

AVALIAÇÃO DO EFEITO DE COASTAL SQUEEZE EM HABITATS INTERTIDAIS DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO

BERNARDO TOMÉ DA SILVA INÁCIO

Dissertação submetida para satisfação parcial dos requisitos do grau de
**MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL — ESPECIALIZAÇÃO EM HIDRÁULICA, RECURSOS HÍDRICOS E
AMBIENTE**

Orientador: Doutor Paulo Avilez-Valente

Coorientadora: Doutora Ana Bio

OUTUBRO DE 2025

MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL 2024/2025

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E GEORRECURSOS

Tel. (+351) 22 508 1901

✉ m.ec@fe.up.pt

Editado por

FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

Rua Dr. Roberto Frias

4200-465 PORTO

Portugal

Tel. (+351) 22 508 1400

✉ feup@fe.up.pt

🌐 <http://www.fe.up.pt>

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição que seja mencionado o Autor e feita referência a *Mestrado em Engenharia Civil — 2024/2025 — Departamento de Engenharia Civil e Georrecursos, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2025*.

As opiniões e informações incluídas neste documento representam unicamente o ponto de vista do respetivo Autor, não podendo o Editor aceitar qualquer responsabilidade legal ou outra em relação a erros ou omissões que possam existir.

Este documento foi produzido a partir de versão eletrónica fornecida pelo respetivo Autor.

Este trabalho foi apoiado pelo projeto CAPTA (0062_CAPTA_1_E), cofinanciado pela União Europeia através do programa Interreg VI-A Espanha-Portugal (POCTEP) 2021-2027, e pelos fundos estratégicos UIDB/04423/2020, UIDP/04423/2020 e LA/P/0101/2020, através da Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT).



A meus Pais

"O começo de todas as ciências é o espanto de as coisas serem o que são."

Aristóteles

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar o meu sincero agradecimento ao Doutor Paulo Avilez-Valente, orientador desta dissertação, pela sua dedicação, disponibilidade e orientação ao longo de todo o processo. A sua experiência e apoio foram fundamentais para a concretização deste trabalho tal como de crescimento pessoal para a minha vida futura. Deixo também o meu agradecimento à Doutora Ana Bio por toda a simpatia, compreensão e ajuda neste processo.

Aos meus amigos e colegas de curso, pelo companheirismo, incentivo e partilha de momentos que tornaram este percurso académico mais leve e enriquecedor.

À minha família, pelo apoio incondicional, paciência e motivação constante ao longo destes anos. Sem o vosso suporte, este desafio não teria sido possível.

À minha namorada, pela compreensão, carinho e presença nos momentos mais exigentes desta etapa. O teu apoio foi essencial.

A todos os que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desta dissertação, o meu muito obrigado.

RESUMO

O presente trabalho avalia o impacto do fenómeno *coastal squeeze* nos habitats intertidais do estuário do rio Minho, um ecossistema de elevada importância ecológica e integrante da Rede Natura 2000. A subida do nível médio do mar, combinada com a presença de barreiras físicas naturais e antrópicas, tem comprometido a migração altimétrica dos sapais, aumentando a sua vulnerabilidade e ameaçando os serviços ecossistémicos que prestam.

Recorrendo à modelação numérica com o modelo SWASH e a geração de malha no software Triangle, foram simulados cenários hidrodinâmicos para diferentes níveis de maré, considerando o cenário climático SSP5-8.5 do IPCC para o ano de 2100. Através desta abordagem, foi possível analisar a evolução dos tempos de submersão e exposição nas áreas de sapal, bem como identificar zonas críticas de compressão dos habitats.

Os resultados indicam uma alteração significativa nas condições hidrodinâmicas do estuário, com aumento do tempo de submersão nas zonas mais baixas e consequente pressão sobre as espécies vegetais menos tolerantes à inundação prolongada. A análise espacial detalhada revelou padrões de vulnerabilidade associados à topografia, distância aos canais de maré e gradiente altimétrico.

Este estudo reforça a importância da integração da modelação numérica com a ecologia de habitats, como ferramenta de apoio à gestão adaptativa de zonas costeiras sob pressão climática, e destaca a necessidade de medidas que permitam a migração natural dos habitats intertidais para garantir a sua conservação a longo prazo.

PALAVRAS-CHAVE: Estuário do Minho, *coastal squeeze*, habitats intertidais, sapais, modelação numérica

ABSTRACT

This study assesses the impact of the coastal squeeze phenomenon on the intertidal habitats of the Minho River estuary, an ecologically significant system included in the Natura 2000 Network. Sea level rise, combined with natural and anthropogenic barriers, is limiting the altimetric migration of saltmarshes, increasing their vulnerability and compromising their ability to provide key ecosystem services.

Using the SWASH numerical model and mesh generation through the Triangle software, hydrodynamic simulations were performed under different tidal conditions, considering the SSP5-8.5 climate scenario projected by the IPCC for the year 2100. This approach allowed for the assessment of submersion and exposure times in saltmarsh areas and the identification of critical habitat compression zones.

Results show a marked change in the estuary's hydrodynamic regime, with increased submersion time in lower areas, exerting pressure on plant species less tolerant to prolonged flooding. Spatial analysis revealed vulnerability patterns linked to topography, proximity to tidal channels, and elevation gradient.

This work highlights the relevance of integrating numerical modelling with habitat ecology to support adaptive coastal management under climate change, emphasizing the need for strategies that enable the natural migration of intertidal ecosystems to ensure their long-term conservation.

KEYWORDS: Minho estuary, coastal squeeze, intertidal habitats, saltmarshes, numerical modelling

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS	VII
RESUMO	IX
ABSTRACT	XI
ÍNDICE DE FIGURAS	XV
ÍNDICE DE TABELAS	XIX
INTRODUÇÃO	1
1.1. CONTEXTUALIZAÇÃO GERAL	1
1.2. OBJETIVOS DA DISSERTAÇÃO	2
1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	2
ENQUADRAMENTO	3
2.1. DEFINIÇÃO DE ESTUÁRIO	3
2.2. DINÂMICA DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO	4
2.3. IMPACTOS ANTROPOGÉNICOS	6
2.4. PROCESSOS FÍSICOS NO ESTUÁRIO	7
2.4.1. Salinidade	7
2.4.2. Morfodinâmica	8
2.4.3. Sedimentação	8
2.4.4. Hidrodinâmica	8
2.5. CARACTERIZAÇÃO DOS HABITATS INTERTIDAIS	9
2.6. SAPAL DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO	9
2.6.1. Espécies Presentes no Sapal	10
2.7. USO DO SOLO E BARREIRAS FÍSICAS	11
2.8. EFEITO COASTAL SQUEEZE	12
2.9. SUBIDA DO NÍVEL MÉDIO DO MAR	14
METODOLOGIA	17
3.1. ENQUADRAMENTO	17
3.2. MODELO TRIANGLE	17
3.2.1. Algoritmos de refinamento e Adaptação	18
3.2.2. Qualidade da Malha	18
3.2.3. Equações de Laplace para Refinamento	19
3.2.4. Exportação Para Simulação	20
3.3. MODELO SWASH	20
3.3.1. Equações Governantes	20
3.3.2. Simulação de Ondas de Superfície em Águas Costeiras em Malhas Não Estruturadas	23
3.3.2.1. Wetting and Drying	25
CASO DE ESTUDO	27

4.1. DELIMITAÇÃO DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO	27
4.2. TOPOBATIMETRIA	28
4.3. CRIAÇÃO E DELIMITAÇÃO DA MALHA COMPUTACIONAL	29
4.4. CAUDAIS	31
4.5. MARÉS	32
4.5.1. <i>Modelo de Marés</i>	32
4.5.2. <i>Marés-Tipo</i>	33
4.6. CALIBRAÇÃO DO MODELO SWASH	37
4.7. ESTABILIDADE NUMÉRICA	37
RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5.1. CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO	39
5.2. CENÁRIO DE SIMULAÇÃO SSP5-8.5 PARA O ANO 2100	40
5.3. PROFUNDIDADE DA ÁGUA POR MARÉ-TIPO	41
5.3.1. <i>Limitações do Modelo SWASH</i>	44
5.3.2. <i>Variação de Profundidade por Cenário</i>	44
5.3.2.1. Cenário C1.1	45
5.3.2.2. Cenário C1.2	45
5.3.2.3. Cenário C2.1	45
5.3.2.4. Cenário C2.2	45
5.4. TEMPOS DE IMERSÃO	45
5.4.1. <i>Tempo de Imersão por Cenário</i>	45
5.4.2. <i>Tempo Médio de Imersão numa Maré Semidiurna</i>	46
5.5. ANEXOS	50
5.5.1. <i>Profundidade Instantânea de Imersão</i>	50
5.5.2. <i>Tempo de Imersão</i>	52
CONCLUSÕES	61
BIBLIOGRAFIA	63

