medium. Regarding the degree of significance of the impacts for the confined disposal (Table 3), 9 impacts of Very Significant category were observed, being 5 of levels of magnitude and importance Strong/High. Another 3 impacts also Very Significant with levels of magnitude and importance as Medium/High.

Two impacts were considered to be significant. With level of magnitude and importance Weak/High. And in the Medium/Medium category, only the impact of resuspension of sediments was observed. And one less significant impact was identified with Weak magnitude and High importance.

Thus, from the interrelationships, it is possible to affirm that the oceanic and confined dispositions presented the same number of very significant impacts for the physical environment.

However, the underwater confined arrangement showed a greater number of very significant impacts in relation to the ocean in the biotic environment, with the impacts of bioaccumulation, interference in the benthic, ichthyological and pelagic communities.

And also, in the socioeconomic environment, with the impacts of interference in the fishing activity; loss of quality of life for residents of Vila dos Pescadores; interference on protected areas.

4. DISCUSSION

The adaptation of the Leopold Matrix proved to be a meaningful approach for this study, since it allows a simple evaluation and clarity in the presentation of the results obtained, as well as the use of essentially qualitative data in its elaboration.

The matrix has a relevant basis to make data on environmental impact of dredged material disposal from the Port of Santos more interpretable, serving as a material that can support the decision-making analysis into most sustainable management actions. The importance of this method has already been highlighted, as it is used to associate the impacts of a given activity with the various environmental characteristics of its area of influence.

From the analysis of the matrices it was possible to observe that the main difference between disposal methods is the level of sediment contamination that characterizes the dredged

Table 2. Degree of significance of the impacts of the oceanic disposition. Strong magnitude impacts are evidenced by the full circle - ● - a medium magnitude impact is represented by a circle semi-full - ○ - the weak one is represented by an empty circle - ○ -. The arrows indicate whether the impact is high (↑), medium (↔), or low (↓). Impacts considered to be very significant are represented in red, impacts considered significant are represented in yellow, and impacts in green are the least significant.

| Impacts Oceanic Disposition | | Magnitude | Importance | Significance |
|-----------------------------|--|-----------|------------|--------------|
| physical | Hydrodynamic changes | ○ | ↑ | red |
| | Bathymetric changes | ○ | ↑ | yellow |
| | Changes in the quality of the bottom sediment | ○ | ↔ | yellow |
| | Dispersion of sediments | ○ | ↑ | red |
| | Resuspension of sediments | ○ | ↑ | red |
| | Change in the quality of the water column | ● | ↑ | red |
| | Increase in the turbidity of the water column | ○ | ↔ | yellow |
| biotic | Bioaccumulation | ● | ↑ | red |
| | Changes in the fauna composition | ● | ↑ | red |
| | Interference in the demersal communities | ○ | ↑ | yellow |
| | Interference in the ichthyological communities | ○ | ↑ | yellow |
| | Interference in pelagic organisms | ○ | ↔ | green |
| | Interference in plankton organisms | ○ | ↔ | green |
| | Interference in benthic communities | ● | ↑ | red |
| sc | Interference in fishing activity | ○ | ↑ | yellow |

material classes, associating each one with the appropriate management option (Alvarez-Guerra *et al.*, 2007). Although sediments designed for ocean disposal have a lower content of contaminants, when relocated to the ODP they directly affect the environment, altering bathymetry, speeds and flows of the currents and the quality of the water column by the load of contaminants and sediments in suspension. The impacts in CAD are more related to the potential effects of contaminants on the environment, since they exhibit high concentrations of nutrients, heavy metals, polychlorinated biphenyls (PCBs), aliphatic and aromatic hydrocarbons (PAHs), in concentrations far above of the values established in CONAMA Resolution nº. 454/12 (Buruaem *et al.*, 2013). Thus, as shown, the confined disposal presented a higher number of very significant impacts on the biotic and socioeconomic environments. For both disposal techniques, the environmental impacts of the physical environment are related to the impacts of the biotic environment leading to ecological losses. The ecological effects of these impacts may be the result of an isolated disposal event, or its frequency, depending also on the natural environmental stress regime of the habitat (Bolam *et al.*, 2006; Bolam and Rees, 2003; Roberts, 2012).

Overall, impacts identified in the biotic environment showed greater relevance to the effects of permanent changes in biological characteristics in the disposal environment, such as contaminants bioaccumulation and interference in local fauna communities. However, long-term studies on the

bioaccumulation of persistent compounds are still insufficient, especially in the upper trophic species, considering that most studies have not yet measured the impacts that may occur in the food chain, considering greater temporality after the end of dredging (Su *et al.*, 2002; Roberts, 2012).

Research is highly needed to better measure the impacts on the food chain that can occur long after the end of dredging events.

Interference in the benthic community is a recurring and very significant impact for both dispositions. Demersal and pelagic communities, including the ichthyological community, suffer less influence from the effects of the dredged material in relation to the benthic community as they can move due to the greater capacity of locomotion. Thereby, there is a loss of abundance and change in composition in all the mentioned communities (Bemvenuti *et al.*, 2005).

Findings of this study suggest that impacts on the socioeconomic environment clearly highlight the differences in the intensity of socio-environmental effects between the two disposal techniques. The construction of the underwater pit in the Santos Estuary failed to meet and consider the state, federal and international legal apparatus related to the theme, focused on the conservation and sustainable use of estuarine, mangrove and wetland ecosystems (Santos *et al.*, 2017; Santos and Sartor, 2019; Brasil, 2012; PNUD, 2019). The underwater pit imposes an environmental liability of toxic pollutants and

Table 3. Degree of significance of the impacts of contained aquatic disposal. Strong magnitude impacts are evidenced by the full circle -●- a medium magnitude impact is represented by a circle semi-full -○- the weak one is represented by an empty circle -○-. The arrows indicate whether the impact is high (↑), medium (↔), or low (↓). Impacts considered to be very significant are represented in red, impacts considered significant are represented in yellow, and impacts in green are the least significant.

| Impacts Contained Aquatic Disposal | | Magnitude | Importance | Significance |
|------------------------------------|--|-----------|------------|--------------|
| physical | Hydrodynamic changes | ● | ↑ | |
| | Changes in the morphology of the estuary | ● | ↑ | |
| | Release of contaminants | ● | ↑ | |
| | Change in water quality | ● | ↑ | |
| | Resuspension of sediments | ● | ↔ | |
| biotic | Bioaccumulation | ● | ↑ | |
| | Interference in ichthyological communities | ○ | ↑ | |
| | Interference in pelagic communities | ○ | ↓ | |
| | Interference in benthic communities | ● | ↑ | |
| soc. | Restrictions on fishing activity | ● | ↑ | |
| | Interference in traditional community | ● | ↑ | |
| | Interference in a preservation area | ● | ↑ | |

risks associated with their rupture, with irreparable effects for the ecosystem, for estuarine species and for local communities (Santos *et al.*, 2017; Santos and Sartor, 2019). Recently, the Commission for the Environment and Sustainable Development of the Chamber of Deputies of Santos approved in October 2019 the Law nº. 3285/2019 which prohibits the construction of new underwater pits in oceans, rivers, lakes, ponds, or estuaries in the city Santos. Although relevant by reducing future ecological risks, such approval does not resolve historical environmental passive caused by the installation and maintenance of an underwater pit in the estuary, granting the license for its development (Santos *et al.*, 2017; Santos and Sartor, 2019). This is a highly controversial point.

There is a substantial need for harmonization of environmental agencies performance and competence about licensing processes for dredging activities in the Port of Santos. However, in the current national political context, the restrictions imposed by environmental licenses in infrastructure projects, as in the case of dredging, may suffer significant reductions in applicability as they are considered as obstacles to economic development (Abessa *et al.*, 2019). In contrast, the sustainable management of dredged material is a priority in the legislative and political structural context of countries such as the United States and members of the European Union that foster integrated plans for the planning of port infrastructures, strengthening the concern with the environment, urban ordering and social impacts (Manap and Voulvouliis, 2014, 2015).

Findings of this study suggested that dredging and disposal of the dredged material implies modifications of extremely sensitive environmental components, causing substantial changes in the functioning of marine ecosystems. Although it is an activity with a totally economic bias, it is impossible to disassociate it with the environmental context in which the Port of Santos is inserted, advocating for sustainable port management. Thus, contaminated sediments from dredging operations must be treated with the use of sustainable technologies instead of dumping in confined disposal sites. Complementary studies are urgently needed to find more sustainable alternatives ways to dispose dredged sediments, particularly for those that have some level of contamination (Santos and Sartor, 2019).

It is imperative that decision makers have less detrimental alternatives for sediment management. Innovative research must be carried out with the focus of determining technologies that improve the performance of this activity, so that losses are increasingly mitigated, and dredged sediment is reused as a valuable and no harmful resource (Gustavson *et al.*, 2008).

5. CONCLUSIONS

Dredging is an activity intricately linked to coastal environments since harbour and coastal waterways need periodic dredge for maintenance of navigable waterways to allow continuous traffic flow. Coastal disposal of maintenance dredged material constitutes one of the most important dilemmas in coastal zone management and in some coastal areas represents the major anthropogenic disturbance to socioenvironmental systems.

The elaboration of the degrees of significance allowed an analysis of the impacts by type of affected environment and integrates the main recurring failures in the disposal of the dredged material. Our review of the literature shows that contained aquatic disposal technique presented a higher number of impacts of great significance in the socioeconomic environment. This was pointed out not only by the high load of contaminants associated with dredged sediments, but also the locational alternative for its disposal, conflicting with the different uses of the Santos estuarine system.

Additionally, the selection of an underwater pit in harbour waters leaves an enormous environmental liability in a sensitive ecosystem as an inheritance highlighting the importance of studies to assess environmental impacts in the elaboration of dredging plans.

Port of Santos exemplifies a situation of how important is to have sound science and an integrated approach to dredging management in guiding decision makers actions. Sediments will continue to be dredged so that the largest port of Latin America remains an important transport hub for the country.

It is necessary that dredging projects implement evaluations of effectiveness for management strategies to mitigate the impacts of the disposal, through environmentally friendly and financially viable techniques. It is time to consider dredged sediments as important mineral resources and traded commodities to identify options for the reuse of contaminated materials, or with remnants of contaminants after treatment.

Nevertheless, alternatives should contemplate site-specific evaluations and the natural variability of local conditions. Detailed studies are recommended to in order to plan effective scenarios of dredged sediments management.

6. AUTHOR CONTRIBUTIONS

Lorena Rosa: Design of the work, development of the methodology, collection and analysis of data, writing of the manuscript, Débora

Martins de Freitas: Design of the work, review of data analysis, suggestions and supervision of the work, writing of the manuscript. Both authors contributed to the acquisition of funding, and writing (revision and editing) of the manuscript.

ACKNOWLEDGEMENT

We would like to thank São Paulo Research Foundation (FAPESP) for the full-time scholarship (Process nº. 2018/25809-0) of the first author. We are also grateful to Dr Micheli Duarte de Paula Costa from Deakin University for insightful comments on earlier draft.

REFERENCES

- Abessa D., Famá A. and Buruaem L. (2019). The systematic dismantling of Brazilian environmental laws risks losses on all fronts. *Nature Ecology and Evolution*. 3 (4): 510-511. DOI: 10.1038/s41559-019-0855-9
- Alvarez-Guerra, M., Viguri, J. R., Casado-Martínez, M. C., DelValls, T. Á. (2007). Sediment Quality Assessment and Dredged Material Management in Spain: Part II, Analysis of Action Levels for Dredged Material Management and Application to the Bay of Cádiz. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 3 (4): 539 - 551. DOI: 10.1897/IEAM_2007-016.1
- Andrade, L. F. G., Asmus, M. L., Onetti, J. G., Scherer, M. E. G. (2018). Aplicação da base ecossistêmica na gestão ambiental de portos. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 44: 76-103. DOI: 10.5380/dma.v44i0.54999
- Bach, L., Nielsen, M. H., Bollwerk, S. M. (2017). Environmental Impact of Submarine Rock Blasting and Dredging Operations in an Arctic Harbor Area: Dispersal and Bioavailability of Sediment-Associated Heavy Metals. *Water, Air, Soil Pollution*. 228 (6): 198. DOI: 10.1007/s11270-017-3363-z
- Bemvenuti, C. E., Angonesi, L. G., Gandra, M. S. (2005). Effects of dredging operations on soft bottom macrofauna in a harbor in the Patos Lagoon estuarine region of southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 66 (2a): 413-420. DOI: 10.1590/S1519-69842005000400003
- Bolam, S. G., Barry, J., Bolam, T., Mason, C., Rumney, H.S., Thain, J. E., Law, R. J. (2011). Impacts of maintenance dredged material disposal on macrobenthic structure and secondary productivity. *Marine Pollution Bulletin*. 62 (10): 2230-2245. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.04.012
- Bolam, S. G., Rees, H. L. (2003). Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: A habitat approach. *Environmental Management*. 32 (2): 171-188. DOI: 10.1007/s00267-003-2998-2
- Bolam, S. G., Rees, H. L., Somerfield, P., Smith, R., Clarke, K. R., Warwick, R. M., Atkins, M., Garnacho, E. (2006). Ecological consequences of dredged material disposal in the marine environment: A holistic assessment of activities around the England and Wales coastline. *Marine Pollution Bulletin*. 52 (4): 415-426. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.09.028
- BRASIL. (2012). *Lei N° 12.651, de 25 de Maio de 2012*. In: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm.
- Bridges, T. S., Ells, S., Hayes, D., Mount, D., Nadeau, S. C., Palermo, M. R., Patmont, C., Schroeder, P. R. (2008). The Four Rs of Environmental Dredging: Resuspension, Release, Residual, and Risk. *Environmental Laboratory*. US Army Corps of Engineers
- Bridges, T. S., Gustavson, K. E., Schroeder, P., Ells, S. J., Hayes, D., Nadeau, S. C., Palermo, M. R., Patmont, C. (2010). Dredging Processes and Remedy Effectiveness : Relationship to the 4 Rs of Environmental Dredging. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 6 (4): 619-630. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.06.006
- Buruaem, L. M., de Castro, I. B., Hortellani, M. A., Taniguchi, S., Fillmann, G., Sasaki, S. T., Varella Petti, Mô. A., Sarkis, J. E. de S., Bícego, M. C., Maranho, L. A., Davanso, M. B., Nonato, E. F., Cesar, A., Costa-Lotufo, L. V., Abessa, D. M. de S. (2013). Integrated quality assessment of sediments from harbour areas in Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 130: 179-189. DOI: 10.1016/j.ecss.2013.06.006
- Cesar, A., Lia, L. R. B., Pereira, C. D. S., Santos, A. R., Cortez, F. S., Choueri, R. B., De Orte, M. R., Rachid, B. R. F. (2014). Environmental assessment of dredged sediment in the major Latin American seaport (Santos, São Paulo - Brazil): An integrated approach. *Science of The Total Environment*. 497-498: 679-687. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.08.037
- Chen, C. F., Chen, C. W., Ju, Y. R., Kao, C. M., Dong, C. D. (2018). Impact of disposal of dredged material on sediment quality in the Kaohsiung Ocean Dredged Material Disposal Site, Taiwan. *Chemosphere*. 191: 555-565. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.10.091
- CONAMA/MMA (2012). *Resolução nº 454, de 01 de novembro de 2012*. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Ministério do Meio, Conselho Nacional do Meio ambiente. vol. 454, pp. 1-18, Brasília, DF. In: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>
- CPEA, Consultoria, Planejamento e Estudos Ambientais. (2004). *Estudo de impacto ambiental (EIA) - Dragagem do canal de Piaçaguera e gerenciamento dos passivos ambientais*. Cubatão. Não publicado.
- DelValls, T. A., Andres, A., Belzunce, M. J., Buceta, J. L., Casado-Martinez, M. C., Castro, R., Riba, I., Viguri, J. R., Blasco, J. (2004). Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 23 (10-11): 819-828. DOI: 10.1016/j.trac.2004.07.014.

- Donázar-Aramendía, I., Sánchez-Moyano, J. E., García-Asencio, I., Miró, J. M., Megina, C., García-Gómez, J. C. (2018). Impact of dredged-material disposal on soft-bottom communities in a recurrent marine dumping area near to Guadalquivir estuary, Spain. *Marine Environmental Research.* 139: 64-78. DOI: 10.1016/j.marenvres.2018.05.010
- Fredette, T. J. (2006). Why confined aquatic disposal cells often make sense. *Integrated environmental assessment and management.* 2 (1): 35-38. DOI: 10.1002/ieam.5630020107
- Freitas, M. C. de, Vieira, R. H. S. dos F., Araújo, M. E. de. (2009). Impact of the construction of the harbor at pecém (Ceará, Brazil) upon reef fish communities in tide pools. *Brazilian Archives of Biology and Technology.* 52 (1): 187-195. DOI: 10.1590/S1516-89132009000100024
- FRF, Fundação Ricardo Franco, 2008. *Estudo de impacto ambiental (EIA) Dragagem de aprofundamento do canal de navegação e bacias de evolução do Porto Organizado de Santos - São Paulo.* Cap. 10, 39p. Santos. Não publicado.
- Frohlich, M. F., Naspolini, B. F., Jr, I. V. (2015). A evolução do processo de avaliação e gerenciamento de material relacionado às atividades de dragagem no Brasil: Uma análise comparativa entre as Resoluções CONAMA nº 344/04 e nº 454/12. Engenharia Sanitária e Ambiental. 20 (1): 131-140. DOI: 10.1590/S1413-41522015020000123410
- Goes Filho, H. de A. (2004). *Dragagem e Gestão de Sedimentos.* 162p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Não publicado.
- Gupta, A. K., Gupta, S. K., Patil, R. S. (2005). Environmental management plan for port and harbour projects. *Clean Technologies and Environmental Policy.* 7 (2): 133-141. DOI: 10.1007/s10098-004-0266-7
- Gustavson, K. E., Burton G. A., Francinges N. R., Reible D. D., Vorhees D. J., Wolfe, J. R. (2008). Evaluating the effectiveness of contaminated-sediment dredging. *Environmental Science and Technology.* 42(14): 5042-5047. DOI: 10.1021/es087185a
- Hostin, L. M., Sandrini-Neto, L., Oliveira, V. M. (2007). Associações Macrofaunais em Áreas Sujeitas à Dragagem Do Complexo Estuarino De Paranaguá (CEP). *Dragagens Portuárias No Brasil.* Governo do Estado do Paraná; SEMA/PR. 288-299.
- IADC, International Association of Dredging Companies. (2018). *Dredging in Figures 2017.* 1-13. In: <https://www.iadc-dredging.com/publication/dredging-figures-2017/>
- Izadi N., Ataei P., Karimi-Gougheri H. and Norouzi A. (2019). Environmental Impact Assessment of Construction of Water Pumping Station in Bacheh Bazar Plain: A Case from Iran. *EQA - International Journal of Environmental Quality.* 35: 13-32. DOI: 10.6092/issn.2281-4485/8890
- Leopold, L. B., Clarke F. E., Hanshaw, B.B., Balsley, J. R. (1971). A Procedure for Evaluating Environmental Impact in Geological. US Geological Survey Circular. 645, USGS, Washington DC.
- Manap, N., Voulvoulis, N. (2016). Data analysis for environmental impact of dredging. *Journal of Cleaner Production.* 137: 394-404. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.07.109
- Manap, N., Voulvoulis, N. (2015). Environmental management for dredging sediments - The requirement of developing nations. *Journal of Environmental Management.* 147: 338-348. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.09.024
- Marmin, S., Dauvin, J. C., Lesueur, P. (2014). Collaborative approach for the management of harbour-dredged sediment in the Bay of Seine (France). *Ocean and Coastal Management.* 102: 328-339. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2014.10.012
- Marmin, S., Lesueur, P., Dauvin, J. C., Samson, S., Tournier, P., Gallicher Lavanne, A., Dubrule-Brunaud, C., Thouroude, C. (2016). An experimental study on dredge spoil of estuarine sediments in the bay of seine (France): A morphosedimentary assessment. *Continental Shelf Research.* 116: 89-102. DOI: 10.1016/j.csr.2016.01.010
- Mavroulidou M., Hughes S. J. and Hellawell E. E. (2007). Developing the interaction matrix technique as a tool assessing the impact of traffic on air quality. *Journal of Environmental Management.* 84(4): 513-522. DOI: 10.1016/j.jenvman.2006.07.002
- Méar, Y., Poizot, E., Murat, A., Beryouni, K., Baux, N., Dauvin, J. C. (2018). Improving the monitoring of a dumping site in a dynamic environment. Example of the Octeville site (Bay of Seine, English Channel). *Marine Pollution Bulletin.* 129(2): 425-437. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.10.011
- Porto de Santos. *Mensário Estatístico do Porto de Santos* (2020). <https://www.portodesantos.com.br/relacoes-com-o-mercado/estatisticas/mensario-estatistico/>
- Mirsanjari, M. M., Zarekare, A., and Ghorbani, S. (2013). Environmental impact assessment of ecotourism site's values. *Advances in Environmental Biology.* 248-253.
- Moreira, I. V. D. (1985). Avaliação de Impacto Ambiental - AIA. *Rio de Janeiro, FEEMA.*
- Oen, A. M. P., Pettersen, A., Eek, E., Glette, T., Brooks, L., Breedveld, G. D. (2017). Monitoring chemical and biological recovery at a confined aquatic disposal site, Oslofjord, Norway. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 36 (9): 2552-2559. DOI: 10.1002/etc.3794
- Paipai, E. (2003). Beneficial uses of dredged material: Yesterday, today and tomorrow. *Terra Aqua.* (92): 3-12.
- Parizotti, T. D., Cattani, A. P., Santos, L. D. O., Ferreira, T. L., Spach, H. L. (2015). Influência das atividades de dragagem sobre a ictiofauna do complexo estuarino de Paranaguá, Estado do Paraná. *Arquivos de Ciência do Mar.* 48(2): 19-31. DOI: <https://doi.org/10.32360/acmar.v48i2.5832>
- Pion, L. M., Bernardino, J. C. M. (2018). Dredging Volumes Prediction for the Access Channel of Santos Port Considering Different Design Depths. *TransNav, the International Journal on Marine Navigation*

- and Safety of Sea Transportation.* 12 (3): 505-514. DOI: 10.12716/1001.12.03.09
- PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. (2019). *Projeto Conservação e uso sustentável efetivos de ecossistemas manguezais no Brasil.* In: <https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/projects/projeto-manguezais.html>.
- Quiala, Y., Trujillo, H., Moreno, H. (2015). Evaluación de impacto ambiental al proyecto de dragado Marina Periquillo cayo Las Brujas. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental.* 36 (2): 17-30.
- Regoli, F., Pellegrini, D., Winston, G. W., Gorbi, S., Giuliani, S., Virno-Lamberti, C., Bompadre, S. (2002). Application of biomarkers for assessing the biological impact of dredged materials in the Mediterranean: the relationship between antioxidant responses and susceptibility to oxidative stress in the red mullet (*Mullus barbatus*). *Marine Pollution Bulletin.* 44 (9): 912-922. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00120-0
- Roberts, D. A. (2012). Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environment International.* 40 (1): 230-243. DOI: 10.1016/j.envint.2011.11.013
- Sajjadi S. A., Aliakbari Z., Matlabi M., Biglari H. and Rasouli S. S. (2017). Environmental impact assessment of Gonabad municipal waste landfill site using Leopold Matrix. *Electronic physician.* 9(2): 3714-3719. DOI: 10.19082/3714
- Santos, E. L., Giordano, F., Harkot, P. G., Gago, E. G. (2017). Parecer técnico. *Análise sobre o processo de licenciamento ambiental da UDC - Unidade de Disposição Confinada (Cava subaquática), dragagem e disposição de sedimentos contaminados em UDC e sua interferência no ambiente estuarino.* Ecel Ambiental, 25p., Santos. Não publicado
- Santos, E. L., Sartor, S. (2019). Parecer técnico. *Referência Informação Técnica CETESB 003/19/I.* Ecel Ambiental, 32p., Santos. Não publicado.
- Da Silva, O. R., Gomes, M. de B. M. (2015). Impactos das atividades portuárias no sistema estuarino de Santos. *Revista Metropolitana de Sustabilidade.* 2 (2): 64-81.
- Silva Junior, D. R. da, Santos, S. R., Travassos, M., Vianna, M. (2012). Impact on a fish assemblage of the maintenance dredging of a navigation channel in a tropical coastal ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography.* 60 (1): 25-32. DOI: 10.1590/S1679-87592012000100003
- Simonini, R., Ansaldi, I., Cavallini, F., Graziosi, F., Iotti, M., Massamba N'Siala, G., Mauri, M., Montanari, G., Preti, M., Prevedelli, D. (2005). Effects of long-term dumping of harbor-dredged material on macrozoobenthos at four disposal sites along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin.* 50 (12): 1595-1605. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.06.031
- Sousa, E. C. P. M., Abessa, D. M. S., Bauer R. F. R., Gasparro, M. R., Zaroni, L. P. (2007). Ecotoxicological assessment of sediments from the Port of Santos and the disposal sites of dredged material. *Brazilian Journal of Oceanography.* 55 (2): 75-81. DOI: 10.1590/S1679-87592007000200001
- Sousa R. N., Veiga M. M., Meech J., Jokinen J. and Sousa A. J. (2011). A simplified matrix of environmental impacts to support an intervention program in a small-scale mining site. *Journal of Cleaner Production.* 19(6-7): 580-587. DOI: 10.1016/j.jclepro.2010.11.017
- Su, S. H., Pearlman, L. C., Rothrock, J. A., Iannuzzi, T. J., Finley, B. L. (2002). Potential long-term ecological impacts caused by disturbance of contaminated sediments: A case study. *Environmental Management.* 29 (2): 234-249. DOI: 10.1007/s00267-001-0005-3
- Todd, V. L. G., Todd, I. B., Gardiner, J. C., Morrin, E. C. N., MacPherson, N. A., DiMarzio, N. A., Thomsen, F. (2015). A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *ICES Journal of Marine Science.* 72 (2): 328-340. DOI: 10.1093/icesjms/fsu187
- Torres, R. J., Abessa, D. M. S., Santos, F. C., Maranho, L. A., Davanso, M. B., do Nascimento, M. R. L., Mozeto, A. A. (2009). Effects of dredging operations on sediment quality: contaminant mobilization in dredged sediments from the Port of Santos, SP, Brazil. *Journal of Soils and Sediments.* 9 (5): 420-432. DOI: 10.1007/s11368-009-0121-x
- Valizadeh S. and Hakimian H. (2019). Evaluation of waste management options using rapid impact assessment matrix and Iranian Leopold matrix in Birjand, Iran. *International Journal of Environmental Science and Technology.* 16(7): 3337-3354. DOI: 10.1007/s13762-018-1713-z
- Vivan, J. M., Di Domenico, M., de Almeida, T. C. M. (2009). Effects of dredged material disposal on benthic macrofauna near Itajaí Harbour (Santa Catarina, South Brazil). *Ecological Engineering.* 35 (10): 1435-1443. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.06.005
- Wasim, J., Hasan, A. K. M., Nine, J. (2017). Challenges in Developing a Sustainable Dredging Strategy. *Procedia Engineering.* 194: 394-400. DOI: 10.1016/j.proeng.2017.08.162
- Wasserman, J. C., Wasserman, M. A.V., Barrocas, P. R. G., Almeida, A. M. (2016). Predicting pollutant concentrations in the water column during dredging operations: Implications for sediment quality criteria. *Marine Pollution Bulletin.* 108 (1-2): 24-32. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.005
- Wenger, A. S., Rawson, C. A., Wilson, S., Newman, S. J., Travers, M. J., Atkinson, S., Browne, N., Clarke, D., Depczynski, M., Erftemeijer, P. L. A., Evans, R. D., Hobbs, J. P. A., McIlwain, J. L., McLean, D. L., Saunders, B. J., Harvey, E. (2018). Management strategies to minimize the dredging impacts of coastal development on fish and fisheries. *Conservation Letters.* 11 (5): 1-10. DOI: 10.1111/conl.12572
- Zheng, Z. J., Lin, M. Y., Chiueh, P. T., and Lo, S. L. (2019). Framework for determining optimal strategy for sustainable remediation of contaminated sediment: A case study in Northern Taiwan. *Science of The Total Environment.* 654: 822-831. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.152

HIDRODINÂMICA DA BAÍA DO LOBITO. PARTE I - CORRENTES DE MARÉ

António Evaristo^{1,2}, Lígia Pinto^{@ 1}, Isabella Ascione Kenov^{1,3}, Ramiro Neves^{1,4}

RESUMO: Este trabalho descreve o estudo das correntes de maré na Baía do Lobito, Angola, utilizando um modelo de malha fina para o interior da Baía encaixado num modelo de maior escala para a região continental adjacente, de forma a impor a maré a partir dos resultados do modelo FES2004. Foi utilizado um modelo 2D, integrado na vertical, para calcular o escoamento de maré e um modelo 3D baroclinico para estudar o efeito do vento e da estratificação termohalina. Neste artigo – Parte I do trabalho - é descrito o escoamento de maré: escoamento transiente, escoamento residual e o contributo da maré para os tempos de residência. Os resultados do modelo são validados comparando os níveis calculados com dados maregráficos reconstituídos a partir da análise harmônica de níveis medidos no interior da Baía. O modelo mostra velocidades muito baixas, com velocidades transientes da ordem dos cm/s e velocidades residuais da ordem dos mm/s. O escoamento residual devido à maré é dominado por dois grandes vórtices, ocupando cada um deles cerca de metade da baía. Os níveis medidos e calculados são semelhantes, mostrando que a condição de maré imposta (FES2004) na fronteira do modelo é adequada e que a maré no interior da baía está representada corretamente. Os tempos de residência excessivos - da ordem de meses - obtidos nas simulações sugerem que a estratificação das correntes é determinante para a renovação da água da baía. Efetivamente é essa a conclusão da Parte II deste trabalho.

Palavras-chave: modelo hidrodinâmico, correntes de maré, velocidade residual, tempo residência, Baía do Lobito, Angola.

ABSTRACT: This paper describes the study of tidal currents in Lobito Bay, Angola, using a fine mesh model for the interior of the Bay embedded in a larger scale model for the adjacent continental region, in order to impose the tide from the FES2004 model results. A 2D model integrated vertically was used to calculate the tidal flow and a baroclinic 3D model to study the effect of wind and thermohaline stratification. This article - Part I of the work - describes the tidal flow: transient flow, residual flow and the contribution of the tide to the residence time. The results of the model are validated by comparing the calculated levels with tidal levels data reconstituted from harmonic analysis of measured levels within the Bay. The model shows very low speeds, with transient speeds of the order of cm/s and residual speeds of the order of mm/s. Residual flow due to the tide is dominated by two large eddies, occupying each of them about half the bay. The measured and calculated levels are similar, showing that the imposed tide condition (FES2004) on the model boundary is adequate and that the tide propagation inside the bay is represented correctly. Excessive residence times - of the order of months - obtained in simulations suggest that the stratification dominate bay water renewal. Indeed, this is a conclusion of Part II of this work.

Keywords: hydrodynamic model, tidal current, residual velocity, residence time, Baía do Lobito, Angola.

@ Corresponding author: ligia.pinto@tecnico.ulisboa.pt

1 MARETEC–Marine, Environment and Technology Centre, Instituto Superior Técnico, LARSyS, Universidade de Lisboa

2 evaristoleao@yahoo.com.br

3 isabella.ascione@tecnico.ulisboa.pt

4 ramiro.neves@tecnico.ulisboa.pt

1. INTRODUÇÃO

A Baía do Lobito, em Angola, é um sistema semifechado com cerca de 4 km de comprimento e 2 km de largura em cuja envolvente estão instaladas zonas urbanas (cidade do Lobito), zonas de turismo (Restinga), zonas industriais e um porto. Estas atividades exercem pressões sobre a qualidade da água da baía cujos impactes dependem da hidrodinâmica e especialmente do tempo de residência da água no seu interior, conhecimento fundamental para a gestão ambiental do sistema no presente quadro de crescimento demográfico e industrial que se regista na região.

As velocidades no interior da baía são baixas, o que lhe confere características muito favoráveis à atividade portuária. Os campos de velocidade no interior da baía são mal conhecidos, limitando-se os dados de campo existentes às características da maré. A modelação matemática pode por isso desempenhar um papel fundamental no estudo da hidrodinâmica do sistema, dando uma primeira ideia das correntes e dos processos de transporte, informação que poderá ser utilizada para orientar trabalhos de campo futuros.

Em termos de modelação do sistema, as marés e a hidrodinâmica de grande escala são fornecidas por modelos globais (e.g., FES2004 para a maré e CMEMS para as correntes de densidade e distribuições de temperatura e de salinidade). O refinamento destas soluções através de um processo de *downscaling* é a forma mais rápida e mais económica de conhecer os processos de transporte no interior da Baía do Lobito e os fatores que a influenciam.

A importância relativa dos processos responsáveis pela hidrodinâmica da baía podem ser identificados através da

simulação independente da maré, do vento e da densidade. O vento atua na superfície livre e associado à estratificação vertical de densidade acentua o carácter baroclinico do escoamento e por isso deve ser simulado por um modelo tridimensional.

Área de Estudo

A Baía do Lobito situa-se na zona central de Angola – Figura 1 - na costa ocidental da África Austral, entre as latitudes 12°20'S e 13°34'S. A área de estudo é limitada a norte pelo rio Hanha e a sul pelo rio Catumbela. A Baía do Lobito é uma vasta baía natural com uma largura máxima de 2 km e profundidade média da ordem dos 18 m e limitada a oeste por uma restinga de 4 km de comprimento.

No interior da baía está localizado o Porto do Lobito que, com um terminal para minério e um terminal comercial, é o segundo mais importante de Angola e deverá crescer como consequência da entrada em funcionamento de uma refinaria (da SONAREF) em fase construção, embora esta venha a ser equipada com um emissário submarino para descarga direta no mar. Na zona circundante da baía está localizada a cidade do Lobito com cerca de 1 milhão de habitantes, cujo sistema de saneamento tem dois pontos principais de descarga, um situado no interior da baía e outro localizado no mar a sul da baía. A zona industrial em redor da baía inclui um terminal de produtos petrolíferos e estaleiros de construção e reparação naval e ainda indústria metalomecânica de apoio à exploração de petróleo offshore.