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática da transição entre os ambientes marinho e fluvial ao longo de um estuário (A) e variação relativa da energia dos processos dominantes (B) (adaptada de: Dalrymple et al. (1992)).	4
Figura 2 - Localização do estuário do rio Minho na região transfronteiriça entre Portugal e Espanha.	5
Figura 3 – Estuário do rio Minho.	6
Figura 4 - Localização das dragagens realizadas no canal de acesso ao cais de Caminha. Imagem obtida do <i>Google Earth</i> , complementada com informação de Dias et al. (2007).	7
Figura 5 – Delimitação da área do sapal na margem norte (Espanha).	10
Figura 6 – Delimitação da área do sapal na margem sul (Portugal).	10
Figura 7 – <i>Juncus maritimus</i> .	11
Figura 8 – <i>Bolboschoenus maritimus</i> .	11
Figura 9 - Representação esquemática da migração natural dos habitats costeiros face à subida do nível do mar e do efeito de <i>coastal squeeze</i> causado pela presença de estruturas rígidas (adaptada de: Pontee (2013)).	13
Figura 10 - Subida do nível médio do mar em Caminha para o cenário SSP5-8.5 do IPCC, nível de confiança média para um quantil de 0.05 (—), 0.5 (—) e 0.95 (—).	15
Figura 11 – Ocupação do solo na área de estudo (zonas urbanas e industriais a vermelho, zonas agrícolas em cor-de-areia, zonas naturais em tons de verde e áreas de sapal em azul claro).	27
Figura 12 – Representação da topobatimetria modelada.	28
Figura 13 – Batimetria na zona do sapal.	29
Figura 14 – Representação da malha triangular no estuário.	30
Figura 15 - Malha triangular do sapal da secção espanhola.	30
Figura 16 - Malha triangular do sapal na secção portuguesa.	31
Figura 17 – Série temporal do caudal médio diário no rio Mouro entre 1973 e 2023, com dados das estações Foz do Mouro (—) e Foz do Mouro (R.E.) (—).	32
Figura 18 - Exemplo de maré semidiurna representando a variação da altura da maré entre 1 e 16 de janeiro de 2025, com indicação dos picos de maré alta (▲) e baixa (▼) e os zeros (○).	33
Figura 19 - Distribuição das amplitudes diárias da maré ao longo do ano de 2025.	34
Figura 20 - Classificação das amplitudes diárias da maré em quatro categorias: marés mortas (■), intermédias baixas (■), intermédias altas (■) e marés vivas (■).	34
Figura 21 - Maré-tipo M1, representativa da classe de marés mortas.	35
Figura 22 - Maré-tipo M2, representativa da classe de marés intermédias baixas.	35
Figura 23 - Maré-tipo M3, representativa da classe de marés intermédias altas.	36

Figura 24 - Maré-tipo M4, representativa da classe de marés vivas.	36
Figura 25 - Localização dos 36 pontos de observação definidos na zona do sapal.	39
Figura 26 - Representação da batimetria da zona de sapal para o ano de 2020.	42
Figura 27 - Representação da batimetria da zona de sapal para o ano de 2100.	42
Figura 28 - Série temporal da profundidade da coluna de água no ponto de observação 6 para o cenário C1.1, preia-mar (●) (25 h 40 min) e meia-maré (●) (23 h 30 min) após o início da simulação.	43
Figura 29 - Série temporal da profundidade da coluna de água no ponto de observação 6 para o cenário C1.16, preia-mar (●) (12 h 30 min) e meia-maré (●) (23 h 30 min) após o início da simulação.	43
Figura 30 – Exemplo do ponto 36 para o cenário C1.16 onde o modelo apresenta profundidades negativas.	44
Figura 31 – Tempo médio de imersão e área alagada correspondente para o cenário de 2020.	46
Figura 32 - Tempo médio de imersão e área alagada correspondente para o cenário de 2100.	46
Figura 33 – Área por tempo médio de submersão: 2020 (—); 2100(—).	49
Figura 34 – Área acumulada com tempo de submersão inferior ao indicado: 2020 (—); 2100(—).	49
Figura 35 – Área acumulada com tempo de submersão superior ao indicado: 2020 (—); 2100(—).	49
Figura 36 - Cenário C1.1. Meia-maré.	50
Figura 37 - Cenário C1.1. Preia-mar.	50
Figura 38 - Cenário C1.2. Meia-maré.	50
Figura 39 - Cenário C1.2. Preia-mar.	50
Figura 40 - Cenário C2.1. Meia-maré.	51
Figura 41 - Cenário C2.1. Preia-mar.	51
Figura 42 - Cenário C2.2. Meia-maré.	51
Figura 43 - Cenário C2.2. Preia-mar.	51
Figura 44 - Cenário C1.1.	52
Figura 45 - Cenário C1.2.	52
Figura 46 - Cenário C1.3.	52
Figura 47 - Cenário C1.4.	52
Figura 48 - Cenário C1.5.	53
Figura 49 - Cenário C1.6.	53
Figura 50 - Cenário C1.7.	53
Figura 51 - Cenário C1.8.	53
Figura 52 - Cenário C1.9.	54
Figura 53 - Cenário C1.10.	54

Figura 54 - Cenário C1.11.....	54
Figura 55 - Cenário C1.12.....	54
Figura 56 - Cenário C1.13.....	55
Figura 57 - Cenário C1.14.....	55
Figura 58 - Cenário C1.15.....	55
Figura 59 - Cenário C1.16.....	55
Figura 60 - Cenário C2.1.....	56
Figura 61 - Cenário C2.2.....	56
Figura 62 - Cenário C2.3.....	56
Figura 63 - Cenário C2.4.....	56
Figura 64 - Cenário C2.5.....	57
Figura 65 - Cenário C2.6.....	57
Figura 66 - Cenário C2.7.....	57
Figura 67 - Cenário C2.8.....	57
Figura 68 - Cenário C2.9.....	58
Figura 69 - Cenário C2.10.....	58
Figura 70 - Cenário C2.11.....	58
Figura 71 - Cenário C2.12.....	58
Figura 72 - Cenário C2.13.....	59
Figura 73 - Cenário C2.14.....	59
Figura 74 - Cenário C2.15.....	59
Figura 75 - Cenário C2.16.....	59

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Caudais tipo.	32
Tabela 2 – Marés-tipo.	35
Tabela 3 – Cenários de Simulação.	40
Tabela 4 – Valores projetados da subida do nível médio do mar (em milímetros) de 2020 a 2150, para o cenário SSP5-8.5 (percentis 5, 50 e 95).	41
Tabela 5 – Distribuição da área em função do tempo médio de submersão para 2020.	47
Tabela 6 – Distribuição da área em função do tempo médio de submersão para 2100.	48

1

INTRODUÇÃO

1.1. CONTEXTUALIZAÇÃO GERAL

Os estuários representam zonas de transição entre os ambientes fluviais e marinhos, caracterizando-se por uma elevada complexidade ecológica, hidrodinâmica e morfológica. Estes sistemas desempenham um papel fundamental na regulação dos fluxos de água, sedimentos e nutrientes, além de sustentarem uma diversidade notável de habitats intertidais, como sapais, bancos de areia e zonas de vasa, reconhecidos pela sua elevada produtividade biológica e importância ecológica (Pritchard, 1967). No entanto, a crescente pressão das alterações climáticas e das atividades humanas tem colocado estes ecossistemas sob ameaça, comprometendo a sua integridade funcional e a prestação de serviços ecossistémicos essenciais (Dyer et al., 2000).

Entre os fenómenos que mais contribuem para a degradação dos habitats intertidais destaca-se o *coastal squeeze*, um processo resultante da conjugação entre a subida do nível médio do mar e a presença de barreiras físicas naturais ou antrópicas que impedem os ecossistemas costeiros de migrar para zonas mais elevadas (Esteves, 2016). Esta limitação espacial conduz à compressão e eventual perda de habitats, afetando negativamente a biodiversidade e os serviços ecossistémicos tais como, a capacidade de sequestro de carbono e a proteção natural contra a erosão costeira. A compreensão deste fenómeno é, por isso, crucial para a definição de estratégias de gestão adaptativa em zonas costeiras vulneráveis (Mills et al., 2016).

O estuário do rio Minho, situado na fronteira entre Portugal e Espanha, constitui um exemplo paradigmático desta problemática. Integrado na Rede Natura 2000 e classificado como Zona de Proteção Especial, este sistema estuarino tem vindo a sofrer alterações morfológicas significativas nas últimas décadas, impulsionadas por intervenções humanas como a construção de barragens, dragagens e extração de inertes. Estas ações, aliadas à redução dos caudais fluviais e à subida do nível do mar, têm intensificado processos de assoreamento, erosão e intrusão salina, com impactos diretos sobre os habitats intertidais da região (Portela, 2011).

Apesar da sua relevância ecológica, são ainda escassos os estudos que avaliem de forma integrada os efeitos do *coastal squeeze* nos sapais do estuário do Minho, particularmente no contexto das projeções climáticas mais recentes. Neste sentido, o presente trabalho propõe-se a colmatar essa lacuna, através da aplicação de modelação numérica com o modelo SWASH, suportada por uma malha computacional gerada com o software Triangle. Através desta abordagem, pretende-se simular diferentes cenários hidrodinâmicos, considerando a subida do nível médio do mar projetada pelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) para o ano de 2100 (cenário SSP5-8.5), e avaliar a evolução dos tempos de submersão e exposição nas áreas de sapal.