Morfologicamente a região inclui dois segmentos principais: uma faixa de falésia entre o rio Hanha e a embocadura da restinga e uma costa arenosa, com cerca de 20 km, desde o extremo norte da restinga até ao rio Catumbela, cuja metade norte é usada como zona balnear. O rio Catumbela é a principal

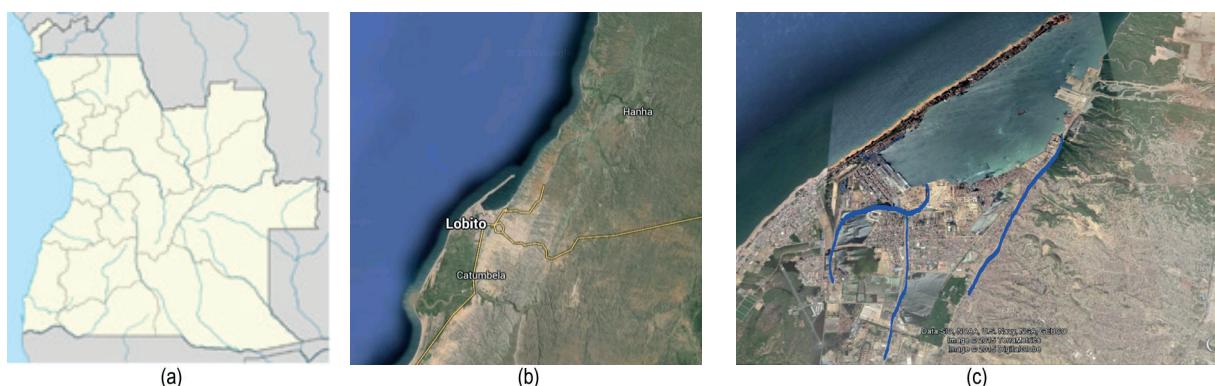


Figura 1. Localização da Baía do Lobito em Angola. A parte (c) identifica as entradas de água doce na Baía e a parte (b) mostra a zona húmida na foz do rio Catumbela, a sul da Baía do Lobito.

fonte de água doce, de nutrientes e de sedimentos na região formando um pequeno delta junto à sua foz. O rio Hanha é uma fonte importante de água de rega, sendo o caudal na foz baixo na época de estiagem, o que permite o seu fecho natural por uma língua de areia durante esse período. No interior da baía as descargas urbanas e industriais diretas ou através dos canais, representados na Figura 1(c) são uma pressão importante sobre a qualidade da água devido aos tempos de residência elevados.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Marés

Para a área em estudo existem dados horários de nível medidos ao longo de um ano (1972/73) - numa estação maregráfica localizada no extremo do cais da capitânia do Porto do Lobito ($12^{\circ}20'S; 13^{\circ}33,5'E$) disponíveis na base de dados do British Oceanographic Data Centre (<https://www.bodc.ac.uk/>). As constituintes harmónicas da maré foram obtidas por análise harmónica destes dados utilizando o programa em Matlab T-Tide (Foreman, 1978) e são apresentadas na Tabela 1. A Tabela 1 mostra que as componentes M_2 , S_2 , N_2 e K_1 são as mais importantes, somando as respetivas amplitudes cerca de 0,75 m. As marés vivas médias (M_2 , S_2) têm amplitude de cerca de 1,2 m e as marés mortas médias têm cerca de 0,6 m, o que significa que as velocidades do escoamento são bastante diferentes em cada regime de maré.

Tabela 1. Amplitude e fase das componentes da maré obtidas.

| Constituinte de maré | Frequência (graus/h) | Amplitude (m) | Fase (°) |
|----------------------|----------------------|---------------|----------|
| Q1 | 13,3987 | 0,0064 | 356,2 |
| O1 | 13,9430 | 0,0114 | 47,2 |
| K1 | 15,0411 | 0,0657 | 190,1 |
| N2 | 28,4397 | 0,0948 | 81,6 |
| M2 | 28,9841 | 0,4549 | 84,7 |
| L2 | 29,5285 | 0,0106 | 73,1 |
| S2 | 30,0 | 0,1463 | 97,6 |
| M03 | 42,9271 | 0,0031 | 73,0 |
| MK3 | 44,0252 | 0,0002 | 269,3 |
| MN4 | 57,4238 | 0,003 | 158,1 |
| MS4 | 58,9841 | 0,0064 | 244,5 |
| MK4 | 38,2947 | 0,0022 | 255,3 |

2.2. Correntes

No interior da baía, não existem registos de medições de velocidade e o padrão de circulação é mal conhecido. Ao largo de Angola a circulação geral é, no entanto, bem conhecida da comunidade científica internacional. A Figura 2 mostra três imagens publicadas descrevendo a circulação na região. A parte (a) Stramma e England (1999) põe em evidência o “Giro de Angola”, por vezes designado por “Domo de Angola” limitado a sul pela corrente de Benguela e a norte pela Corrente Equatorial Sul, que associada a este giro forma a corrente de Angola. A parte (b) da figura mostra o escoamento local calculado por Juliano e Alves (2007) utilizando um modelo geostrófico. A figura mostra maior detalhe do campo de velocidades, mostrando as mesmas correntes e a presença do domo. A parte (c) da figura Schneider et al. (1996) mostra também a circulação de forma esquemática, mostrando também a localização da frente “Angola-Benguela” ABF e um domo com localização semelhante à de Juliano e Alves (2007). Esta parte (c) indica ainda a presença de uma contracorrente costeira, consistente com a existência de afloramento costeiro associado aos ventos alíseos.

Na região situada entre $5^{\circ}S$ e $13^{\circ}S$, a circulação é condicionada pelo efeito conjugado do upwelling forçado pelo vento e do downwelling induzido pelo “Domo de Angola”. Quanto mais intensa for a circulação do “Domo de Angola” mais quente é a água costeira entre a Ponta do Morro e Quicombo/Lobito e mais costeira é a corrente de Angola. Os períodos de afloramento costeiro mais intenso resultam no afastamento da costa da corrente de Angola. Isto é, mesmo circulando para sul, a corrente de Angola torna-se mais oceânica do que costeira, tendo como limite litoral neste período o talude da plataforma continental (Sangolay, 2004).

2.3. Ventos

Na região oceânica, o sistema de ventos é dominado por ventos de sul durante a maior parte do ano, sendo os ventos de norte quase inexistentes. A Figura 3 mostra a climatologia dos ventos na região. São apresentados campos médios mensais para os meses de janeiro, abril e setembro medidos por satélite. As figuras põem em evidência a dominância dos ventos de sul, com rotação para Oeste na zona do Lobito onde esta é a direção dominante, e enfraquecimento no mês de setembro. Na zona onde ocorre o “Domo de Angola” as velocidades são mais baixas (até 10 m/s), sendo ainda mais baixas junto à costa. Velocidades mais elevadas ocorrem na zona da corrente de Benguela onde a velocidade média mensal é da ordem dos 15 m/s.

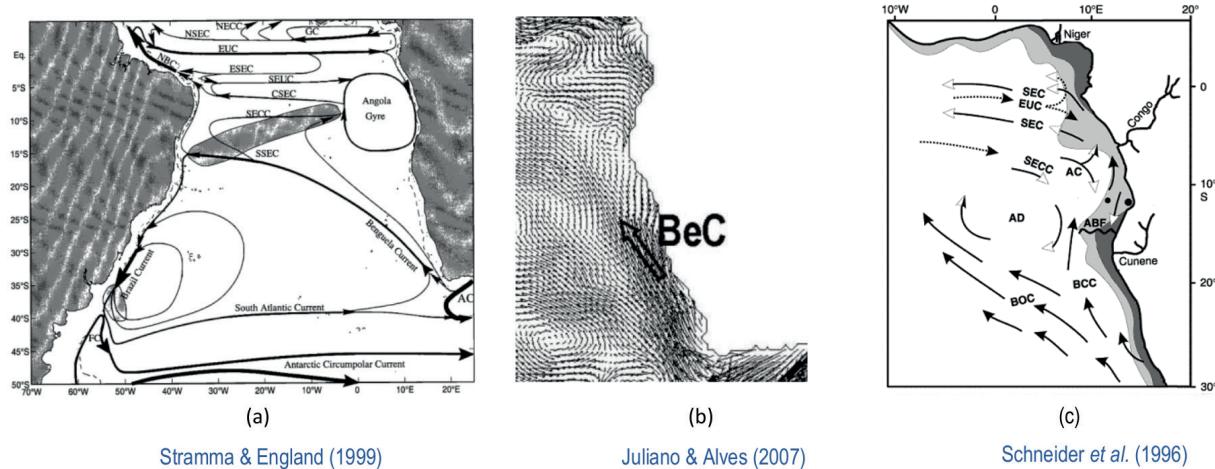


Figura 2. Correntes oceânicas ao largo de Angola de acordo com os autores indicados em cada uma delas. Todas as figuras mostram a corrente de Benguela a Sul (BC) e a Corrente Equatorial Sul (SEC) a norte, e o Domo de Angola (AD) na zona central formada pela ação conjunta destas duas correntes.

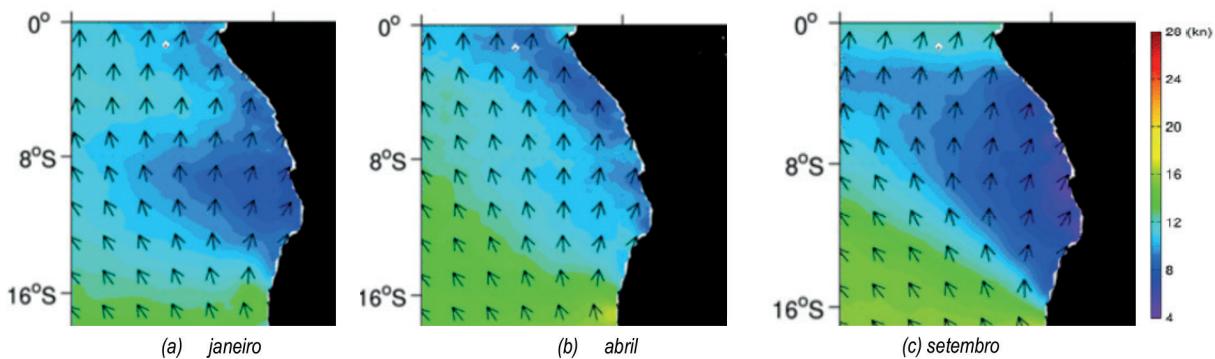


Figura 3. VENTOS: Climatologia mensal obtida a partir de ventos medidos por satélite no âmbito do programa “Climatology of global ocean winds (cogow)”, http://cioss.coas.oregonstate.edu/cogow/1101/23_one_x_one.html em Janeiro, Abril e Setembro.

2.4 Sistema de modelação MOHID Water

Neste capítulo, é feita uma breve descrição do modelo MOHID e da sua implementação no sistema em estudo, que inclui a construção da batimetria e a definição das descargas e dos forçamentos atmosférico e de maré.

O MOHID (www.mohid.com) é um sistema de modelação de sistemas aquáticos cujo desenvolvimento foi iniciado no Centro de Ambiente e de Tecnologias Marítimas (MARETEC) no Instituto Superior Técnico (IST), da Universidade de Lisboa, em Portugal. A estrutura modular do sistema é descrita em Neves (2013) e permite o uso de diferentes tipos de equações, de métodos numéricos e o uso de formulações alternativas para a simulação de processos biogeoquímicos, que estão agrupados em dois subsistemas: MOHID Water e o MOHID Land. No presente trabalho utilizou-se

o MOHID Studio (www.actionmodulers.pt) como interface gráfica para implementar o modelo e na exploração dos resultados.

Neste trabalho é utilizado o sistema MOHID Water que é aplicável em ambientes com superfície livre (oceânicos, costeiros, estuarinos ou albufeiras). Este sistema tem sido aplicado em Portugal e em outras áreas do mundo. São exemplos de aplicação em zonas costeiras a aplicação no estuário do Gironde (Cancino e Neves, 1998), na Ria de Vigo em Espanha (Taboada et al., 1998), no estuário do Sado (Martins et al., 2001), na Ria de Aveiro (Vaz et al., 2005), na Lagoa de Óbidos em Portugal (Malhadas et al., 2010), no Estuário do Tejo, Vaz et al (2015), na zona costeira de Sines (Salgueiro et al, 2015) na margem da Ocidental Europeia (Coelho et al., 1999) no Arquipélago de Cabo Verde (Gomes et al., 2015). Em Mateus e Neves (2013) é feita uma compilação de aplicações do modelo MOHID.

O Módulo de hidrodinâmica é o núcleo central do sistema de modelação MOHID Water e pode ser utilizado em modo bidimensional (2D) ou tridimensional (3D). No estudo de maré descrito neste texto o modelo foi aplicado com uma configuração 2D e as equações correspondentes são:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \eta}{\partial t} + \left[\frac{\partial}{\partial x} (\mu D) + \frac{\partial}{\partial y} + (\nu D) \right] = 0 \\ \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} - fv = -g \frac{d\eta}{dn} + \\ \left[\frac{d}{dx} (\mu \frac{\partial u}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (\mu \frac{\partial u}{\partial y}) \right] - t^x \\ \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} - fu = -g \frac{d\eta}{dy} + \\ \frac{d}{dx} (\mu \frac{\partial v}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (\mu \frac{\partial v}{\partial y}) - t^y \end{aligned}$$

em que η representa a elevação da superfície livre acima do zero hidrográfico, $D=h+\eta$ a altura total da coluna de água e h a profundidade medida em relação ao zero hidrográfico, μ e v as componentes horizontais de velocidade nas direções x e y respectivamente, f o parâmetro de Coriolis, função da latitude, μ o coeficiente de viscosidade horizontal e t^x e t^y as tensões de corte devidas ao vento e ao atrito de fundo nas direções x e y , respectivamente.

2.4.1. Batimetria e malha de cálculo

A batimetria é um dos fatores que mais influência a circulação de água e consequentemente as suas propriedades. Os dados batimétricos utilizados neste estudo tiveram como base a carta

nº227 do I.G.C. de Angola de onde foram retiradas as linhas isobáticas. A batimetria utilizada nas simulações foi obtida por interpolação triangular dos dados batimétricos (Figura 4). A malha construída tem um espaçamento que varia entre 50 m e 1 km na direção x e 200 m e 1 km na direção y (Figura 4) de modo a obter a máxima resolução na Baía do Lobito, objeto principal do presente estudo. A informação da linha de costa utilizada foi retirada do Google Earth.

2.4.2. Condições de Fronteira

O modelo hidrodinâmico 2D necessita de dados de maré na fronteira aberta, de dados de vento na superfície livre e das descargas dos rios, dependendo o papel destas últimas na hidrodinâmica do valor do caudal e da geometria na região da embocadura. Nesta aplicação foi considerada só a descarga do rio Catumbela. O seu papel é secundário na hidrodinâmica calculada pelo modelo 2D, mas é importante em termos de transporte de sedimentos e de qualidade da água (estes processos não foram simulados neste trabalho, mas deverão fazer parte de trabalhos subsequentes e por isso o seu efeito está incluído na hidrodinâmica).

Os dados de maré na fronteira aberta foram obtidos a partir dos resultados do modelo FES 2004. Destes foram extraídas 25 componentes harmónicas: SSA, Q1, O1, P1, K1, 001, EPS2, 2N2, MU2, N2, NU2, M2, L2, S2, K2, M03, M3, SK3, MN4, M4, MS4, MK4, S4, 2MS6 ao longo da fronteira aberta que, por interpolação, foram usadas para reconstruir a maré em todos os pontos de fronteira aberta.

Os dados de vento foram obtidos no site do ECMWF (European Centre for Medium-Range Weather Forecast). Com base nestes campos de vento foram calculados valores médios mensais para todo o domínio (Tabela 2).

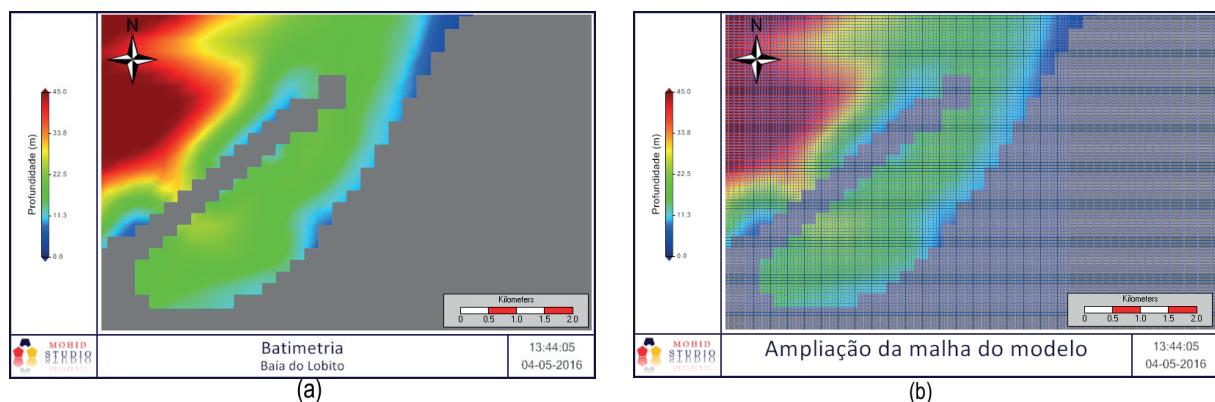


Figura 4. Batimetria da área de estudo da Baía do Lobito (a) e malha de cálculo do modelo regional e do modelo da baía (b).

Tabela 2. Valores médios mensais do vento no domínio do modelo.

| Mês | Componente Este - Oeste (m/s) | Componente Sul - Norte (m/s) |
|-----------|-------------------------------|------------------------------|
| Janeiro | 2,00 | 1,12 |
| Fevereiro | 1,89 | 1,38 |
| Março | 1,49 | 1,44 |
| Abril | 1,37 | 1,93 |
| Maio | 1,49 | 2,56 |
| Junho | 1,48 | 1,98 |

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos. É analisada da consistência dos padrões dos campos de velocidades obtidos e é feita a validação dos níveis de maré por comparação com os níveis obtidos a partir das constituintes harmónicas dos dados do marégrafo.

São apresentados resultados em dois cenários, um considerando exclusivamente o forçamento de maré e outro considerando a maré e o vento. A simulação hidrodinâmica do modelo 2D foi efetuada para um período de 12 meses (2011/01/03 – 2011/12/31). As diferenças devidas ao vento são pequenas por estarem integradas na vertical – o modelo é 2D – e por a baía ser de pequena dimensão e por isso o *fetch* ser pequeno.

3.1. Análise dos níveis de maré

A Figura 5 mostra uma comparação entre os níveis reconstituídos a partir das constituintes harmónicas obtidas por análise harmónica dos dados de campo medidos em 1972/73 e o resultado do modelo. As duas séries temporais são muito

semelhantes, o que mostra que o modelo está a calcular bem a propagação de maré desde a fronteira aberta até a baía. Podemos por isso dizer que a malha é adequada à simulação e que a maré é corretamente imposta na fronteira aberta.