Ao integrar a modelação hidrodinâmica com a análise ecológica dos habitats intertidais, esta dissertação visa contribuir para uma compreensão mais aprofundada da vulnerabilidade dos sapais do estuário do Minho face às alterações climáticas, fornecendo uma base científica sólida para a implementação de medidas de conservação e gestão adaptativa. A relevância deste estudo reside, assim, na sua capacidade de antecipar impactos futuros e de apoiar decisões estratégicas que garantam a resiliência ecológica e funcional de um dos ecossistemas costeiros mais sensíveis do território português.

1.2. OBJETIVOS DA DISSERTAÇÃO

O objetivo central deste trabalho é avaliar, com base em modelação numérica, os efeitos da subida do nível médio do mar sobre os habitats intertidais do estuário do rio Minho, com especial enfoque no fenómeno de *coastal squeeze*. Pretende-se, através da simulação de diferentes cenários hidrodinâmicos, analisar a variação dos tempos de submersão e exposição nas zonas de sapal, identificar padrões espaciais de vulnerabilidade ecológica e compreender de que forma a presença de barreiras físicas pode comprometer a migração altimétrica dos ecossistemas. Esta análise visa apoiar a formulação de estratégias de gestão adaptativa que promovam a conservação e a resiliência dos habitats intertidais face às alterações climáticas.

1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A dissertação encontra-se organizada de forma a conduzir o leitor desde o enquadramento conceptual até à análise dos resultados e às conclusões. Após esta introdução, o segundo capítulo apresenta o enquadramento teórico, abordando a definição e dinâmica dos estuários, os impactos antrópicos no estuário do Minho, os processos físicos relevantes e a caracterização dos habitats intertidais, com especial atenção ao fenómeno de *coastal squeeze*.

O terceiro capítulo descreve a metodologia adotada, com destaque para os modelos numéricos utilizados e os procedimentos de discretização espacial.

O quarto capítulo introduz o caso de estudo, detalhando as características da área, o uso do solo e a batimetria e apresentando a construção da malha computacional e os dados de entrada.

No quinto capítulo são apresentados e discutidos os resultados das simulações, com ênfase nos cenários de subida do nível do mar e nos seus efeitos sobre os tempos de imersão.

Por fim, o sexto capítulo sintetiza as principais conclusões do estudo e propõe linhas de investigação futura, reforçando a importância da modelação numérica como ferramenta de apoio à gestão costeira em contextos de mudança climática.

2

ENQUADRAMENTO

2.1. DEFINIÇÃO DE ESTUÁRIO

Um estuário é uma zona de transição dinâmica entre ambientes fluviais e marinhos, onde a água doce proveniente dos rios se mistura com a água salgada do oceano. Este encontro de massas de água com características físico-químicas distintas dá origem a um ecossistema altamente produtivo, complexo e biologicamente diverso. Segundo Pritchard (1967), um estuário pode ser definido como: "Um corpo de água costeiro semifechado que tem ligação livre com o oceano e dentro do qual a água do mar se mistura e dilui com a água doce proveniente da drenagem terrestre." Outros autores, como Dalrymple et al. (1992), propuseram definições com base na morfologia e origem geológica dos estuários, classificando-os em rias, fiordes, estuários tectónicos ou de barreira. Do ponto de vista hidrodinâmico, autores como Dyer et al. (2000) e Jay & Smith (1990) enfatizam a estratificação da salinidade e os processos de circulação interna como critérios fundamentais para a definição e classificação dos estuários.

No entanto, estas abordagens, embora úteis, não captam de forma integrada a complexidade ecológica e funcional do sistema estuarino. Neste sentido, a abordagem de Wolfe & Kjerfve (1986) revela-se a mais adequada para o presente estudo, ao integrar os aspetos físicos, hidrodinâmicos e ecológicos que caracterizam os estuários. Esta definição funcional permite uma análise detalhada da estrutura interna do estuário, essencial para compreender os impactos do *coastal squeeze* e outras pressões ambientais que afetam os habitats intertidais, como é o caso do estuário do rio Minho.

Esta complexidade ecológica e física é refletida também na forma como os estuários são organizados espacialmente. A configuração funcional de um estuário pode ser dividida em três regiões principais: marinha, estuarina e fluvial, conforme descrito por diversos autores, incluindo Wolfe & Kjerfve (1986) e Miranda (2002), e representado na Figura 1.

Na região marinha, predominam os processos oceânicos, como a ação das ondas e a elevada salinidade, sendo esta a zona mais próxima da desembocadura. A região estuarina central caracteriza-se por uma mistura ativa entre água doce e salgada, com influência significativa das marés e correntes, sendo também onde se localiza o limite entre os sedimentos marinhos e estuarinos. Já a região fluvial, situada mais a montante, é dominada por processos fluviais, com salinidade muito baixa e marcada pela influência da descarga de água doce (Kaiser, 2013).

Esta divisão funcional é reforçada na Figura 1. B que mostra a variação da energia relativa dos processos físicos ao longo do estuário: os processos marinhos dominam a zona externa, os processos fluviais dominam a zona interna, e uma zona de energia mista caracteriza a região central.

Esta abordagem permite compreender como os diferentes domínios interagem e moldam a estrutura e funcionamento do estuário.

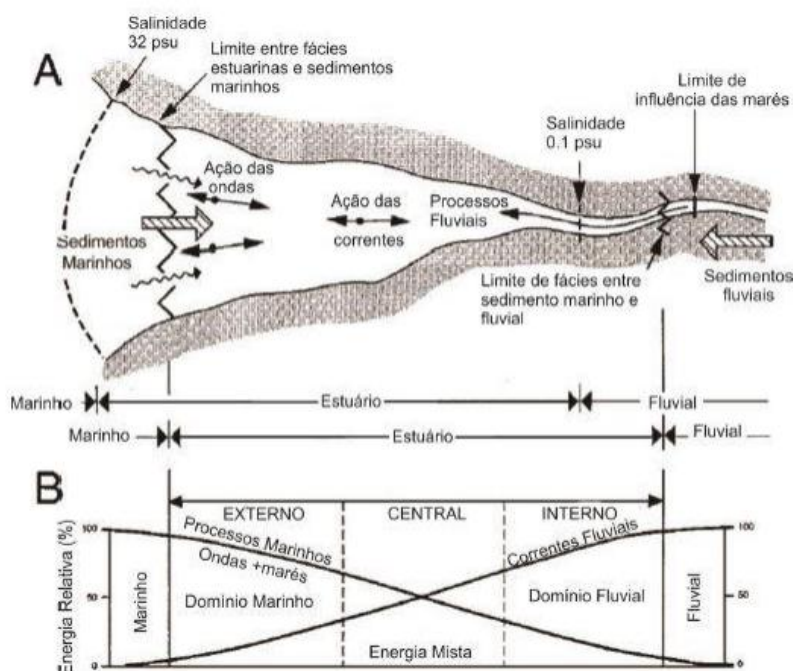


Figura 1 - Representação esquemática da transição entre os ambientes marinho e fluvial ao longo de um estuário (A) e variação relativa da energia dos processos dominantes (B) (adaptada de: Dalrymple et al. (1992)).

2.2. DINÂMICA DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO

O rio Minho constitui uma fronteira natural entre Portugal e Espanha ao longo dos seus últimos 76 km. O estuário do Minho, que é de elevada importância ecológica e ambiental, sendo considerado um dos estuários menos impactados de Portugal, localiza-se no noroeste da Península Ibérica, ocupando os últimos 34 km de percurso (Portela, 2011) (Figura 1). Este sistema estuarino representa uma zona de transição entre o ambiente fluvial e marinho, desaguando no Oceano Atlântico entre as localidades de Caminha (Portugal) e A Guarda (Espanha) (Melo et al., 2021). O rio Minho nasce na Serra de Meira, na Galiza (Espanha), e percorre aproximadamente 340 km até à sua foz. A sua bacia hidrográfica cobre uma área de cerca de 17 080 km², com um caudal médio anual estimado em 400 m³/s (Valente et al., 2024; Nunes & Lourenço, 2023). A bacia hidrográfica, é maioritariamente espanhola, sendo que apenas cerca de 5% do seu território se encontra em Portugal. A rede hidrográfica apresenta uma configuração dendrítica, com vales alongados e uma multiplicidade de afluentes, entre os quais se destacam, a jusante da confluência com o rio Sil, os rios Arnoia, Avia, Tea, Coura e Mouro.

Segundo Portela (2011) o estuário pode ser dividido em três setores principais: Setor inferior (km 0–3): entre a foz e Caminha; Setor médio (km 3–14): entre Caminha e Vila Nova de Cerveira; Setor superior (km 14–34): entre Vila Nova de Cerveira e cerca de 5 km a montante de Valença. O presente caso de estudo incide sobre o troço terminal do rio Minho (até ca. 10 km da foz) (Figura 2). A área de estudo encontra-se inserida na Região Hidrográfica do Minho e Lima (RH1), sob jurisdição da Agência Portuguesa do Ambiente, e corresponde à secção inferior da bacia hidrográfica do rio Minho.

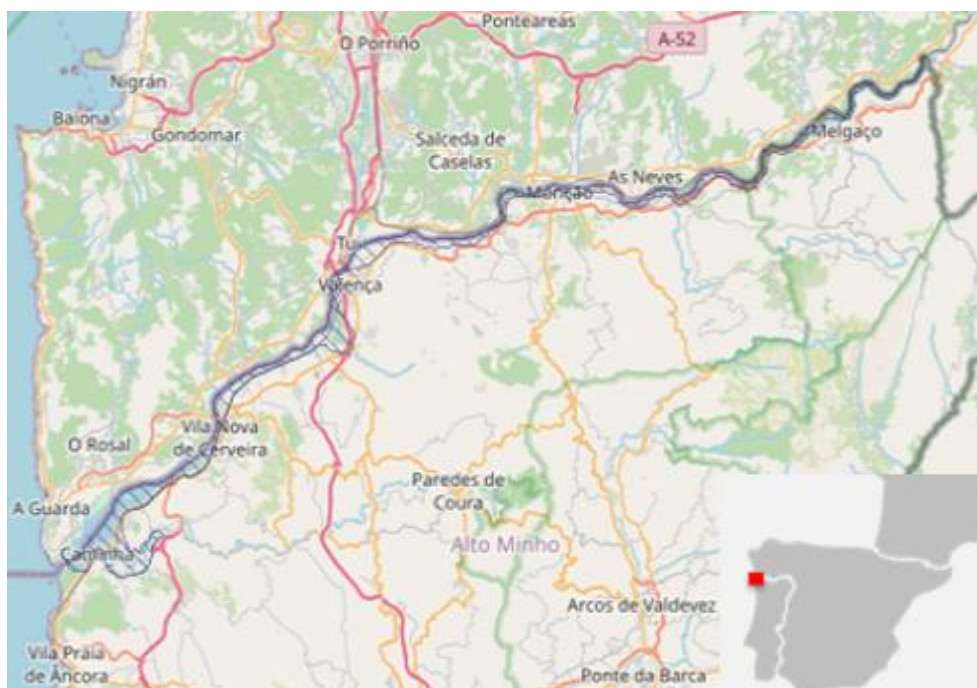


Figura 2 - Localização do estuário do rio Minho na região transfronteiriça entre Portugal e Espanha.

O estuário do rio Minho (Figura 3) apresenta uma largura variável ao longo do seu percurso, com tendência crescente de montante para jusante. A largura máxima atinge cerca de 2000 m a montante de Caminha, enquanto nas zonas mais estreitas, como no setor superior, a largura é significativamente menor (Portela, 2011). As profundidades, referidas ao zero hidrográfico (ZH), situam-se geralmente entre 0 e 10 m, podendo atingir valores superiores, com destaque para a zona próxima de Vila Nova de Cerveira, onde se regista uma profundidade máxima de aproximadamente 24 m (Portela, 2011). Estas profundidades mais acentuadas estão frequentemente associadas a zonas de maior contração do canal, curvas exteriores e locais anteriormente sujeitos à extração de inertes ou dragagens. A embocadura do estuário é marcada pela presença da Ínsua, uma ilha rochosa que separa duas barras: a barra norte (espanhola), considerada perigosa, e a barra sul (portuguesa), de menor risco mas com elevada variabilidade morfológica (Portela, 2011).

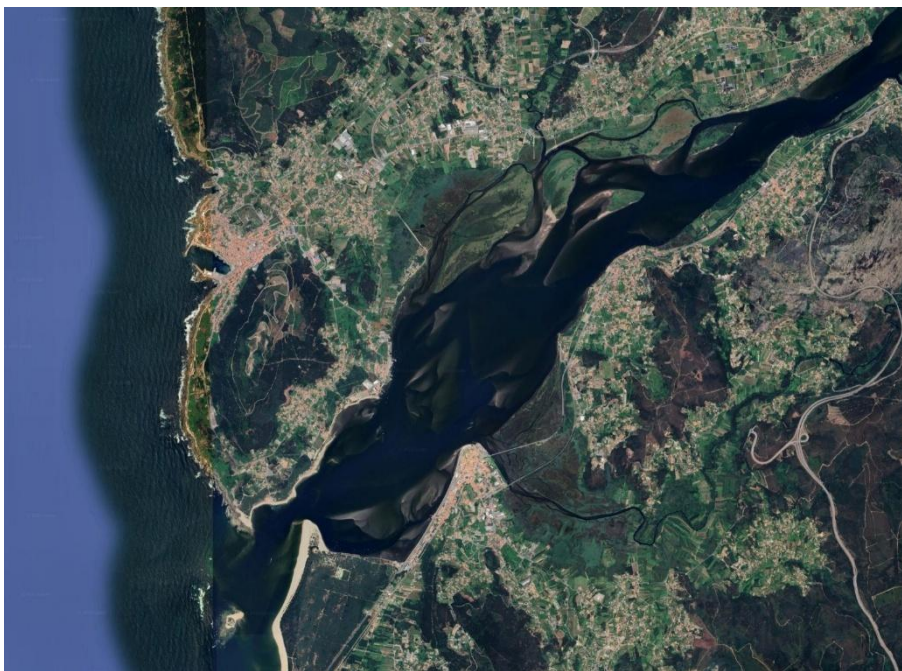


Figura 3 – Estuário do rio Minho.

Do ponto de vista geológico, o estuário é influenciado pelo cisalhamento Vigo-Régua, com afloramentos de terrenos metamorfizados e graníticos (Melo et al., 2021). Portela (2011) refere que a configuração geológica, aliada à hidrodinâmica e à ação antrópica (como a construção de barragens e extração de inertes), influencia fortemente a morfodinâmica do estuário. Estudos recentes destacam que o estuário do Minho se encontra num processo contínuo de evolução morfológica, com fenómenos de assoreamento e erosão que afetam a sua navegabilidade, ecossistemas e uso socioeconómico (Portela, 2011; Melo et al., 2021). A sua importância ecológica é reconhecida pela inclusão em áreas protegidas da Rede Natura 2000, como o sítio PTCON0019 – Rio Minho e a ZPE PTZPE0001 – Estuário dos Rios Minho e Coura (Portela, 2011).

2.3. IMPACTOS ANTROPOGÉNICOS

O estuário do rio Minho tem sido alvo de diversas intervenções humanas ao longo das últimas décadas, as quais alteraram significativamente a sua morfologia, hidrodinâmica e equilíbrio ecológico. Segundo o estudo de Portela (2011), desenvolvido no âmbito do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), foram identificadas várias ações antropogénicas com efeitos marcantes neste sistema estuarino.

Entre 1950 e 1978, a construção de 34 barragens na bacia hidrográfica do rio Minho provocou uma redução significativa dos caudais fluviais e do transporte natural de sedimentos para o estuário. Esta alteração contribuiu para o aumento da intrusão salina e para a modificação do equilíbrio sedimentar, com implicações diretas na dinâmica ecológica da zona estuarina. Posteriormente, entre 1973 e 1989, a extração de aproximadamente oito milhões de metros cúbicos de sedimentos do leito do estuário agravou ainda mais a situação, provocando a degradação da estrutura morfológica e intensificando fenómenos de erosão e assoreamento em diferentes setores.

Em 1994, foi realizada uma dragagem para a abertura do canal de navegação do *ferry-boat* em Caminha, com a remoção de cerca de um milhão de metros cúbicos de sedimentos (Figura 4). Esta intervenção alterou a hidrodinâmica local, favorecendo a erosão costeira nas margens e modificando os padrões de

circulação das águas, o que teve repercussões na estabilidade dos habitats intertidais e na biodiversidade da região.

Entre 2004 e 2005, foi realizada uma nova intervenção no estuário, com a dragagem do canal de acesso à ponte cais e aos estaleiros de Caminha (Figura 4). Esta operação teve como objetivo restabelecer as condições de navegabilidade, uma vez que o assoreamento dificultava o acesso de embarcações, sobretudo em maré baixa, obrigando os pescadores a percorrer longas distâncias a pé sobre a vaza. A dragagem decorreu numa zona sensível do estuário, classificada como Sítio de Importância Comunitária (PTCON009) e Zona de Proteção Especial (ZPE), exigindo a realização de um Estudo de Impacte Ambiental para avaliar os efeitos sobre os habitats e a dinâmica sedimentar local.



Figura 4 - Localização das dragagens realizadas no canal de acesso ao cais de Caminha. Imagem obtida do *Google Earth*, complementada com informação de Dias et al. (2007).

2.4. PROCESSOS FÍSICOS NO ESTUÁRIO

A análise da dinâmica estuarina requer uma abordagem integrada de múltiplos fatores físicos, entre os quais se destacam a salinidade, a morfologia e os processos de sedimentação. No entanto, é a hidrodinâmica que desempenha um papel central na regulação e interligação destes processos, influenciando diretamente a circulação da água, o transporte de sedimentos e a distribuição de habitats.