A Tabela 3 mostra as amplitudes e fases das constituintes de maré obtidas a partir dos dados de campo e dos resultados do modelo e as diferenças entre elas. As diferenças entre as amplitudes são da ordem dos mm, o que é consistente com os pequenos desvios observados na Figura 5 entre a série temporal medida e calculada. A diferença de fase entre a componente M2 medida e a calculada são 6 graus, que corresponde a cerca de 12 minutos. As diferenças de fase das componentes de menor amplitude são maiores, mas por via da pequena amplitude introduzem pequenas diferenças no resultado final.

A Figura 6 mostra o nível de maré num ciclo maré-morta, maré viva no interior da baía, mostrando níveis de maré que variam entre 0,5 m e 1,7 m em maré viva varia e entre 0,7 m e 1,55 m em maré morta. Este resultado é uma consequência da pequena amplitude da componente S2 quando comparada com as componentes diurnas (componentes com índice 1 na Tabela 1).

3.2. Campo de velocidades

A Figura 7 mostra os campos de velocidades forçados pela maré respetivamente em enchente (a) e em vazante (b). As intensidades máximas da corrente são da ordem de 5 cm/s e ocorrem na zona da embocadura quer na enchente, quer na vazante. No interior da baía as velocidades são baixas por ser um sistema fechado e no exterior as velocidades são baixas por as profundidades serem elevadas não existindo acidentes topográficos.

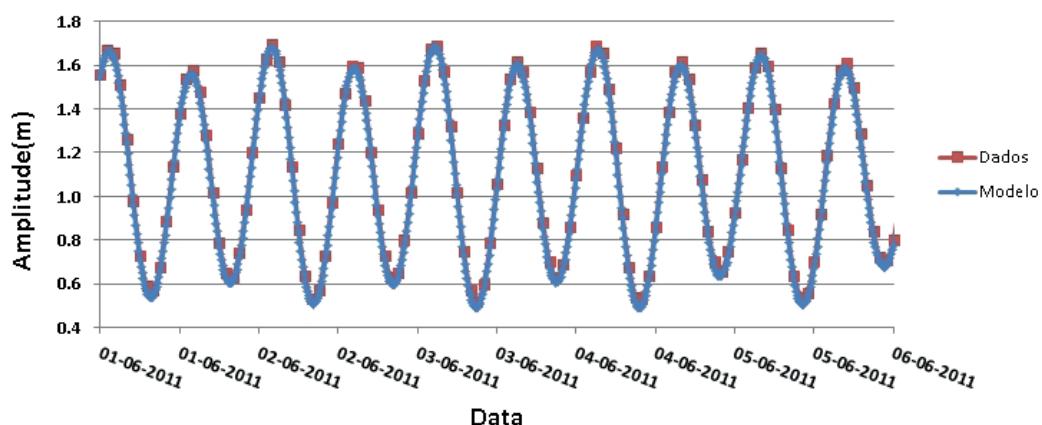


Figura 5. Comparação dos níveis de maré calculados pelo modelo e obtidos a partir das componentes harmónicas medidas no Porto do Lobito.

Tabela 3. Comparação da amplitude e fase das principais constituintes da maré obtidas com os dados e com os resultados do modelo.

| Constituinte Harmônica | Frequência (graus/hora) | Fase (°) | Amplitude dados | Amplitude modelo | Diferença de amplitude (m) | Diferença de fase (°) |
|------------------------|-------------------------|----------|-----------------|------------------|----------------------------|-----------------------|
| O1 | 13,9 | 12,812 | 0,0114 | 0,0122 | -0,0008 | -11,96 |
| K1 | 15,0 | 170,07 | 0,0657 | 0,0685 | -0,0028 | 19,98 |
| M2 | 29,0 | 78,682 | 0,4549 | 0,4551 | 0,0042 | 6,018 |
| S2 | 30,0 | 63,702 | 0,1463 | 0,1421 | 0,0042 | 33,92 |
| MS4 | 58,9 | 219,982 | 0,0064 | 0,0083 | -0,0019 | 24,52 |

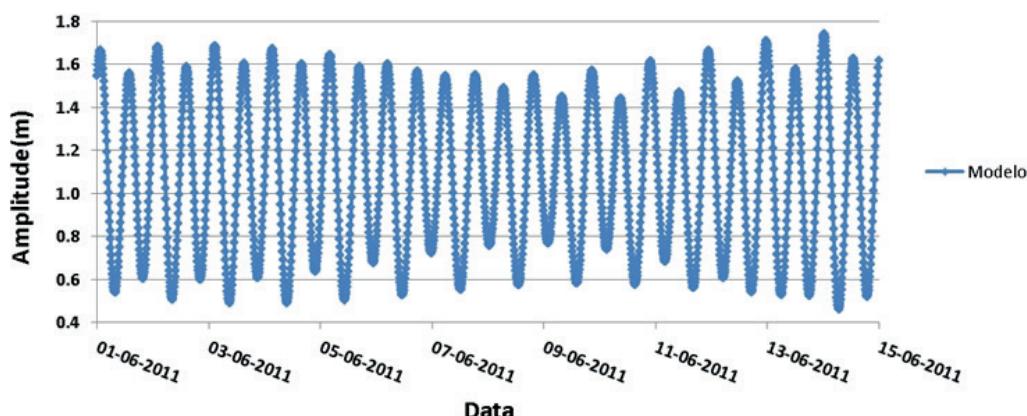


Figura 6. Evolução do nível de maré calculado pelo modelo da Baía do Lobito ao longo de um ciclo de maré viva – maré morta.

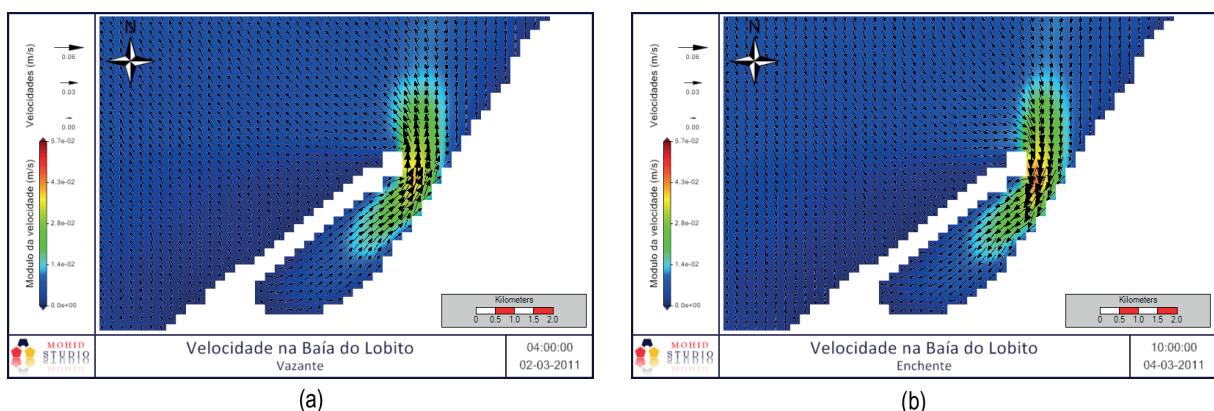


Figura 7. Campo de velocidades na Baía do Lobito em enchente (a) e em vazante (b).

A Figura 8 mostra a circulação residual produzida pela maré e pelo vento em 2D. As velocidades máximas são muito baixas - da ordem de 1 mm/s - o que é consistente com o facto de as velocidades de maré também serem baixas (5 cm/s). O campo de velocidades mostra dois vórtices de maior velocidade na região da embocadura, um do lado de dentro da Baía na metade mais próxima da embocadura e outro no exterior. Ainda no interior da baía é visível um vórtice de menor intensidade que ocupa a metade interior da Baía. O vórtice no exterior é devido ao

jato de vazante que tende a sair alinhado com a restinga e que em seguida é deflectido para a esquerda pelo efeito de coriolis. O primeiro vórtice localizado dentro da baía está associado à curvatura do escoamento de enchente que tem que contornar a ponta da restinga para entrar na baía e ao efeito de coriolis que mantém o escoamento à esquerda, i.e. do lado de terra durante a enchente e do lado da restinga durante a vazante. O segundo vórtice, localizado no interior da baía, está associado à topografia e à deflexão do escoamento que lhe está associada.

A circulação residual fornece informação qualitativa sobre o transporte em escalas de tempo superiores às da maré (dias a meses). O facto de as intensidades do escoamento serem baixas no interior da baía e especialmente de o campo ser dominado por dois vórtices mostra que os produtos descarregados no interior da baía tendem a recircular e por isso tendem a ter tempos de residência elevados. Na metade de jusante da baía os produtos tendem a residir menos tempo porque na zona da embocadura há mistura entre as águas que circulam no vórtice interior e no vórtice exterior. Para melhor compreender a circulação no interior da baía foram calculados os tempos de residência no interior da baía utilizando traçadores lagrangeanos.

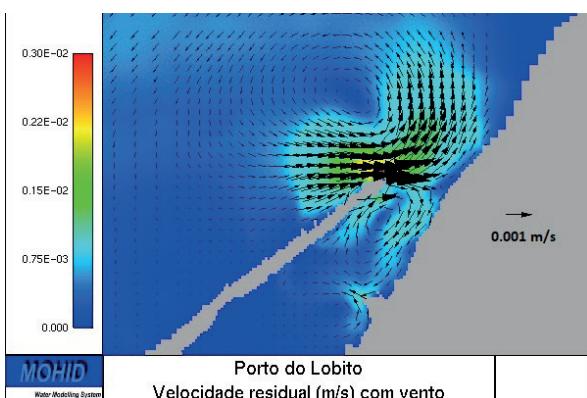


Figura 8. Campos de velocidade residual (em 2D) devida à maré (a) e devida à maré mais o vento (b).

3.3. Tempo de residência

O tempo de residência é definido como o tempo necessário para que um contaminante descarregado no interior de um sistema saia para o exterior. Este tempo é, por conseguinte, equivalente ao tempo de renovação da água do sistema. Experimentalmente

este tempo só pode ser estimado utilizando um traçador. Em estuários a salinidade é um traçador natural (Kenov et al., 2012), mas num sistema como a Baía do Lobito o seu cálculo só pode ser feito numericamente porque os gradientes de salinidade são muito baixos. Neste trabalho foi seguida a metodologia proposta por Braunschweig et al. (2003) baseado no uso de traçadores lagrangeanos e incluído no modelo MOHID. De acordo com este método o tempo de residência é definido como o tempo necessário para expulsar 80% dos traçadores colocados no interior do sistema. Cada traçador tem um volume, definido de tal modo que o somatório dos volumes dos traçadores é igual ao volume total do sistema. O módulo lagrangeano do modelo MOHID permite a divisão do domínio em caixas e permite calcular o tempo de residência da água de cada caixa.

Para a aplicação na Baía do Lobito foram definidas três caixas representadas na Figura 9 (a). O volume total dos traçadores emitidos em cada caixa é igual ao volume da caixa e o volume das três caixas é igual ao volume da baía. A Figura 9 (b) mostra a localização dos traçadores 1 mês depois do início da simulação. A figura mostra que alguns traçadores saíram da baía, mas sobretudo mostra que houve mistura no interior da baía. Os traçadores azuis não são visíveis por questões técnicas. Estes traçadores são representados antes dos verdes e dos vermelhos e por isso ficam “cobertos” na imagem.

Os resultados apresentados foram obtidos com um modelo integrado na vertical e por isso a velocidade dos traçadores é obtida como o somatório da velocidade calculada pelo modelo hidrodinâmico e a componente aleatória não resolvida pelo modelo que foi admitida como sendo da ordem de 10% da velocidade instantânea.

A Figura 10 mostra a evolução temporal da percentagem de traçadores emitidos em cada uma das caixas, que ainda está no interior da baía. A caixa 1 (azul) está localizada no fundo da baía, a caixa 3 (vermelho) na zona da embocadura e a caixa 2

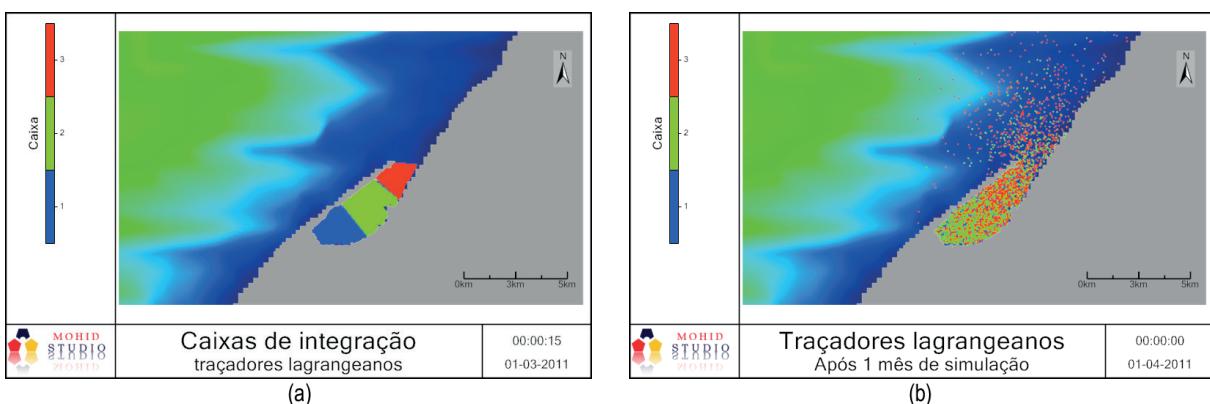


Figura 9. Localização inicial dos traçadores lagrangeanos (a) e depois de 1 mês de simulação (b).

(verde) está localizada entre as outras duas. Consequentemente os traçadores da caixa 3 saem mais rapidamente e os da caixa 1 são os que têm maior tempo de residência. Após um mês de simulação verifica-se que na caixa 1 (linha azul) permanecem cerca de 50% dos traçadores iniciais, na Caixa 2 (linha verde) cerca de 40% e na Caixa 3 (linha vermelha) cerca de 15%, mostrando que só na zona da embocadura é que o tempo de residência seria inferior a 1 mês se a maré fosse o mecanismo dominante de geração de escoamento.

A Figura 11 compara as evoluções temporais das percentagens de traçadores emitidos nas caixas 1 e 3 considerando só maré e (maré+vento). A figura apresenta evoluções muito semelhantes, mostrando que o vento altera pouco os resultados de simulações 2D.

4. CONCLUSÕES

A aplicação do modelo hidrodinâmico bidimensional à Baía do Lobito permitiu simular a propagação da maré e conhecer os

campos de velocidade transiente e residual na baía e região envolvente e estimar os tempos de residência nas diferentes partes da baía. O trabalho permitiu verificar que o forçamento do modelo na fronteira aberta usando resultados do modelo FES2004 é adequado, tendo o modelo reproduzido os níveis de maré reconstituídos a partir das constituintes harmónicas extraídas dos dados maregráficos existentes para o interior da baía. As alturas de maré são inferiores a 1 m, mesmo em maré viva. As componentes mais importantes são as semidiurnas, M2, S2 e N2. A componente diurna mais importante é a K1, com uma amplitude que é cerca de 15% da M2. As correntes de maré são globalmente baixas, atingindo intensidades máximas na zona da embocadura da ordem dos 5 cm/s como consequência da pequena amplitude da maré e sobretudo das pequenas dimensões da baía. Como consequência das baixas intensidades das correntes de maré, também as correntes residuais são de baixa intensidade (da ordem de 1 mm/s). No interior da baía existem dois vórtices residuais cada um deles ocupando sensivelmente metade da Baía. Como consequência, se a maré fosse o principal mecanismo de forçamento do

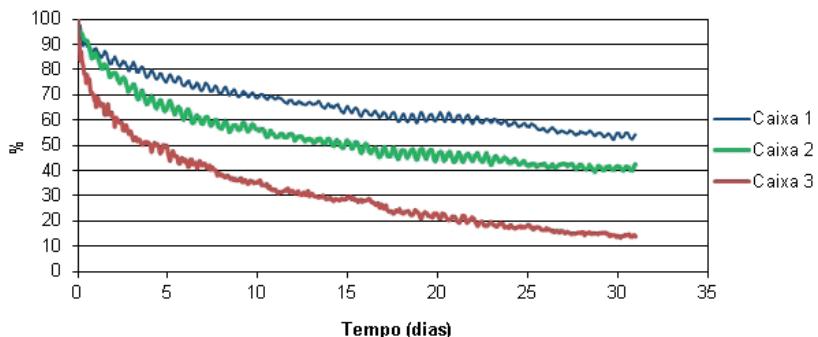


Figura 10. Evolução temporal da percentagem de traçadores emitidos em cada uma das caixas que ainda está no interior da baía - Caixa 1 (fundo da baía), Caixa 2 (zona intermédia da baía) e Caixa 3 (embocadura da baía) - considerando exclusivamente o forçamento de maré.

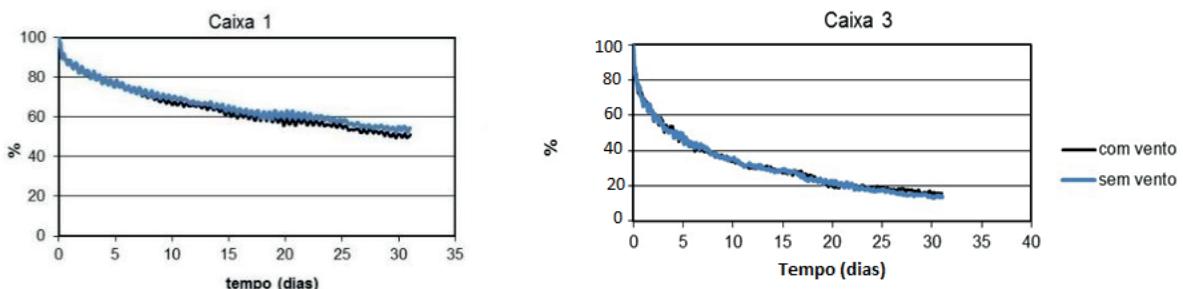


Figura 11. Comparação da evolução temporal da percentagem de traçadores, com e sem vento, em bidimensional, nas caixas 1 e 3. Os resultados mostram que em 2D o vento não altera o escoamento de maré.

escoamento a água tenderia a recircular em duas células e o tempo de residência (ou de renovação) da água seria muito elevado, sendo na região mais interior da baía da ordem dos dois meses.

O vento (nesta simulação 2D) tem globalmente pouca influência nos resultados da hidrodinâmica da baía por o *fetch* ser pequeno e por a profundidade ser elevada. Contudo, o efeito do vento associado a estratificação térmica acentuada pode alterar radicalmente o escoamento superficial e através deste o transporte de materiais flutuantes. O estudo da ação do vento tem por conseguinte que ser levado a cabo com um modelo 3D baroclinico. Esse será o tema da Parte 2 deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- Ascione Kenov, I.; Garcia, A.C.; Neves, R. (2012). Residence time of water in the Mondego estuary (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 106:13-22. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.04.008.
- Braunschweig, F.; Martins, F., P. Leitão; Neves, R. (2003). A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: the Tagus Estuary case. *Ocean Dynamics*. 53: 137-145. DOI: 10.1007/s10236-003-0040-0.
- Cancino, L.; Neves, R. (1999). Hydrodynamic and sediment suspension modelling in estuarine systems. Part I: Description of the numerical models. *Journal of Marine Systems*, 22: 105-116. DOI: 10.1016/S0924-7963(99)00035-4.
- Coelho, H.; Neves, R.; Leitão, P.; Martins, H.; Santos, A. (1999). The slope current along the western European margin: A numerical investigation. *Bol. Inst. Esp. Oceanografia* (ISSN: 0074-0195), 15(1-4): 61-72.
- Gomes, N.; Neves, R.; Ascione-Kenov, I.; Campuzano, F.J.; Pinto, L. (2015). Tide and Tidal Currents in the Cape Verde Archipelago. *Revista de Gestão Costeira Integrada/Journal of Integrated Coastal Management* 15(3): 395-408. DOI: DOI:10.5894/rgci483.
- Juliano, M.; Alves, M. (2007). The Atlantic Subtropical Front/Current Systems of Azores and St. Helena, JPO, 37, pp 2573 – 2598. DOI: 10.1175/2007JPO3150.1.
- Mateus, M.; Neves R. (2013). In: *Ocean modelling for coastal management - Case studies with MOHID*. Eds. M. Mateus & R. Neves. ISBN 978-989-8481-24-5. Available on-line at <http://www.mohid.com/PublicData/Products/BookPapers/2013OceanModellingMOHID.pdf>
- Malhadas, M.S.; Neves, R.; Leitão, P.C.; Silva, A. (2010). Influence of tide and waves on water renewal in Óbidos Lagoon, Portugal. *Ocean Dynamics* 60:41-55. DOI: 10.1007/s10236-009-0240-3.
- Martins, F.; Leitão, P.; Silva, A.; Neves, R. (2001). 3D modelling in the Sado estuary using a new generic vertical discretization approach. *Oceanologica Acta*. 2001; 24(1):51-62. DOI: 10.1016/S0399-1784(01)00092-5
- Neves, R. (2013). *The Mohid Concept*. In: *Ocean modelling for coastal management - Case studies with MOHID*. Eds. M. Mateus & R. Neves, pp 1-11. ISBN: 978-989-8481-24-5. Available on-line at http://www.mohid.com/PublicData/Products/BookPapers/2013_mohidbook_C01.pdf.
- Salgueiro, D. V.; de Pablo, H.; Neves, R.; Mateus, M. (2015). Modelling the thermal effluent of a near coast power plant (Sines, Portugal). *Journal of Integrated Coastal Management*, 15-4. DOI: 10.5894/rgci577.
- Sangolay, B. (2004). Caracterização dos eventos quentes e de baixa salinidade ao longo da plataforma continental angolana (1982-1999). 117p, Tese de Mestrado em Estudos Marinhos e Costeiros, Faculdade de Ciências do Mar e Ambiente, Universidade do Algarve, Portugal.
- Schneider, R.R.; Müller, P.J.; Ruhland, G.; Meinecke, G.; Schmidt, H.; Wefer, G. (1996). Late Quaternary surface temperatures and productivity in the east-equatorial South Atlantic: response to changes in trade/monsoon wind forcing and surface water advection. In Wefer, G., Berger, W.H., Siedler, G., and Webb, D. (Eds.), *The South Atlantic: Present and Past Circulation*: Berlin (Springer-Verlag), 527-551.
- Stramma, L.; England, M. (1999). On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. *JGR*, Vol. 104, C9, pp 20863 - 20883. DOI: 10.1029/1999JC900139.
- Taboada, J. (1998). Evaluation of the Seasonal Variations in the Residual Circulation in the Ria of Vigo (NW Spain) by Means of a 3D Baroclinic Model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47(5): 661-670. DOI: 10.1006/ecss.1998.0385.
- Vaz, N.; Dias, J.; Leitão, P.; Martins, I. (2005). Horizontal patterns of water temperature and salinity in an estuarine tidal channel: Ria de Aveiro. *Ocean Dynamics*. 55. 416-429. DOI: 10.1007/s10236-005-0015-4.
- Vaz, N; Mateus, M.; Plecha, S.; Sousa, M.C.; Leitão, P.C.; Neves, R.; Dias, J.M. (2015). Modeling SST and chlorophyll patterns in a coupled estuary-coastal system of Portugal: The Tagus case study. *JMS*, 147, 123-137. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2014.05.022.

HIDRODINÂMICA DA BAÍA DO LOBITO. PARTE II – ESCOAMENTO BAROCLÍNICO

António Evaristo^{1,2}, Ramiro Neves^{1,3}, Lígia Pinto^{@ 1}, João Sobrinho^{1,4}

RESUMO: Este trabalho constitui a segunda parte do estudo da hidrodinâmica da Baía do Lobito (Angola). Na primeira parte do trabalho foi estudada a hidrodinâmica produzida pela maré utilizando um modelo bidimensional e foram calculados os tempos de residência na Baía se o escoamento fosse só devido à maré. Nesta segunda parte do trabalho é estudada a hidrodinâmica forçada também pelo vento - dominante de oeste sobre a Baía - e pela estratificação térmica, utilizando um modelo tridimensional baroclinico. São apresentados resultados para diferentes regimes de vento que evidenciam a circulação dominante em duas camadas, com entrada de água do mar pelo fundo e saída pela superfície, o que induz tempos de residência no interior da baía que variam entre dias e semanas.

Palavras-chave: Hidrodinâmica, Baía do Lobito, Tempos de Residência, Regime de vento.

ABSTRACT: This work is the second part of the study of the hydrodynamics of Lobito Bay (Angola). In the first part of the work, hydrodynamics due to the tide was studied using a two-dimensional model and the residence times that should be expected in the Bay were calculated if the flow was due only to the tide. In this second part of the work the hydrodynamics of the bay forced by wind - westerly dominant over the Bay - and by thermal stratification is studied, using a three-dimensional baroclinic model. Results are presented for different wind regimes and the dominant circulation in two layers is highlighted, with seawater entering across the bottom and exiting from the surface, which induces residence times inside the bay that can vary between days and weeks.

Keywords: Hydrodynamics, Lobito Bay, Residence Time, Wind Regime.

@ Corresponding author: ligia.pinto@tecnico.ulisboa.pt

1 MARETEC—Marine, Environment and Technology Centre, Instituto Superior Técnico, LARSys, Universidade de Lisboa

2 evaristoleao@yahoo.com.br

3 ramiro.neves@tecnico.ulisboa.pt

4 joao.sobrinho@tecnico.ulisboa.pt

1. INTRODUÇÃO

A Baía do Lobito é um sistema costeiro separado do mar por uma restinga de areia longa e estreita, com cerca de 6 km de comprimento e 300 m de largura, onde a afluência de água doce é essencialmente devida a descargas de águas residuais urbanas da cidade do Lobito e da zona portuária. Do lado de terra a costa é montanhosa com elevações do terreno de 350 m a 8 km da costa, protegendo a Baía dos ventos de Leste. No interior da baía está instalado o Porto do Lobito, o segundo maior de Angola.

A primeira parte do trabalho (Evaristo *et al.*, 2021) descreve o escoamento de maré e mostra que o modelo simula bem a sua propagação, reproduzindo as fases e as amplitudes medidas no interior da Baía. A maré gera dois grandes vórtices residuais concordantes com a batimetria, um na metade interior da baía e outro na metade exterior. Se a maré fosse o principal mecanismo responsável pela hidrodinâmica da Baía, estes dois vórtices seriam os principais responsáveis pelo tempo de residência, o qual seria de meses na metade interior. O estado trófico da água no interior da Baía é bom, com concentrações de clorofila medidas em junho de 2014 de 4.2 µg/l, o que sugere que a acumulação de nutrientes provenientes das descargas da cidade e de outras fontes locais, é baixa. Para que a acumulação de nutrientes seja baixa é necessário que o tempo de residência seja baixo. Esta hipótese foi avaliada implementando um modelo tridimensional baroclinico na Baía, forçado pelo vento, pelas trocas de calor com a atmosfera e pela maré. Esta última é importante para simular as variações de nível e incluir o efeito das oscilações de nível nas zonas de entre - marés, existentes na região urbana do Lobito, na hidrodinâmica e no tempo de residência.

Os dados necessários à imposição do forçamento atmosférico são provenientes do modelo GFS, (*Global Forecasting System da NOAA, National Oceanic Atmospheric Administration*⁵) e os dados necessários ao forçamento baroclinico nas fronteiras abertas são provenientes do *Copernicus Marine Service*⁶. Foram simulados períodos de ventos de Oeste, que representam as situações típicas na Baía.

O cálculo dos tempos de residência foi levado a cabo utilizando a metodologia proposta por Braunschweig *et al.* (2003) para

o estuário do Tejo e validada por Kenov *et al.* (2012) no estuário do Mondego e utilizada nesta baía por Evaristo *et al.* (2021) para calcular os tempos de residência considerando exclusivamente o efeito da maré. Com base nesses resultados foi mostrado que a maré condiciona os níveis (e por isso as trocas entre a baía e o sapal existente na região) mas não condiciona os tempos de residência no interior da baía, tendo sido adiantada a hipótese de que o tempo de residência seja condicionado pela conjugação da estratificação térmica e do vento dominante, de Oeste.

As descargas de águas residuais urbanas e eventuais descargas de águas residuais proveniente da envolvente da Baía constituem a maior pressão sobre a qualidade da água. Estas descargas são transportadas por água doce e por conseguinte são transportadas à superfície. Sendo o vento determinante para os tempos de residência no interior da Baía é de esperar que o tempo de residência destas descargas seja inferior ao tempo de residência médio da água na Baía. Este regime de ventos associado à estratificação térmica é, por conseguinte, determinante para a qualidade da água no interior da baía em condições normais.

2. ÁREA DE ESTUDO: BAÍA DO LOBITO-ANGOLA

A Baía do Lobito (Figura 1) é o principal corpo de água costeira, em termos de ocupação populacional e industrial, da província de Benguela e tem condições portuárias excepcionais. A profundidade é da ordem dos 18 m e a restinga oferece condições naturais de protecção que tornam este porto num dos principais da África Austral. O porto do Lobito serve o corredor centro e sul de Angola, através de caminho-de-ferro, sendo um dos motores do desenvolvimento das cidades do Lobito e de Benguela. O Município do Lobito tem uma população superior a um milhão de habitantes e cerca de 500 indústrias, incluindo uma refinaria de petróleo em fase final de construção.

Os dados de campo nesta região são muito escassos e consequentemente o sistema tem de ser analisado recorrendo a resultados de modelos matemáticos, incluindo para o vento, devendo a qualidade desses dados ser analisada com base na consistência dos resultados. A Figura 2 mostra médias mensais da intensidade e direção do vento no ano de 2014 obtidas através de resultados do modelo GFS, da NOAA. O vento sopra de Oeste praticamente todo o ano, sendo a velocidade média da ordem de 1m/s. Intensidades máximas da ordem de 3 m/s são registadas no período novembro a maio e as mínimas entre junho e agosto.

⁵ <https://www.ncdc.noaa.gov/data-access/model-data/model-datasets/global-forcast-system-gfs>

⁶ <http://marine.copernicus.eu/>



Figura 1. Localização das principais indústrias em redor da Baía do Lobito.

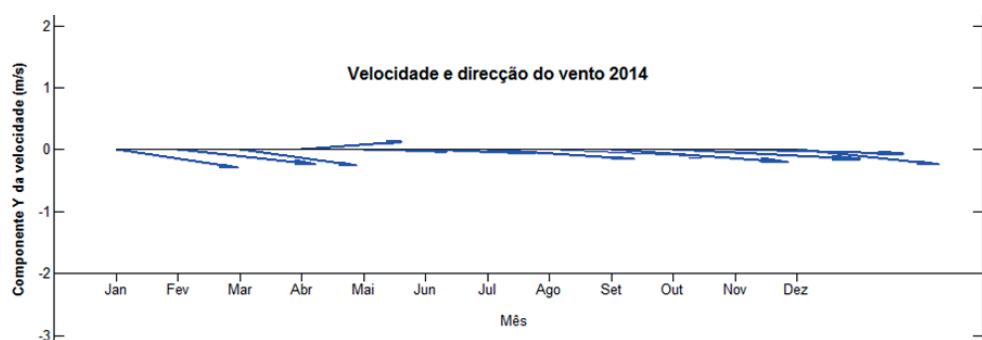


Figura 2. Velocidades médias mensais na Baía do Lobito obtidas a partir de resultados do modelo GFS (NOAA) para o ano de 2014. Os ventos são dominantes de Oeste, com intensidades médias da ordem de 1 m/s.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O escoamento foi simulado utilizando o modelo numérico Mohid Water (Neves, 2013) que é um sistema modular, de código aberto cujo desenvolvimento foi iniciado no Instituto Superior Técnico (IST), Universidade de Lisboa baseado em volumes finitos, que permite utilizar malhas verticais cartesianas, sigma ou uma combinação de ambas. O modelo permite o movimento vertical das camadas da malha para reduzir as trocas de água entre camadas e assim minimizar a difusão numérica associada a ondas internas. A versatilidade da estrutura modular permite que o modelo possa ser utilizado em praticamente qualquer escoamento com superfície livre. O modelo MOHID já foi aplicado na maioria dos estuários portugueses para simular a

hidrodinâmica, qualidade da água e transporte de sedimentos (e.g. Trancoso et al., 2005; Coelho et al., 1998; Saraiva et al., 2007; Lopes et al., 2009; Malhadas et al., 2010; Gaspar et al., 2017; Vaz, et al., 2019; De pablo et al., 2019) e em mares regionais (Martins et al., 2001; Mateus et al., 2012; Figueiredo et al., 2018).

3.1 Equações para o escoamento

As equações que descrevem o escoamento tridimensional em estuários e baías admitindo pressão hidrostática e a aproximação de Boussinesq são:

Conservação da massa:

$$(\partial u_i)/(\partial x_i) = 0$$

Conservação da quantidade de movimento:

$$\frac{\partial u_1}{\partial t} + \frac{\partial(u_1 u_j)}{\partial x_i} - f u_2 = g \frac{\partial \eta}{\partial x_1} -$$

$$g \int_z^n \left(\frac{\partial \rho'}{\partial x_1} \right) dz + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\mu \frac{\partial u_1}{\partial x_i} \right)$$

$$\frac{\partial u_2}{\partial t} + \frac{\partial(u_2 u_j)}{\partial x_i} - f u_1 = g \frac{\partial \eta}{\partial x_2} -$$

$$g \int_z^n \left(\frac{\partial \rho'}{\partial x_2} \right) dz + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\mu \frac{\partial u_2}{\partial x_i} \right)$$

em que μ_i repesenta a velocidade, f o parâmetro de coriolis, η a elevação da superfície livre, ρ' a anomalia de densidade e μ a viscosidade. A resolução destas equações necessita ainda de uma equação de estado $\rho = f_p(S, T)$ relacionando a densidade com a temperatura e a salinidade (desprezando o efeito da matéria particulada na densidade).

Estas propriedades são calculadas através da equação de transporte:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(C u_j)}{\partial x_j} = - \frac{\partial}{\partial x_j} (\vartheta \frac{\partial C}{\partial x_j})$$

em que C representa uma propriedade genérica e ϑ a difusividade. No caso da salinidade os fluxos através da superfície livre são nulos. No caso da temperatura os fluxos de calor são nulos através do fundo e na superfície livre são função da radiação e das trocas de calor sensível e latente entre a água e atmosfera. Um modelo de turbulência para calcular a difusividade de quantidade de movimento, de calor e de salinidade completa as equações resolvidas pelo modelo.