2.4.1. SALINIDADE

A salinidade varia ao longo do estuário, criando zonas de água doce, salobra e salgada. Esta estratificação pode ser mais ou menos pronunciada consoante o volume de água doce, a amplitude das marés e a morfologia do canal estuarino. O estuário do rio Minho apresenta uma salinidade reduzida, especialmente nos setores médio e superior, devido à limitada penetração da cunha salina. Embora o caudal fluvial contribua para essa limitação, estudos como os de Iglesias et al. indicam que a

hidrodinâmica do estuário é predominantemente controlada pelas marés, sendo o caudal relativamente reduzido quando comparado com outros sistemas fluviais como o Douro. A modelação da salinidade, baseada na equação de advecção-difusão, demonstrou que, para um caudal fluvial de 100 m³/s em maré viva, as salinidades elevadas se restringem ao setor inferior e parte do setor médio. Já para caudais de 1000 m³/s, a salinidade elevada limita-se ao setor inferior (Delgado et al., 2011). Estes resultados indicam que a salinidade no estuário é altamente sensível às variações do caudal fluvial, influenciando diretamente a distribuição de habitats e a dinâmica ecológica.

2.4.2. MORFODINÂMICA

A largura aumenta de montante para jusante, com profundidade máxima de 24 m junto a Vila Nova de Cerveira. A presença de ilhas sedimentares (como a Ilha da Boega e as Morraceiras) e o facto de cerca de 70 % da área dos setores médio e inferior se situar acima do zero hidrográfico indicam um elevado grau de preenchimento sedimentar (Portela, 2011). A morfologia tem evoluído continuamente, com deslocamento de bancos e canais de maré, sem um padrão consistente, mas com volumes de alteração da ordem de 10⁶ a 10⁷ m³ em 20 anos, incluem tanto processos de erosão como de acreção, refletindo a complexidade da dinâmica sedimentar do estuário.

2.4.3. SEDIMENTAÇÃO

A sedimentação no estuário do Minho é marcada por um processo contínuo de assoreamento, influenciado por intervenções humanas como a construção de barragens, que reduzem os caudais fluviais e o transporte de sedimentos. A extração de inertes, ao modificar a morfologia do leito, pode alterar os padrões de circulação e deposição, favorecendo o assoreamento em zonas adjacentes. A modelação sedimentar, baseada na formulação de Ackers-White, sugere que os fluxos sedimentares são dominados por episódios de caudais elevados, cuja frequência foi reduzida pelas obras hidráulicas a montante. Esta alteração no regime hidrológico tem implicações diretas na dinâmica sedimentar e na estabilidade morfológica do estuário. Durante a maré enchente, as correntes de fundo podem transportar sedimentos finos para montante, enquanto o fluxo superficial se mantém dirigido a jusante. Esta circulação bidirecional, típica de estuários parcialmente mistos, favorece a acumulação de partículas em suspensão na zona de transição entre água doce e salgada. No estuário do Minho, este fenómeno é particularmente evidente nos setores médio e inferior, onde a morfologia compartimentada e a presença de ilhas sedimentares criam zonas de baixa energia propícias à deposição (Portela, 2011).

2.4.4. HIDRODINÂMICA

Como já referido, a hidrodinâmica do estuário constitui o aspeto mais relevante para este estudo, uma vez que é o fator que melhor caracteriza a resposta do sistema à subida do nível do mar e à interação entre o regime de marés e os caudais fluviais. A predominância fluvial limita a intrusão salina e reduz a propagação da maré para montante, criando um sistema com dinâmica própria e sensível a variações sazonais e extremas. Estes cenários são fundamentais para compreender os efeitos que tais alterações provocam nos habitats intertidais e para delinear estratégias que permitam mitigar os seus impactos adversos. No caso específico do estuário do rio Minho, a hidrodinâmica assume particular importância devido à sua marcada dominância fluvial e à limitada propagação da maré, características que influenciam diretamente a estrutura e a evolução do sistema (Delgado et al., 2011).

Com recurso ao modelo SWASH (Simulating WAVes till SHore), baseado na resolução das equações de águas pouco profundas com termos não hidrostáticos, é possível simular com elevada precisão a interação entre ondas, correntes e variações do nível do mar em ambientes costeiros e estuarinos. A sua aplicação ao estuário do Minho permitiu a análise de padrões de circulação, velocidades de corrente, prismas de maré e tempos de residência, fornecendo uma base sólida para a compreensão dos mecanismos que moldam a dinâmica do sistema (Portela, 2008).

2.5. CARACTERIZAÇÃO DOS HABITATS INTERTIDAIS

Os habitats intertidais correspondem a zonas ecológicas situadas entre os limites de maré alta e maré baixa, sendo periodicamente submersas e expostas devido à ação das marés. Esta definição é amplamente reconhecida por autores como Little & Kitching (1996), que descrevem estas áreas como ecossistemas de transição altamente dinâmicos, sujeitos a variações ambientais extremas, incluindo salinidade, temperatura, oxigenação e humidade. Estas condições criam um ambiente de stress físico e biológico, ao qual apenas organismos altamente especializados conseguem adaptar-se.

Segundo Levinton (2001), os habitats intertidais desenvolvem-se sobretudo em zonas costeiras e estuarinas, onde a alternância entre imersão e emersão condiciona a distribuição e a composição das comunidades biológicas. Entre os principais tipos de habitats intertidais, encontram-se os sapais, pradarias marinhas, bancos de areia, zonas de vasa e caniçais, cada um com características ecológicas distintas. Estes habitats prestam serviços ecossistémicos essenciais, como o sequestro de carbono, pelo designados como ecossistemas de “carbono azul” a estabilização de sedimentos, a filtragem de nutrientes e a proteção contra a erosão costeira, conforme destacado por (Barbier et al., 2011).

Comparando com a descrição geral dos estuários, os habitats intertidais representam a interface mais vulnerável e dinâmica dentro do sistema estuarino. Enquanto o estuário, funciona como um sistema integrado que regula fluxos de água, sedimentos e nutrientes, os habitats intertidais são os pontos de contacto direto entre o meio terrestre e o aquático, sendo por isso os mais sensíveis a alterações no regime hidrodinâmico, na qualidade da água e na ocupação do solo.

No caso de estudo em análise, o estuário do rio Minho, os habitats intertidais assumem uma importância ecológica e funcional particularmente elevada. A presença de extensos sapais na confluência dos rios Minho e Coura constitui um dos elementos-chave da biodiversidade local. Segundo Mitsch et al. (2009), sapais, são habitats intertidais formados por vegetação halófitas, localizados em zonas baixas e planas das margens estuarinas, sujeitos à inundação periódica pelas marés.

Estes sapais, como demonstrado por Menten (2022), servem de refúgio e alimentação para aves aquáticas e peixes juvenis, além de desempenharem um papel fundamental na regulação da dinâmica sedimentar do estuário, promovendo a deposição de partículas finas e contribuindo para a estabilidade morfológica da região.

2.6. SAPAL DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO

O presente estudo foca-se principalmente nas áreas de sapal localizadas na confluência dos rios Minho e Coura, no noroeste de Portugal (Figura 5). Este habitat estende-se por ambas as margens do rio Coura, imediatamente antes da sua junção com o rio Minho, e inclui áreas de sapal, juncais, bancos de areia e manchas de caniçal. Estudos recentes indicam que, entre 1990 e 2012, a área de sapal na zona de Caminha aumentou significativamente, passando de 91 ha para cerca de 230 ha. Este crescimento pode estar associado a alterações na classificação do uso do solo, mas também à sedimentação favorecida

pela redução dos caudais fluviais, e pela redução da velocidade da corrente e acumulação de sedimentos causadas pelos próprios sapais (Rodrigues, 2008).

Para além da margem sul portuguesa, considerou-se também a margem norte espanhola, uma vez que ambas apresentam características ecológicas e altimétricas compatíveis com a definição de sapal (Figura 5 e Figura 6). O sapal do estuário do rio Minho é um ecossistema intertidal que se desenvolve em zonas com altitudes compreendidas entre +0 m e +2 m NMM (Nível Médio do Mar). Esta faixa altimétrica define a sua posição ecológica entre zona intertidal baixa, onde se podem localizar por exemplo pradarias marinhas (localizada entre -0.7 m e 1 m) e as zonas mais elevadas, frequentemente ocupadas por usos agrícolas ou florestais.



Figura 5 – Delimitação da área do sapal na margem norte (Espanha).



Figura 6 – Delimitação da área do sapal na margem sul (Portugal).

2.6.1. ESPÉCIES PRESENTES NO SAPAL

As espécies vegetais que compõem os sapais do estuário do rio Minho, que são sobretudo *Juncus maritimus*, *Spartina patens*, *Phragmites australis* e *Bolboschoenus maritimus*, apresentam diferentes tolerâncias à salinidade, à frequência de inundação e à duração dos períodos de submersão e exposição. Estas variáveis são determinantes para a sua distribuição espacial e para a sua capacidade de sobrevivência e crescimento e, consequentemente, para a distribuição espacial.