3.2 Aplicação na Baía do Lobito

A aplicação na Baía do Lobito utiliza o sistema de 4 modelos encaixados representado na Figura 3. O modelo de maior extensão (nível zero) utiliza uma malha de 4 km de passo

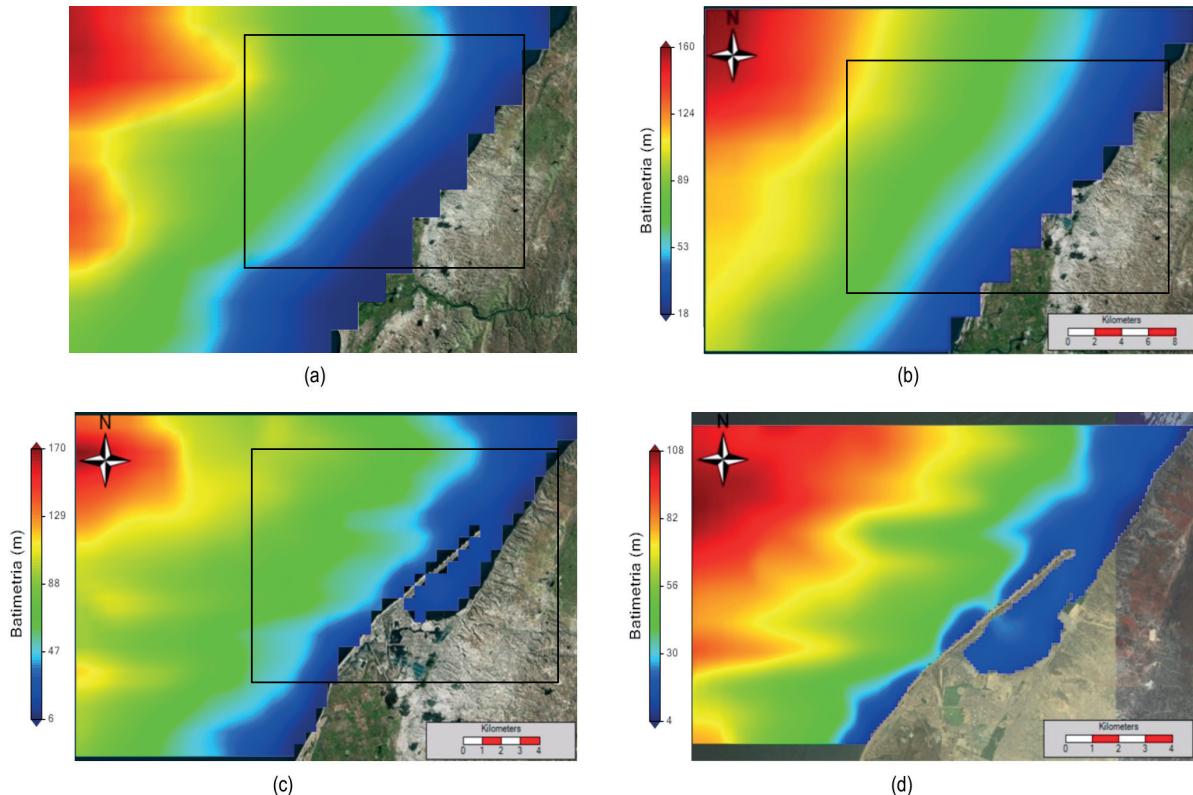


Figura 3. Sistema de modelos encaixados utilizado para simular o escoamento baroclinico na Baía do Lobito. O modelo de maior extensão (nível zero) e o modelo de nível 1 têm passo espacial de 2 km. O modelo de nível 2 tem passo espacial de 500 m e o modelo mais fino tem passo de 110 m (nível 3).

espacial e resolve a propagação da maré utilizando uma camada, i. e., em 2D. O modelo de maré é forçado utilizando resultados do modelo FES2004 (Evaristo et al., 2021). O modelo seguinte (nível 1) simula o escoamento baroclinico, o vento e a maré utilizando um passo espacial de 2 km. Este modelo é forçado utilizando resultados do serviço Copernicus cujo nível é perturbado pelos resultados do modelo de maré (nível zero). As temperaturas e salinidades impostas na fronteira são extraídas do serviço Copernicus e os níveis são a soma dos níveis fornecidos por este serviço (valor médio diário) e dos níveis de maré calculados pelo modelo de nível zero. Estes dois modelos constituem a infraestrutura básica de simulação, sendo o modelo de nível 2 um submodelo do modelo baroclinico de nível 1. Utiliza um passo espacial de 500 m e produz resultados para forçar o modelo da Baía que utiliza um passo espacial de 110 m. Todos os modelos 3D utilizam a mesma discretização vertical, baseada numa malha cartesiana com 27 camadas na zona mais profunda.

A escassez de dados na Baía do Lobito inclui a falta de dados de batimetria. Esta falta de dados que poderá ser explicada pela profundidade média elevada e a baixa taxa de assoreamento - e consequente facilidade de gestão das operações portuárias - com necessidade de dragagens só em zonas restritas. Os dados de batimetria são provenientes da NASA SRTM 30 (*Shuttle Radar Topography Mission*) e a linha de costa foi extraída da base de dados do NGDC (*National Geophysical Data Center*) os quais foram os melhores, encontrados para esta zona. A batimetria foi objeto de verificação aquando da realização de perfis verticais de salinidade e de temperatura, que mostrou que a profundidade na generalidade da Baía é da ordem dos 20 m. A linha de costa foi verificada/corrigida utilizando as imagens do Google Earth. A Figura 3 mostra a batimetria do nível 3 (modelo mais refinado) utilizada nas simulações.

A meteorologia é outro dos dados que só foi possível encontrar em bases de dados internacionais. Neste caso foram utilizados resultados do GFS da NOAA. O facto de esta região estar sob acção directa dos ventos forçados pelo anticiclone do Atlântico Sul e de estes soparem no Lobito predominantemente do mar permite a utilização de ventos provenientes de um modelo com baixa resolução como é o GFS nesta zona (0.5 graus).

Os níveis de maré foram validados por comparação com os resultados de Evaristo et al. (2021) o qual validou os resultados do modelo de maré utilizando componentes de maré obtidas a partir da análise harmónica de registos de maré do início dos anos 70 no Porto do Lobito. Não foi possível verificar

estas componentes harmónicas utilizando outros dados de campo, no entanto, a estabilidade batimétrica da Baía e a concordância entre os níveis calculados a partir daquelas componentes e os níveis de maré calculados pelo modelo sugere que ainda são válidas. O escoamento tridimensional foi analisado essencialmente em termos de consistência do padrão de circulação, complementados com a utilização de alguns perfis de temperatura e de salinidade medidos numa campanha realizada em junho de 2014.

O sistema de modelos encaixados utilizado neste trabalho permitiu assim obter resultados na Baía do Lobito utilizando dados do domínio público produzidos por modelos de escala global e alguns dados históricos disponíveis. Os resultados obtidos são consistentes com os dados disponíveis e com o conhecimento geral do funcionamento da Baía, mostrando que esta metodologia é adequada para iniciar estudos ambientais em regiões com falta de dados.

4. RESULTADOS OBTIDOS

A circulação na Baía é forçada pela maré, pelo campo de densidade e pelo vento. A mare é responsável pela oscilação do nível no interior da Baía, mas gera correntes instantâneas e residuais muito baixas, que dificilmente promoveriam a renovação da água da Baía (Evaristo et al., 2021). A estratificação de densidade no interior da Baía é essencialmente de origem térmica, porque os caudais de água doce descarregados no seu interior são muito baixos. As afluências de água doce na região são provenientes essencialmente do rio Catumbela, a sul da Baía e por isso não geram escoamento no interior da Baía. Assim, é de esperar que as condições hidrodinâmicas da baía sejam forçadas essencialmente pela maré, pelo vento e pelo aquecimento superficial, sendo os resultados apresentados neste capítulo organizados de acordo com este modelo conceptual de funcionamento. Os resultados do mês de junho de 2014 foram escolhidos para ilustrar o padrão de circulação porque para este mês estão disponíveis perfis de temperatura e salinidade superficial no interior da Baía e na sua envolvente.

A Figura 4 mostra a velocidade do vento durante o mês de junho. A parte superior da figura mostra médias diárias para todo o mês, a parte intermédia mostra valores horários durante todo o mês e a parte de baixo mostra médias horárias para os primeiros 10 dias numa escala que facilita a leitura. As médias diárias mostram que ao longo de todo o mês o regime é idêntico. As médias horárias mostram que também os padrões diários se repetem,

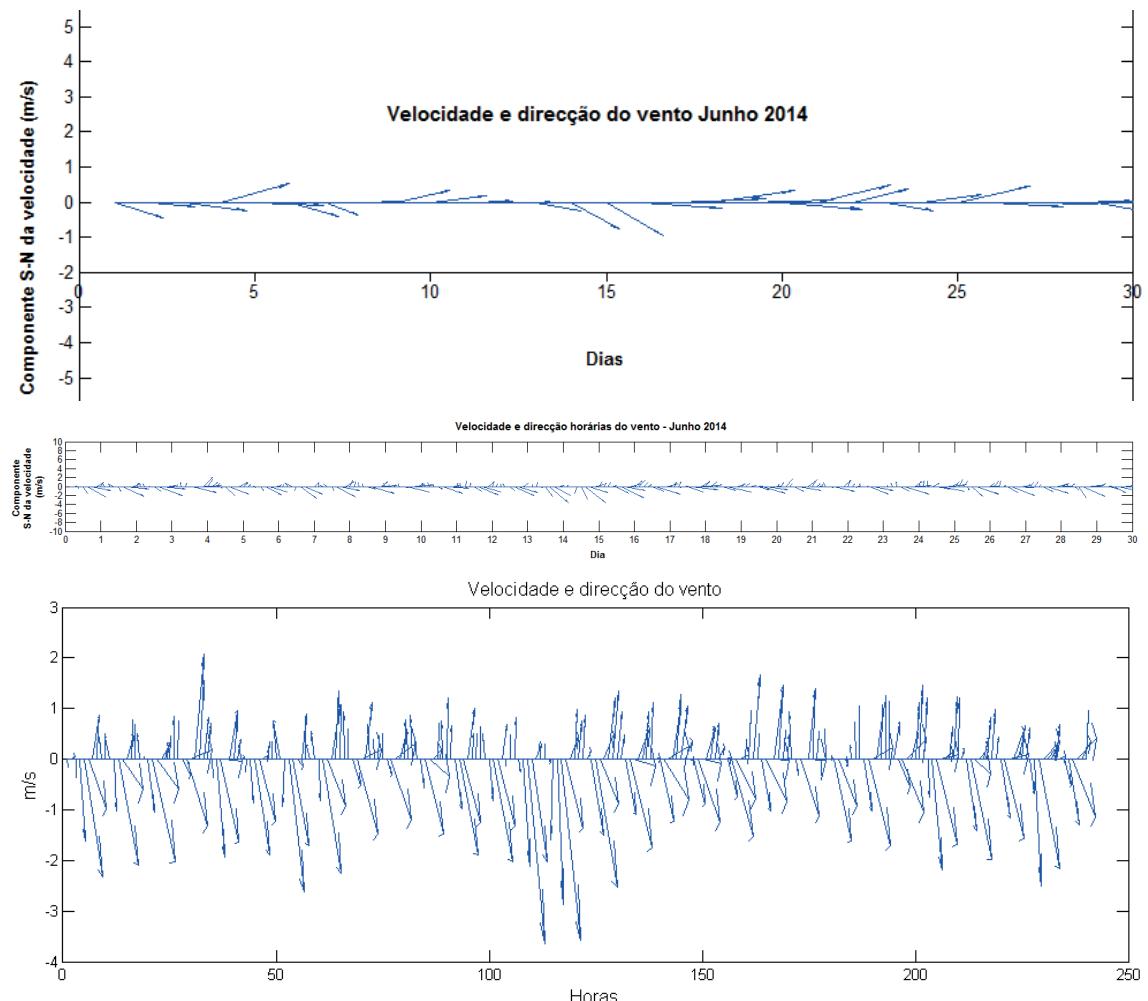


Figura 4. Valores da velocidade do vento durante o mês de junho de 2014. A parte superior da figura mostra médias diárias para todo o mês, a parte intermédia mostra valores horários durante todo o mês e a parte de baixo mostra médias horárias para os primeiros 10 dias. As figuras mostram a persistência dos ventos de oeste.

com alternância de direcção e sentido em cada dia, com vento intenso de noroeste ao início do dia e vento de sudoeste mais persistente, mas menos intenso durante cerca de 2/3 do dia. A integração ao longo do dia mostra a dominância de oeste, que associada ao efeito de coriolis força um escoamento superficial dirigido para fora da Baía (para norte).

A Figura 5 mostra, para um ponto localizado no interior da Baía (Porto do Lobito) a comparação entre os níveis calculados pelo modelo 3D e os níveis calculados pelo modelo 2D. As duas evoluções são idênticas, o que mostra que os níveis no interior da baía são determinados essencialmente pela maré.

A Figura 6 mostra os níveis e o campo de correntes residuais à superfície e no fundo da Baía durante o mês de junho de 2014.

As correntes são dirigidas do interior para o exterior da Baía à superfície e no sentido contrário no fundo, o que é consistente com o forçamento do vento do quadrante oeste. O nível médio mais alto no interior da Baía (da ordem de 0.5 mm) é uma consequência da estrutura térmica da coluna de água, cujo valor médio no interior da Baía é mais alto do que no exterior, embora à superfície seja mais baixo, como se mostra mais abaixo.

A Figura 7 mostra o escoamento instantâneo num corte longitudinal ao longo do eixo da Baía. A figura mostra que a estratificação vertical do escoamento é também clara no escoamento instantâneo, que se faz em duas camadas. A análise da figura mostra que existem trocas de água entre estas duas camadas, que induz recirculação da água da camada

superficial, que é responsável pelo aumento da temperatura da água do fundo. Este aumento de temperatura é visível nas medidas e nos resultados do modelo e é responsável pelo pequeno aumento do nível médio residual no interior da Baía apresentado na Figura 6.

Os dados *in-situ* disponíveis para validação dos resultados do modelo são perfis verticais de temperatura instantâneos e por isso são insuficientes para validar as temperaturas simuladas (muito dependentes dos valores impostos na fronteira) mas permitem validar a dinâmica do sistema, nomeadamente através das diferenças de temperatura entre o interior e o exterior da baía e através da forma dos perfis verticais. Do lado direito da Figura 8 são apresentadas diferenças entre o perfil medido no interior da Baía (estação 28) e os perfis medidos nas estações 6 e 14. Quer as medidas quer o modelo mostram que nos primeiros 4 m a água é mais fria no interior da Baía do que no exterior mas que acontece ao contrário a profundidades superiores a 5 m. A análise dos perfis mostra que os primeiros 4 metros da coluna de água têm dinâmica distinta das camadas inferiores e a comparação entre dados e resultados do modelo, mostra que o modelo captura essa dinâmica. Este resultado é consistente com a estratificação do escoamento residual e instantâneo e com o nível residual mais elevado detetado no interior da baía e com a mistura entre as duas camadasposta em evidência pelo corte vertical do perfil instantâneo.

A Figura 9 mostra a distribuição superficial de temperatura calculada pelo modelo para o dia 25 de junho às 12 horas. A figura mostra valores de temperatura superficial mais baixos na baía, como consequência do upwelling.

O padrão de circulação apresentado para junho de 2014 repete-se ao longo do ano, uma vez que o regime de ventos apresenta regularmente uma componente de velocidade de oeste. A Figura 10 mostra campos de velocidades instantâneos à superfície e a Figura 11 no fundo para o dia 24 de Agosto de 2014. A figura mostra que o escoamento forçado pelo vento e pela densidade predomina sobre o escoamento de maré, com velocidades da ordem dos 30 cm/s, cerca de seis vezes superiores à velocidade induzida pela maré. O mesmo tipo de solução é mostrado na Figura 12 e Figura 13 para o dia 2 de dezembro de 2014. O padrão é idêntico, embora as temperaturas sejam mais elevadas, como consequência da estação do ano. Em ambas as figuras, o escoamento superficial é dirigido para fora da baía, embora por vezes a velocidade à superfície seja dirigida preferencialmente para a margem continental, promovendo o afundamento de água nessa zona. A comparação destas figuras

com a velocidade residual representada na Figura 6 mostra que a componente dirigida para fora da baía é da ordem dos 2 cm/s, significando que o tempo de residência na camada superficial é no mínimo de 2 dias.

Os campos de correntes foram usados para calcular tempos de residência à semelhança do que foi feito em Evaristo et al. (2021) com as velocidades de maré. Naquele trabalho os autores verificaram que se a maré fosse o principal mecanismo responsável pela renovação da água da Baía, os tempos de residência seriam da ordem dos meses. Se assim fosse, a qualidade da água na Baía teria de ser muito inferior à existente, atendendo às pressões decorrentes das águas residuais urbanas, indústrias e atividade portuária.

Neste estudo foi repetido o mesmo procedimento. A Baía foi dividida em 3 caixas que foram preenchidas com traçadores lagrangeanos seguindo o procedimento proposto por Braunschweig et al. e (2003) e verificado mais tarde por Ascione et al. (2012), respetivamente no estuário do Tejo e no estuário do Mondego. A Figura 14 mostra as caixas de emissão à esquerda e a localização das traçadoras 30 dias mais tarde, à direita. A figura mostra que a generalidade dos traçadores já saiu do domínio. A Figura 15 mostra a evolução temporal da percentagem de traçadores ainda no interior da Baía. A figura mostra que a o tempo de residência dos traçadores da caixa 3 é da ordem de quatro dias e que o tempo de residência dos traçadores da caixa 1 é da ordem dos 20 dias. A Figura 15 mostra também que nos primeiros 2 dias a percentagem de traçadores baixa significativamente (respetivamente 60% e 40% dos da caixa intermédia e da mais interior saem em 2 dias). Isto significa que existe mistura vertical e que alguns dos traçadores voltam a entrar para o interior da baía através do escoamento de fundo.

As descargas com maior probabilidade de saírem são as associadas a água doce. Isto explicaria a inexistência de relatos de poluição permanente no interior da Baía associada a descargas permanentes.