De forma geral, as espécies localizadas nas zonas mais baixas do sapal, como *S. patens* e *B. maritimus* (Figura 8), estão adaptadas a períodos mais longos de submersão, enquanto espécies como *J. maritimus* (Figura 7) e *P. australis* tendem a ocupar zonas mais elevadas, onde a exposição ao ar é mais frequente. A sobrevivência destas espécies depende, portanto, de um equilíbrio entre o tempo de submersão (que garante a humidade e o transporte de nutrientes) e o tempo de exposição (essencial para a oxigenação do solo e para evitar a anóxia radicular).



Figura 7 – *Juncus maritimus*.



Figura 8 – *Bolboschoenus maritimus*.

O estudo de Cunha et al. (2024) mostra que a distribuição destas espécies no estuário do Minho está fortemente associada ao gradiente altimétrico e à proximidade dos canais de maré. Por exemplo, *J. maritimus* e *S. patens* ocorrem frequentemente ao longo dos canais, enquanto *P. australis* domina áreas mais interiores e elevadas. Esta distribuição reflete a adaptação ecológica de cada espécie ao regime hidrodinâmico local.

Neste contexto, a análise do tempo de submersão e exposição torna-se uma ferramenta essencial para prever a resposta das comunidades vegetais às alterações hidrodinâmicas, como a subida do nível do mar ou a alteração dos caudais fluviais. Ao quantificar a percentagem de tempo que cada zona do sapal permanece submersa ou exposta, é possível inferir a adequação dessas condições às exigências ecológicas das espécies presentes, e assim avaliar a sua resiliência ou vulnerabilidade a cenários futuros.

Este tipo de análise permite, por exemplo, identificar áreas que poderão deixar de reunir as condições necessárias para a sobrevivência de determinadas espécies, ou, inversamente, zonas que poderão tornar-se mais favoráveis à colonização por espécies tolerantes à inundação. Assim, o cruzamento entre os dados de modelação hidrodinâmica e a ecologia das espécies fornece uma base sólida para a gestão adaptativa dos sapais e para a conservação dos serviços ecossistémicos que estes habitats prestam.

2.7. USO DO SOLO E BARREIRAS FÍSICAS

A degradação dos sapais nos estuários portugueses, incluindo o do Rio Minho, tem sido fortemente influenciada por alterações no uso do solo e pela presença de barreiras físicas. Historicamente, os sapais foram transformados por atividades humanas como a agricultura, salinas e ocupação urbana, com destaque para obras de defesa e enxugo que permitiram a conversão de áreas alagadas em terrenos produtivos (Portela, 2003; Lima, 1987).

Estudos sedimentológicos e geoquímicos realizados revelam que os sedimentos mais recentes do marisma do Coura apresentam enriquecimento por chumbo, evidenciando fontes antropogénicas ligadas ao uso intensivo do solo (Menten, 2022). A fragmentação do habitat causada por barragens e açudes, como os observados nos afluentes do Baixo Minho, afeta significativamente a composição e biomassa das comunidades piscícolas (Cobo et al., 2010).

Além disso, a presença de estradas sem drenagem adequada tem sido identificada como uma das principais barreiras físicas que impedem o fluxo natural das marés, contribuindo para o assoreamento e degradação dos sistemas de canais e esteiros (Portela, 2003; Gómez-Pina et al., 2002). A reabilitação destas áreas exige intervenções como dragagens, remoção de obstáculos e restauro da vegetação halófitas (Scarton et al., 2000).

A criação de novas áreas de sapal não substitui a perda de áreas naturais, sendo prioritária a conservação e reabilitação das zonas degradadas (Zalidis et al., 2002). Projetos de demonstração em áreas protegidas, como o sapal de Venta-Moinhos em Castro Marim, mostram que é possível restaurar a conectividade hídrica e diversificar habitats, desde que se considerem os custos, os impactos ecológicos e a necessidade de monitorização contínua. A utilização de sedimentos dragados não contaminados pode ser uma solução viável, mas requer uma abordagem multidisciplinar para evitar efeitos negativos sobre as comunidades biológicas.

2.8. EFEITO COASTAL SQUEEZE

O termo *coastal squeeze* refere-se à perda de habitats intertidais resultante da subida do nível do mar em zonas costeiras onde a migração natural dos ecossistemas é impedida por barreiras físicas, como infraestruturas humanas ou formações geológicas. Este fenómeno ocorre quando os habitats costeiros, como sapais, pradarias marinhas e zonas de vaza, ficam “encurralados” entre o avanço do mar e estruturas fixas, como diques, estradas ou áreas urbanizadas, que impedem a sua deslocação para zonas mais elevadas (Pontee, 2013).

Com o aumento do nível médio do mar, os habitats costeiros tendem a migrar naturalmente para zonas mais elevadas. No entanto, a presença de barreiras físicas, como paredões ou infraestruturas costeiras, pode impedir essa migração, originando o fenómeno de compressão costeira. Este processo afeta particularmente os habitats intertidais, como os sapais, e está representado de forma esquemática na Figura 9.

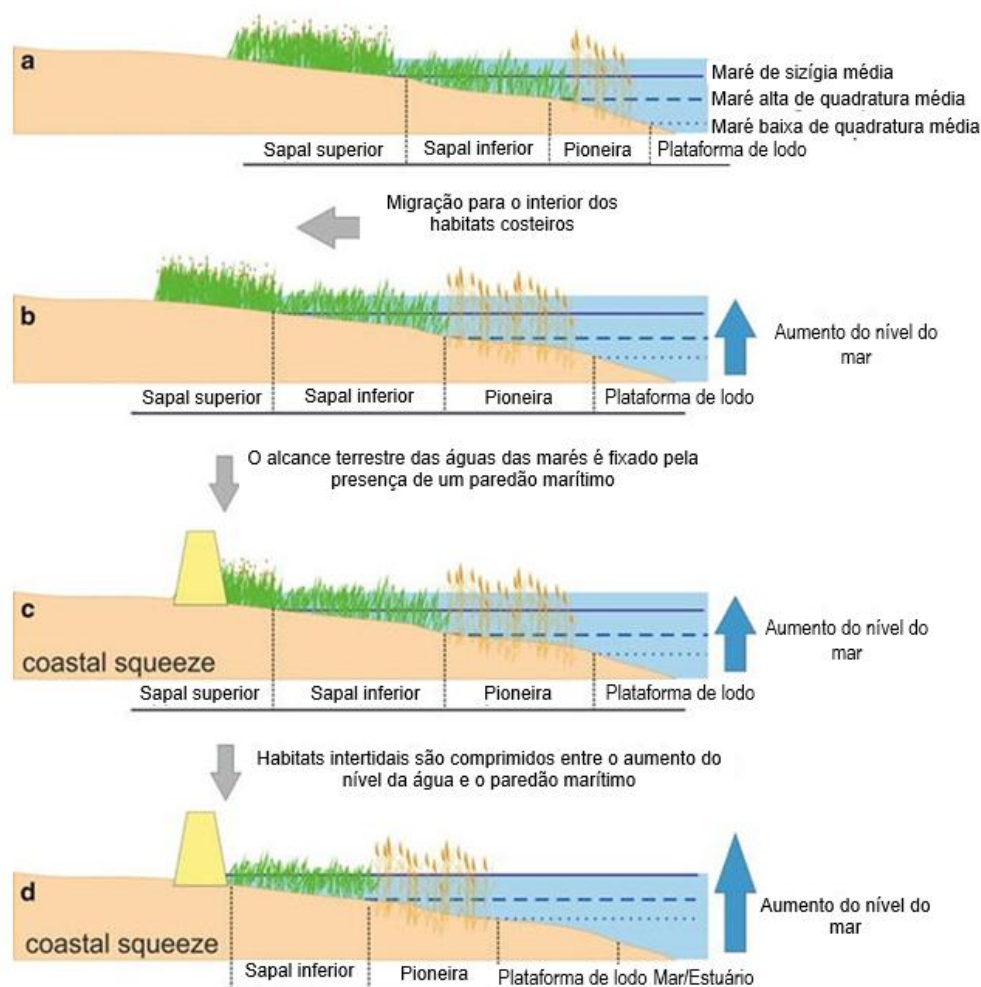


Figura 9 - Representação esquemática da migração natural dos habitats costeiros face à subida do nível do mar e do efeito de *coastal squeeze* causado pela presença de estruturas rígidas (adaptada de: Pontee (2013)).

Entre os habitats intertidais, destaca-se a zona pioneira, localizada na faixa mais próxima da linha de água. Esta zona é caracterizada pela presença de espécies vegetais altamente tolerantes à salinidade e à submersão frequente, sendo as primeiras a colonizar áreas recentemente expostas (Mitsch et al., 2009). Já a plataforma de lodo corresponde a uma superfície lamacenta e plana, situada entre os níveis de maré baixa e maré alta, desempenhando um papel essencial na alimentação de aves limícolas e na retenção de sedimentos finos (Little & Kitching, 1996).

As marés, nomeadamente as marés de sizígia (mais intensas) e as marés de quadratura (menos expressivas), condicionam a frequência e a duração da submersão destes habitats, influenciando diretamente a sua estrutura e dinâmica ecológica (Pugh, 1987).

Em estuários, como o do Rio Minho, onde a interação entre água doce e salgada cria condições únicas para a existência de habitats intertidais diversos, o *coastal squeeze* pode ter efeitos particularmente severos. A limitação da migração dos habitats devido à presença de barreiras naturais ou antrópicas pode

resultar na sua degradação ou desaparecimento, com consequências diretas para a fauna e flora associadas, bem como para as comunidades humanas que dependem destes ecossistemas. Para além da elevação do nível do mar, o tempo de submersão e exposição a que cada zona do sapal está sujeita desempenha um papel determinante na distribuição e sobrevivência das espécies vegetais. A alteração destes tempos, provocada por mudanças hidrodinâmicas, pode comprometer o equilíbrio ecológico, favorecendo espécies mais tolerantes à inundação e colocando em risco aquelas que dependem de períodos regulares de exposição para a oxigenação do solo.

As consequências deste processo são múltiplas e interligadas. A perda de área disponível para espécies halófitas e fauna associada compromete a integridade ecológica dos sapais, reduzindo a biodiversidade e a resiliência do ecossistema. A diminuição da capacidade de sequestro de carbono, conhecido como *blue carbon*, afeta o papel dos sapais como sumidouros naturais de carbono atmosférico, com implicações para a mitigação das alterações climáticas. Simultaneamente, a contração dos habitats intertidais reduz a sua função como barreira natural contra a erosão costeira, diminuindo a capacidade de dissipação da energia das ondas e aumentando a vulnerabilidade das margens. A nível morfológico, a erosão das margens e a formação de depósitos de sedimentos grosseiros, como conchas e areia grossa, alteram a estrutura física dos intertidais, dificultando a regeneração natural e promovendo a instabilidade das margens. A continuidade deste processo de compressão pode, a longo prazo, conduzir ao colapso funcional de determinadas zonas intertidais, com perda irreversível dos serviços ecossistémicos que prestam (Barbier et al., 2011).

Em muitos estuários internacionais, especialmente na Europa Ocidental, América do Norte e Sudeste Asiático, o fenómeno de *coastal squeeze* manifesta-se de forma particularmente severa em estuários onde os habitats intertidais se encontram confinados entre a subida do nível do mar e barreiras físicas, como infraestruturas urbanas, diques ou estradas. Esta compressão espacial tem resultado em taxas médias de perda superiores a 1 m/ano, com valores extremos que, em alguns casos, ultrapassam os 10 m/ano, evidenciando uma tendência de degradação acelerada e persistente (Silva et al., 2020).

Apesar da diversidade de contextos ecológicos e geomorfológicos dificultar comparações diretas entre regiões, para efeitos de simplificação e coerência metodológica, optou-se por apresentar com maior detalhe os resultados de um estudo realizado em Portugal. No estuário do Tejo, este processo tem conduzido a uma contração progressiva dos sapais e zonas de vasa, com impactos ecológicos e geomorfológicos significativos. Segundo Martins et al. (2023), mais de 60 % dos habitats intertidais do Tejo estão atualmente confinados por estruturas rígidas, o que impede a sua migração altimétrica natural. Esta limitação espacial compromete a capacidade dos ecossistemas de se adaptarem à subida do nível do mar, resultando na sua submersão permanente ou erosão acelerada. Entre 1995 e 2018, registaram-se taxas de contração superiores a 1 m/ano em vários setores, com valores extremos de taxas de contração de 11.78 m/ano nas margens do canal de Montijo. Importa, no entanto, sublinhar que, à escala global, os cenários são frequentemente mais extremos e complexos, e a tendência aponta para uma intensificação do fenómeno nas próximas décadas, caso não sejam implementadas medidas eficazes de adaptação e mitigação.

2.9. SUBIDA DO NÍVEL MÉDIO DO MAR

A consideração de cenários futuros de subida do nível médio do mar é essencial para a avaliação de riscos em zonas costeiras vulneráveis, como é o caso dos habitats intertidais da região de Caminha. Para este estudo, foi considerado o valor projetado para o ano de 2100 no cenário SSP5-8.5, com base nos dados disponibilizados pelo IPCC para a região de Caminha, que representa uma trajetória de emissões

elevadas, frequentemente utilizada como cenário de referência para projeções de impacto mais severas até ao final do século XXI.

Para a projeção dos níveis de subida, foram utilizados os valores de confiança média (*medium confidence values*) disponibilizados para a região de Caminha. Estes valores representam estimativas baseadas em múltiplos modelos climáticos e métodos estatísticos, refletindo um equilíbrio entre cenários conservadores e extremos. A utilização de valores de confiança média é particularmente relevante em estudos de planeamento costeiro, pois permite incorporar a incerteza inerente às projeções climáticas sem recorrer a extremos que possam ser menos prováveis ou excessivamente conservadores (Masson-Delmotte et al., 2021).

Importa referir que, para efeitos de modelação hidrodinâmica e análise dos impactos nos habitats intertidais, foi adotado apenas este cenário, por representar uma situação de risco elevado e permitir avaliar a resiliência do sistema estuarino do rio Minho perante condições extremas. A consideração de um único cenário visa simplificar a análise e concentrar a avaliação nos efeitos mais significativos da subida do nível do mar, nomeadamente a alteração dos tempos de submersão e exposição dos sapais, a intrusão salina e a potencial intensificação do fenómeno de *coastal squeeze*. Assim, está representado no gráfico da Figura 10 para o marégrafo de Caminha as projeções para a subida do nível do mar para os quantis $p = 0.05$, $p = 0.50$ e $p = 0.95$.

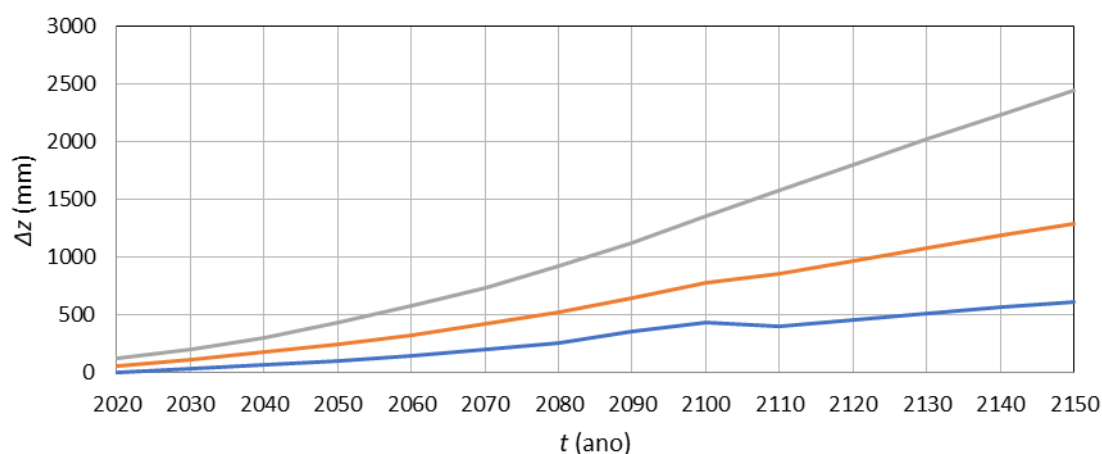


Figura 10 - Subida do nível médio do mar em Caminha para o cenário SSP5-8.5 do IPCC, nível de confiança média para um quantil de 0.05 (—), 0.5 (—) e 0.95 (—).

3

METODOLOGIA

3.1. ENQUADRAMENTO

Com o objetivo de estudar a evolução hidrodinâmica na zona do sapal do estuário do rio Minho, recorreu-se à modelação numérica, sendo o modelo SWASH (Simulating WAVes till SHore) a ferramenta selecionada para esse fim. Este modelo, que se baseia nas equações de águas pouco profundas com termos não-hidrostáticos, é amplamente utilizado em ambientes costeiros, estuarinos e fluviais, destacando-se pela sua capacidade de simular com precisão a propagação de ondas, a interação onda-corrente, o transporte sedimentar e os processos de inundação.

Para a sua implementação, foi necessário preparar previamente os dados de entrada, o que envolveu a utilização de várias ferramentas de programação, análise numérica e visualização. Entre estas, destaca-se o Triangle, aplicado para a geração da malha computacional. Este motor converte dados espaciais em malhas triangulares não estruturadas, garantindo estabilidade e eficiência na discretização do domínio. Embora funcione de forma independente, o Triangle está profundamente integrado no processo de modelação, ao fornecer a base geométrica essencial para a resolução das equações diferenciais parciais no SWASH. Dada a relevância destes dois componentes, o Triangle, na criação da malha, e o SWASH, na simulação hidrodinâmica, ambos serão analisados em detalhe nas secções seguintes.