Análise e Discussão dos Resultados

A hidrodinâmica da Baía é condicionada pelo Maré, pelo vento e pelas trocas de calor, que condicionam a densidade da água. Evaristo et al. (2021) mostrou que a maré determina o nível, mas não pode ser o principal mecanismo gerador de escoamento. A análise do regime de ventos mostrou que os ventos dominantes de Oeste deverão desempenhar papel determinante na hidrodinâmica da Baía. Sendo o vento dominante de Oeste é de esperar que o escoamento à

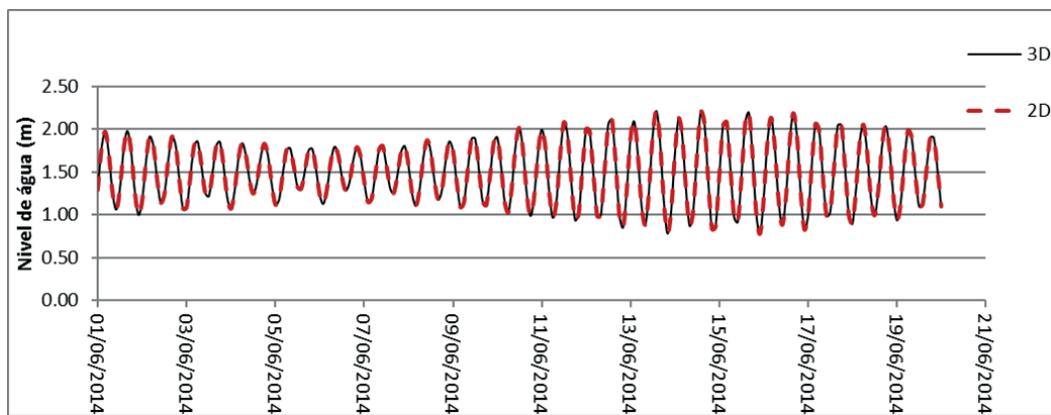


Figura 5 Nível da água na Baía simulado durante o mês de junho pelos modelos 2D e 3D. A concordância dos níveis mostra que o nível só é sensível à maré.

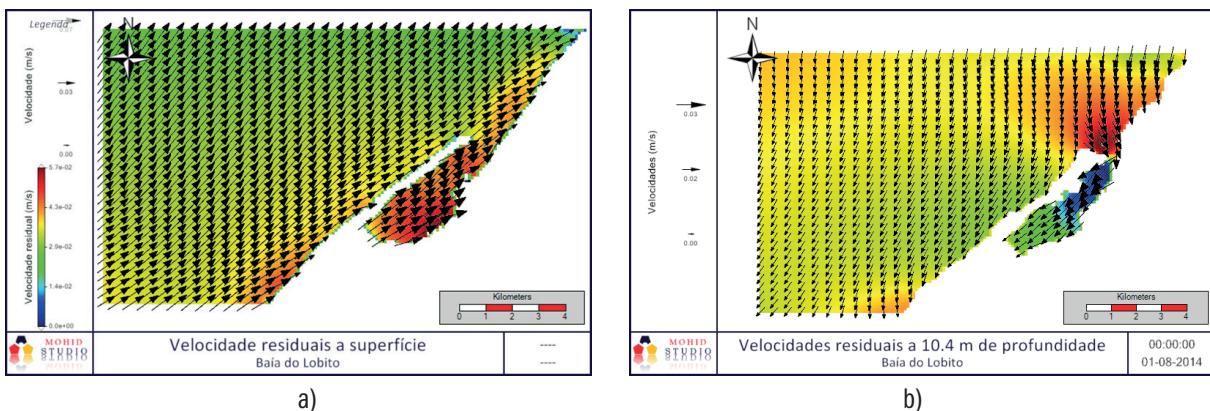


Figura 6. Campos de nível e de velocidade residuais à superfície e no fundo durante o mês de junho de 2014. As figuras mostram que à superfície o escoamento para fora da baía e que no fundo é dirigido para o seu interior e que os níveis no interior da Baía são ligeiramente superiores aos níveis fora da Baía.

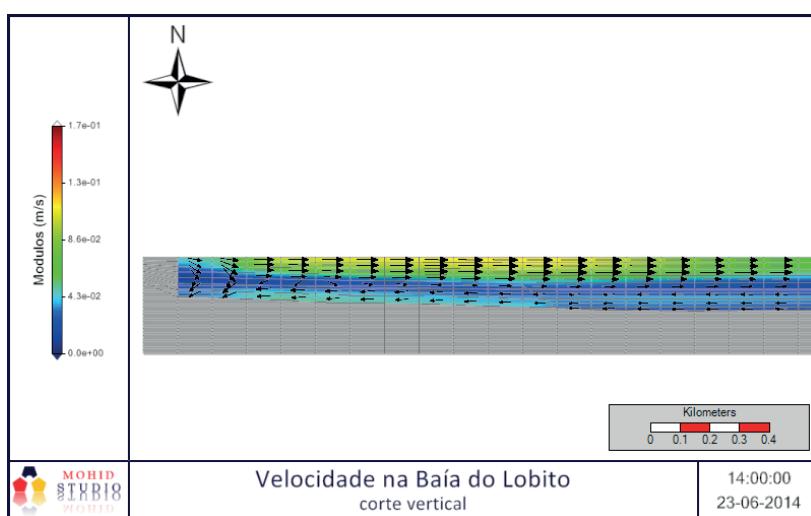


Figura 7. Corte vertical do campo de velocidades ao longo do eixo da Baía no dia 23 de Junho de 2014 às 14 horas. A água entra na metade inferior da coluna de água e sai na metade superior.

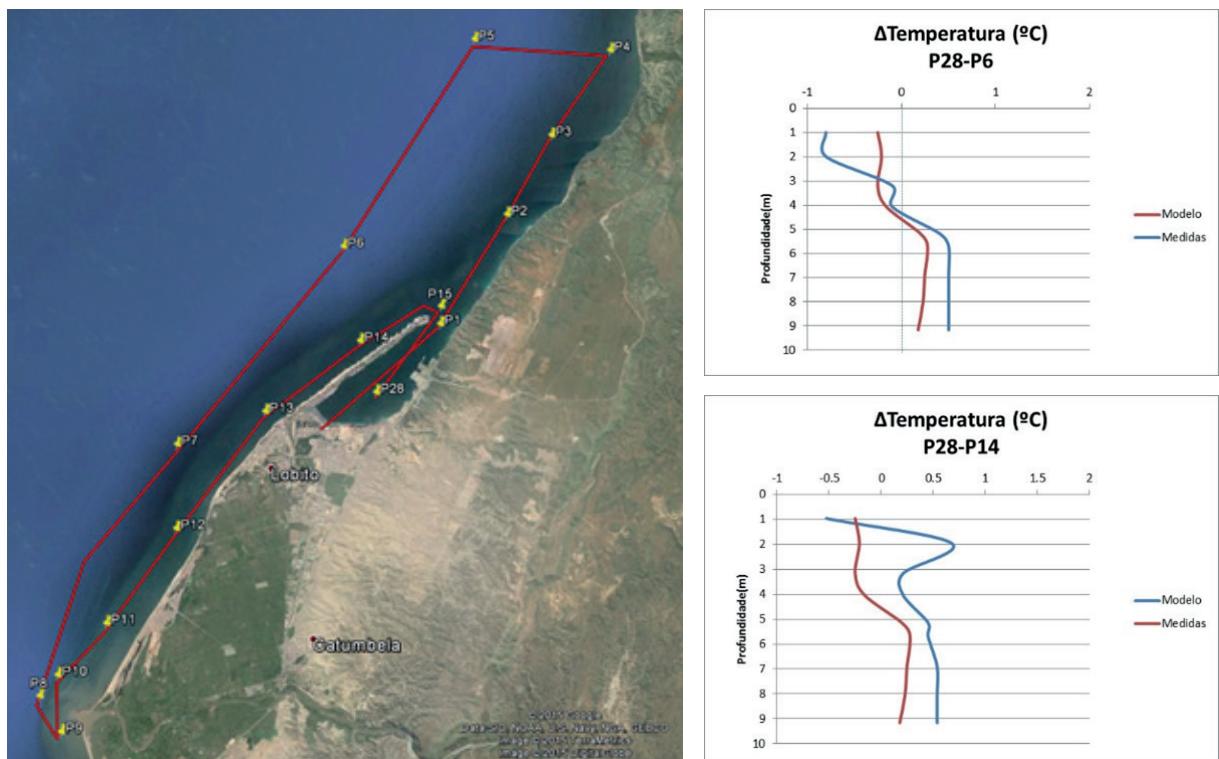


Figura 8. Locais de realização de perfis verticais de temperatura na zona da Baía do Lobito em junho de 2014 (esquerda). As linhas das figuras à direita mostram as diferenças entre os perfis medidas nas estações 28 e 6 e nas estações 28 e 14 e diferenças entre os perfis calculados nos mesmos pontos.

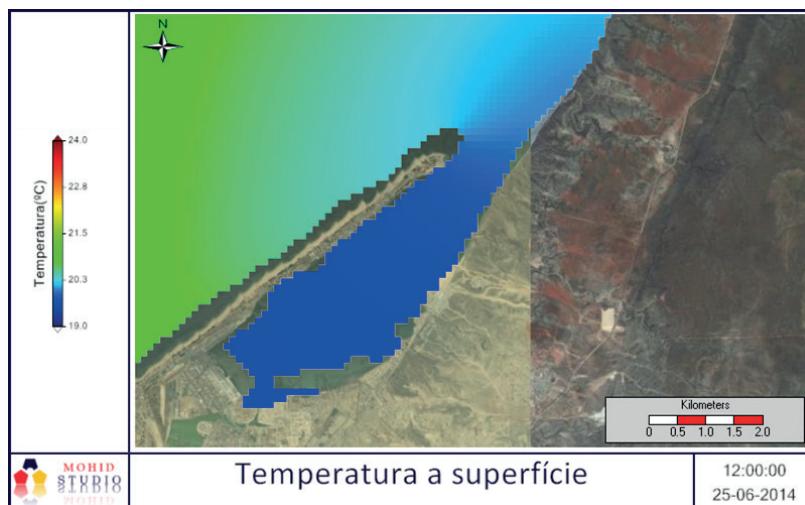


Figura 9. Temperatura à superfície prevista pelo modelo para as 12 horas do dia 25 de junho de 2014 pondo em evidência o processo de upwelling no interior da Baía associado ao vento de oeste.

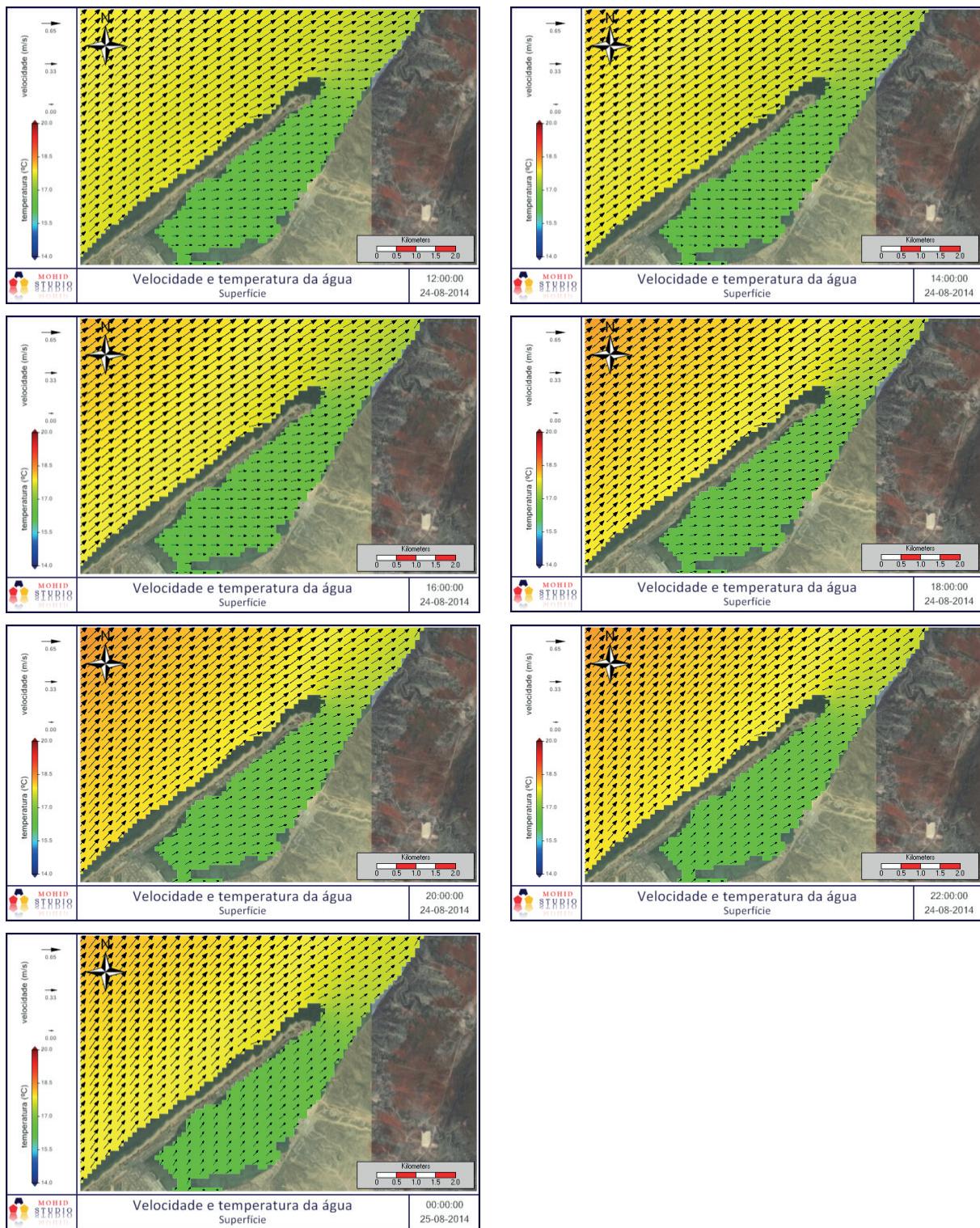


Figura 10. Correntes superficiais instantâneas (vetores) e campo de temperatura (cores) na Baía do Lobito para o dia 24 agosto de 2014 ao longo de 16 horas.

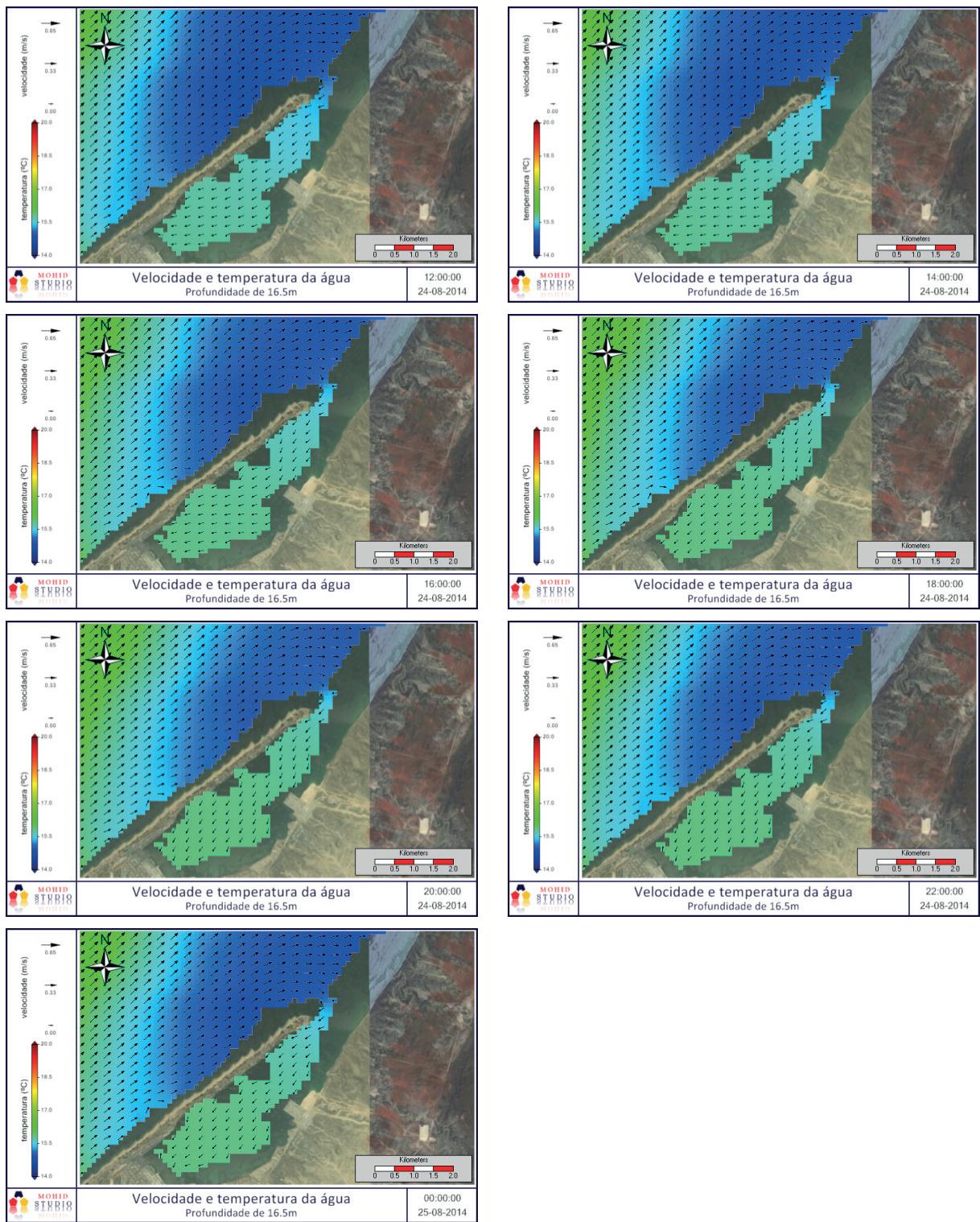


Figura 11. Correntes instantâneas (vetores) e campo de temperatura em profundidade na Baía do Lobito no dia 24-08 de 2014 ao longo de 16 horas.

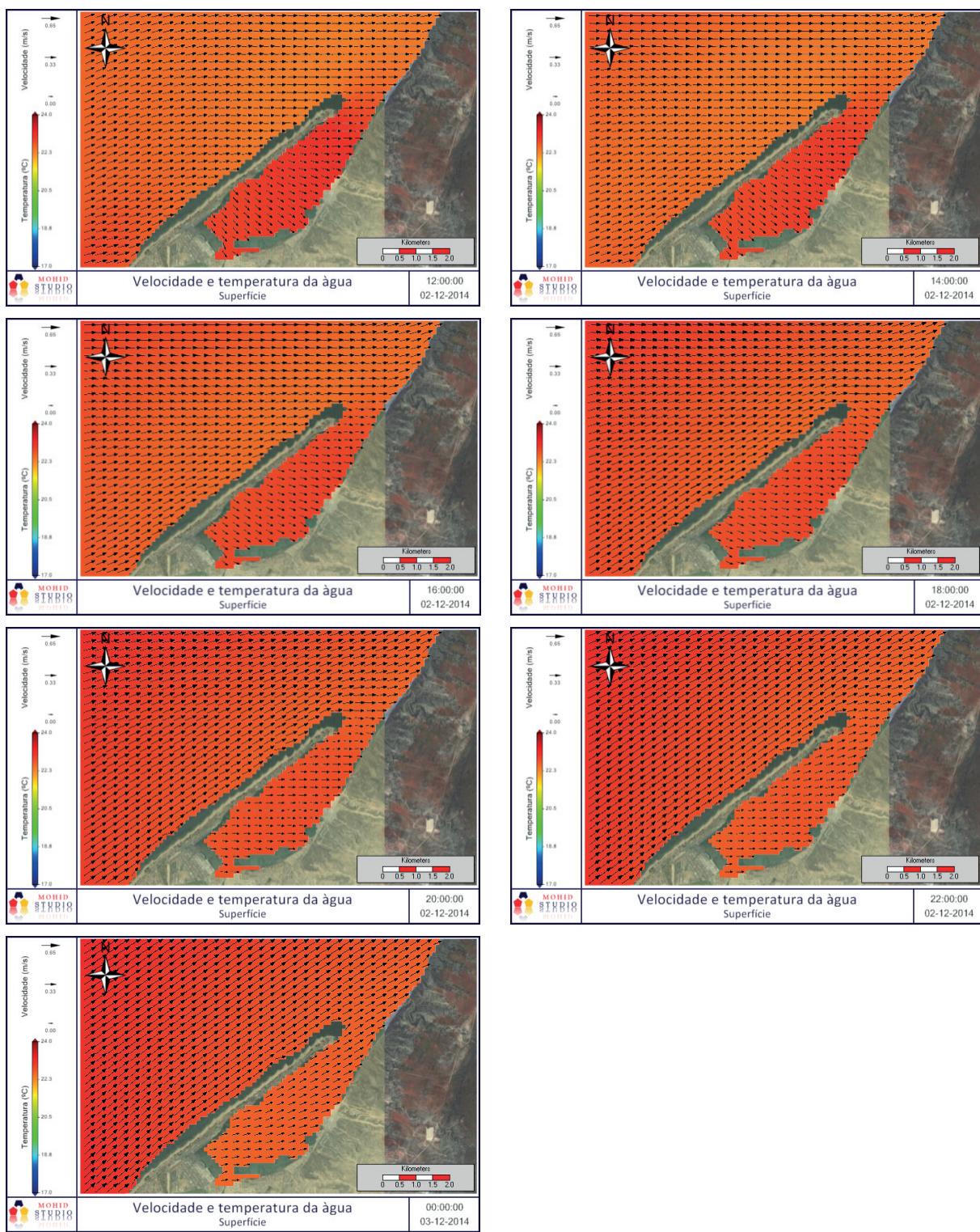


Figura 12. Correntes (vetores) superficiais instantâneas e campo de temperatura (cores) na Baía do Lobito dias 2-12 de 2014 ao longo de 16 horas.

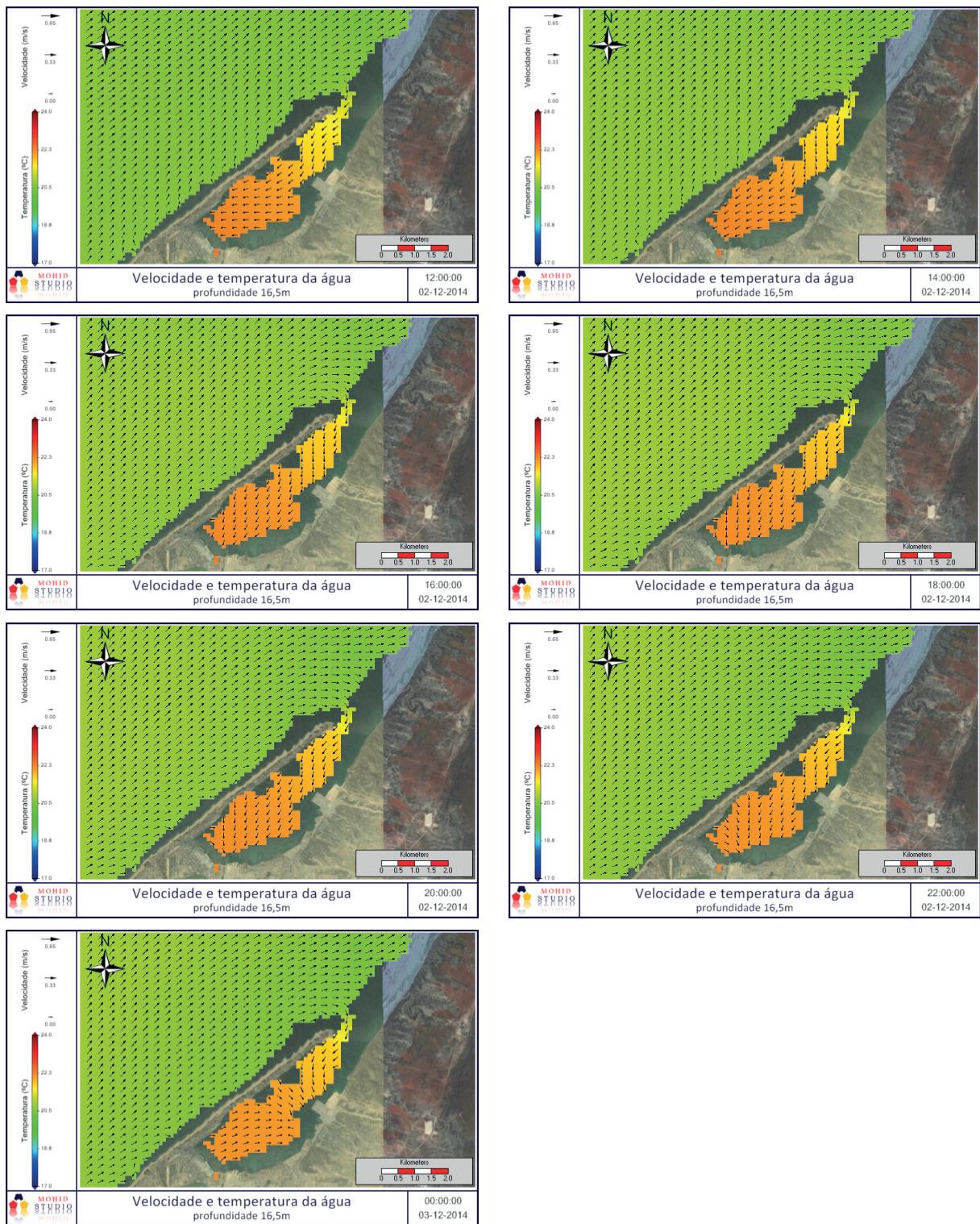


Figura 13. Correntes (vetores) superficiais instantâneas e campo de temperatura (cores) na Baía do Lobito dias 2-12 de 2014 ao longo de 16 horas

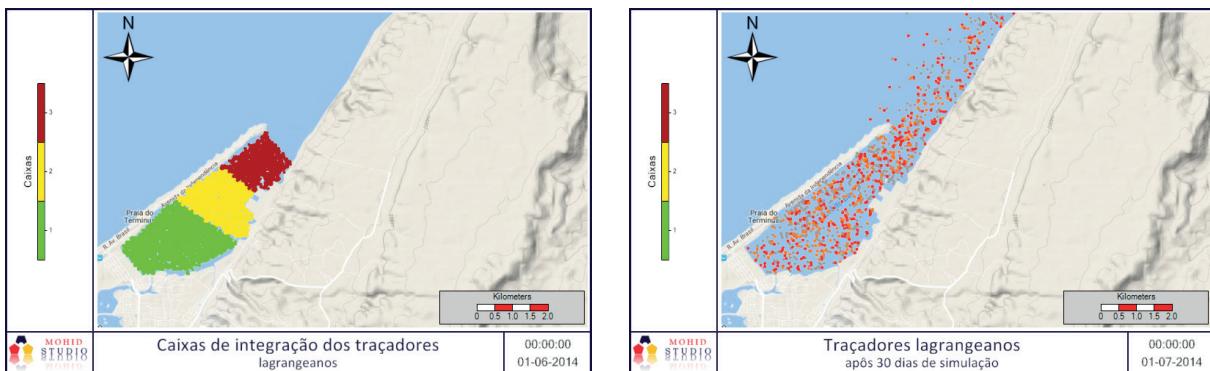


Figura 14. Caixas de emissão (3) dos traçadores Lagrangeanos e localização dos traçadores 30 dias depois da emissão.

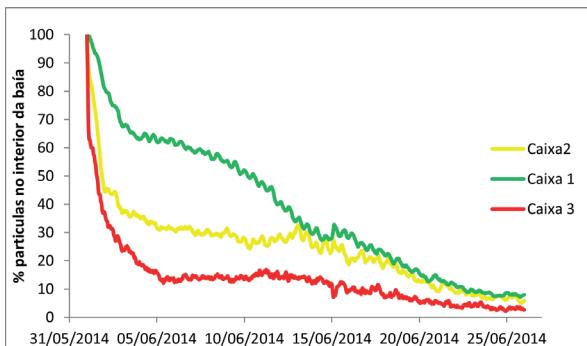


Figura 15. Evolução temporal da percentagem de traçadores no interior da Baía, os emitidos em cada uma das caixas da Figura 14. Os traçadores foram emitidos nos primeiros 2 m da coluna de água medidos a partir da superfície. 80% dos traçadores da caixa 1 precisam de cerca de 20 dias para saírem.

superfície seja dirigido predominantemente para fora da Baía e consequentemente que o escoamento no fundo seja orientado preferencialmente para o seu interior. Este foi efetivamente o padrão de circulação encontrado e originaria níveis dentro da Baía inferiores aos níveis exteriores se a temperatura no interior da Baía fosse idêntica à temperatura no seu exterior. Na realidade a temperatura média na coluna de água no interior da Baía é mais elevada do que no exterior e isso permite que os níveis sejam mais elevados cerca de 0.5 mm. À superfície da Baía a temperatura é efetivamente inferior à temperatura no exterior como consequência do upwelling, no entanto a circulação em duas camadas origina mais mistura vertical no interior do que no exterior e por isso a temperatura média no interior é superior à temperatura no exterior, permitindo que no fundo a pressão seja inferior gerando um escoamento dirigido de fora para dentro.

Em situações de vento noroeste o forçamento superficial é dirigido para o interior da Baía. Este efeito associado à estratificação térmica contribuirá para a retenção da água no seu interior, especialmente da água menos salina proveniente das descargas terrestres ricas em nutrientes. Nessas alturas é de esperar deterioração da qualidade da água no seu interior. A importância deste processo depende da intensidade do vento e da duração destes eventos e deverá ser abordada com base em modelação biogeocímica, preferencialmente orientada para a reprodução de eventos quantificados com dados de campo.

5. CONCLUSÕES

A aplicação do modelo hidrodinâmico tridimensional à Baía do Lobito permitiu simular e conhecer os campos de velocidade transiente e residual na Baía e região envolvente e estimar os tempos de residência nas diferentes partes da baía. Os resultados mostraram que o vento determina a dinâmica na baía, sendo o seu efeito visível no padrão de escoamento e quantificável através dos tempos de residência.

Este estudo representa um primeiro passo para a compreensão da circulação na Baía do Lobito, cujo conhecimento deve suportar o ordenamento do território necessário à preservação de todas as atividades económicas que dependem da qualidade da água, nomeadamente o turismo. A confirmação exaustiva dos resultados necessita de mais trabalho de campo, nomeadamente da medição de correntes. A importância do vento mostra também que o estudo da baía pode beneficiar de um melhor conhecimento da circulação atmosférica e por isso da existência de um modelo local de alta definição.

Os resultados das simulações realizadas são também de grande importância para o planeamento do trabalho de campo e para a minimização dos seus custos. A metodologia seguida baseada no downscaling de dados de domínio público produzidos por programas de escala global (GPS, CMEMS,ETOPO, EMODNET) mostra ser adequada para o estudo de sistemas pouco estudados experimentalmente, permitindo um progresso muito mais rápido (e económico) do que acontecia no passado. Nessa altura, o trabalho de campo efetuado no local era necessariamente o primeiro passo para o estudo de um sistema costeiro.

REFERÊNCIAS

- Ascione Kenov, I; Garcia AC; Neves R. (2012). Residence time of water in the Mondego estuary (Portugal)". *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 106:13-22. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.04.008.
- Braunschweig, F.; Martins, F.; P. Leitão; Neves, R. (2003). A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: the Tagus Estuary case. *Ocean Dynamics*. 53: 137-145. DOI: 10.1007/s10236-003-0040-0.
- Coelho, H.; Neves, R.; Leitão, P.; Martins, H.; Santos, A. (1999). The slope current along the western European margin: A numerical investigation. *Bol. Inst. Esp. Oceanografia (ISSN: 0074-0195)*, 15(1-4): 61-72.
- De Pablo H, Sobrinho J, Garcia M, Campuzano F, Juliano M. (2019). Validation of the 3D-MOHID Hydrodynamic Model for the Tagus Coastal Area. *Water*. 2019; 11: 1-21. DOI: 10.3390/w11081713.
- Evaristo, A.; Pinto, L.; Kenov, I.A.; Neves, R. (2020). Hidrodinâmica da Baía do Lobito. Parte I - Correntes de maré. *Revista de Gestão Costeira Integrada/Journal of Integrated Coastal Zone Management* 21(2): 97-106. DOI 10.5894/rgci-n406.
- Figueiredo, D; Dos Santos, A; Mateus M; Pinto, L. (2018). Hydrodynamic modelling of Port Foster, Deception Island, Antarctica. *Antarctic Science*, 30(2), 115-124. DOI: 10.1017/S0954102017000463115-124.
- Gaspar, R.; Marques, L.; Pinto, L.; Baeta, A.; Pereira, L.; Martins, I., Marques, J.C.; Neto, J.M. (2017). Origin here, impact there – The need of integrated management for river basins and coastal areas. *Ecological Indicators*, 72: 794-802. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.09.013.
- Lopes, J.F.; Cardoso, A.C.; Moita, M.T.; Rocha, A.C.; Ferreira, J.A. (2009). Modelling the temperature and the phytoplankton distributions at the Aveiro near coastal zone, Portugal. *Ecological modelling*. 2009, Vol. 220, pp. 940-961. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2008.11.024.
- Malhadas, M.S.; Neves, R.; Leitão, P.C.; Silva, A. (2010). Influence of tide and waves on water renewal in Óbidos Lagoon, Portugal. *Ocean Dynamics* 60:41-55. DOI: 10.1007/s10236-009-0240-3.
- Martins, F.; Leitão, P.; Silva, A.; Neves, R. (2001). 3D modelling in the Sado estuary using a new generic vertical discretization approach. *Oceanologica Acta*. 2001; 24(1):51-62. DOI: 10.1016/S0399-1784(01)00092-5.
- Mateus, M. , G. Riflet , P. Chambel , L. Fernandes , R. Fernandes , M. Juliano , F. Campuzano , H. de Pablo, and R. Neves (2012). An operational model for the West Iberian coast: products and services, *Ocean Sci.*, 8, 713-732, 2012. DOI:10.5194/os-8-713-2012.
- Neves, R. (2013). *The Mohid Concept. In: Ocean modelling for coastal management - Case studies with MOHID*. Eds. M. Mateus & R. Neves, pp 1-11. ISBN: 978-989-8481-24-5. Available on-line at http://www.mohid.com/PublicData/Products/BookPapers/2013_mohidbook_C01.pdf.
- Saraiva, S., Pina, P., Martins, F., Santos, M., Braunschweig, F. R. Neves (2007). Modelling the influence of nutrient loads on Portuguese estuaries. *Hydrobiologia*, 587, 5-18. DOI:
- Trancoso, A.R.; Saraiva, S.; Fernandes, L.; Pina, P.; Leitão, P.; Neves, R. (2005). Modelling macroalgae using a 3D hydrodynamic-ecological model in a shallow, temperate estuary". *Ecological Modelling*, 187(2-3): 232-246. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.01.054.
- Vaz, N.; Dias, J.; Leitão, P.; Martins, I. (2005). Horizontal patterns of water temperature and salinity in an estuarine tidal channel: Ria de Aveiro. *Ocean Dynamics*, 55, 416-429. DOI: 10.1007/s10236-005-0015-4.
- Vaz, N.; Vaz, L.; Serôdio, J.; Dias,J.M. (2019). A modeling study of light extinction due to cohesive sediments in a shallow coastal lagoon under well mixed conditions. *Science of The Total Environment*, Volume 694, 133707. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.133707.