3.2. MODELO TRIANGLE

O Triangle é um gerador de malhas triangulares desenvolvido por Jonathan Richard Shewchuk, da Universidade da Califórnia, *Berkeley*, amplamente utilizado em contextos científicos e de engenharia para discretizar domínios geográficos com alta precisão (Shewchuk, 1996). É uma ferramenta de software livre que se destaca pela sua eficiência na criação de malhas para simulações numéricas. A sua principal aplicação neste estudo foi a geração de malhas não estruturadas a partir de contornos definidos, essenciais para a implementação do modelo hidrodinâmico SWASH.

Este software permite a geração de malhas de elementos finitos a partir de dados geoespaciais, oferecendo um conjunto de funcionalidades para refinar a malha com base em critérios específicos, como a qualidade dos triângulos, o tamanho variável das células e a adequação à geometria do domínio em análise. O Triangle é especialmente útil quando se lida com áreas complexas e irregulares, como estuários e zonas costeiras, que exigem malhas adaptativas para uma modelação precisa.

A triangulação de Delaunay é a base matemática fundamental do Triangle. Esta triangulação assegura que, para qualquer conjunto de pontos, os triângulos gerados possuem a propriedade de que nenhum ponto do conjunto está dentro do círculo inscrito de qualquer triângulo. Em outras palavras, a

triangulação de Delaunay maximiza o "espalhamento" dos pontos, evitando triângulos longos e finos, o que resulta numa malha de boa qualidade, ideal para métodos numéricos.

Matematicamente, dada uma lista de pontos $P = \{p_1, p_2, \dots, p_n\}$ no plano, a triangulação de Delaunay é a forma de conectar esses pontos com segmentos de reta, formando triângulos de modo que nenhum ponto esteja dentro do círculo inscrito de qualquer triângulo da malha. Isso assegura que os triângulos gerados sejam mais equilibrados e adequados para métodos de elementos finitos.

3.2.1. ALGORITMOS DE REFINAMENTO E ADAPTAÇÃO

O Triangle também incorpora algoritmos de refinamento da malha, com base na adaptação da densidade da malha conforme a complexidade geométrica da área a ser modelada. Para isso, ele utiliza algoritmos baseados no conceito de aprimoramento da qualidade dos triângulos. Quando a malha é criada inicialmente, ela pode ser refinada através de operações como divisão de triângulos ou deslocamento de pontos para ajustar a malha à geometria do domínio e às zonas de maior interesse, como as regiões costeiras ou intertidais.

A adaptação da malha é controlada matematicamente por parâmetros que definem o tamanho mínimo e máximo dos triângulos, assim como as condições de suavidade que determinam a forma e a uniformidade das células da malha. Em termos práticos, esses parâmetros são definidos com base em funções matemáticas de distribuição de densidade, onde a função de densidade pode ser especificada pelo utilizador de acordo com as necessidades da simulação.

O Triangle implementa algoritmos sofisticados de refinamento, nomeadamente os algoritmos de Ruppert e de Chew. O algoritmo de Ruppert insere pontos nos circuncentros de triângulos que não satisfazem os critérios de qualidade, mantendo a propriedade de Delaunay e respeitando as restrições geométricas impostas. Já o algoritmo de Chew é mais conservador, evitando a divisão excessiva de segmentos e preservando melhor a geometria original. A inserção de novos pontos é guiada por critérios como o ângulo mínimo ou a área máxima permitida, sendo que um triângulo T é refinado se

$$\theta_{min}(T) < \theta_{limite} \quad (1)$$

onde θ_{min} é o ângulo mínimo do triângulo e θ_{limite} é o valor imposto, como limite mínimo. Neste caso, um novo ponto é inserido no circuncentro de T , melhorando a qualidade da malha localmente.

3.2.2. QUALIDADE DA MALHA

A qualidade da malha é crucial para o desempenho das simulações numéricas. O Triangle utiliza várias métricas matemáticas para avaliar e melhorar a qualidade dos triângulos gerados. A mais comum é o índice de qualidade baseado no raio do círculo inscrito, que é o maior círculo que pode ser inscrito dentro de um triângulo sem tocar nas suas arestas. Quanto maior for o raio do círculo inscrito de um triângulo, melhor é a qualidade da malha.

Matematicamente, a qualidade de um triângulo pode ser expressa como:

$$Q = \frac{A_{in}}{A_{max}} \quad (2)$$

onde A_{in} é a área do círculo inscrito (a área do maior círculo que cabe dentro do triângulo), e A_{max} é a área do triângulo. Este índice varia de 0 a 0.6, com 0.6 ($\approx \sqrt{3}\frac{\pi}{9}$) indicando um triângulo perfeitamente equilátero (de melhor qualidade).

Adicionalmente, o Triangle permite o controlo da densidade da malha através de algoritmos de refinamento adaptativo, que ajustam o tamanho dos elementos em função da complexidade geométrica local. Este processo é particularmente importante em zonas com elevada variação morfológica, onde é necessário garantir uma representação detalhada sem comprometer a eficiência computacional.

A qualidade da malha gerada pelo Triangle é assegurada por critérios geométricos rigorosos. O programa procura maximizar o ângulo mínimo dos triângulos, evitando elementos degenerados que possam comprometer a estabilidade numérica. Além disso, privilegia a geração de triângulos quase equiláteros, o que melhora a condição dos sistemas lineares resolvidos no FEM (Finite Element Method). O utilizador pode definir um ângulo mínimo desejado, e o algoritmo de geração tenta garantir que todos os triângulos respeitem esse limite. A qualidade de cada triângulo pode ser quantificada pela razão de aspeto ρ , definida como:

$$\rho = \frac{4\sqrt{3}A}{\sum_{i=1}^3 l_i^2} \quad (3)$$

onde A representa a área do triângulo e l_i os comprimentos dos seus lados. Um valor de ρ próximo de 1 indica um triângulo com geometria próxima da geometria ideal.

3.2.3. EQUAÇÕES DE LAPLACE PARA REFINAMENTO

No processo de refinamento, o Triangle aplica uma série de equações diferenciais parciais, baseadas no problema de Laplace. O refinamento da malha é, de certa forma, uma solução numérica de equações de Laplace que buscam minimizar a diferença entre os pontos adjacentes, ajustando a distribuição dos pontos para que a malha seja o mais uniforme possível em termos de qualidade e cobertura.

Essas equações podem ser descritas como:

$$\Delta u = 0 \quad (4)$$

onde u é a função que descreve a posição de cada ponto na malha e Δ é o operador de Laplace. O algoritmo de refinamento resolve essas equações para redistribuir os pontos da malha, levando em consideração a geometria do domínio.

3.2.4. EXPORTAÇÃO PARA SIMULAÇÃO

Após a criação da malha triangular e seu refinamento, o Triangle exporta as informações sobre os triângulos (como as coordenadas dos vértices e a conectividade dos triângulos) para outros softwares de modelação, como o SWASH, ou para formatos compatíveis com o método de elementos finitos. A malha gerada, com seus triângulos bem definidos e distribuídos, torna-se a base para as simulações numéricas subsequentes, permitindo a modelação de fenómenos físicos, como o escoamento de fluidos em domínios complexos.

Por fim, o Triangle permite a exportação da malha gerada em formatos simples e compatíveis com diversos softwares de simulação. Os ficheiros gerados incluem: *.node*, que contém as coordenadas dos nós; *.ele*, que define a conectividade dos triângulos; *.poly*, que especifica fronteiras e buracos; e ainda *.edge* e *.neigh*, que fornecem informações adicionais úteis para o pós-processamento. Estes formatos são facilmente integráveis em ferramentas como FreeFEM, Elmer, COMSOL, entre outras, permitindo uma transição fluida entre a geração da malha e a simulação numérica.

3.3. MODELO SWASH

O modelo numérico utilizado neste estudo para simular a propagação de ondas e os processos hidrodinâmicos associados foi o SWASH (Simulating Waves till SHore). Este modelo, desenvolvido pela Delft University of Technology, é particularmente adequado para representar a propagação de ondas com resolução de fase, o que o distingue de modelos espectrais como o SWAN. A sua formulação baseia-se na resolução das equações de águas pouco profundas, estendidas para incluir os efeitos não hidrostáticos, permitindo assim a simulação de fenómenos complexos como o galgamento de estruturas costeiras, a inundação de zonas baixas, a interação onda-corrente e a reflexão e difração de ondas em ambientes costeiros e estuarinos (Zijlema et al., 2011).

O SWASH resolve as equações de conservação da massa e da quantidade de movimento em três dimensões, utilizando uma discretização em volumes finitos sobre uma malha estruturada. A vertical é discretizada em camadas sigma, o que permite uma representação detalhada do perfil vertical da velocidade e da pressão. Esta abordagem é essencial para capturar com precisão os efeitos verticais associados à propagação de ondas em águas pouco profundas, especialmente em zonas de rebentação ou de interação com estruturas.

O núcleo matemático do SWASH baseia-se nas equações de Navier-Stokes, que descrevem o movimento de fluidos viscosos e incompressíveis. No entanto, para aplicações costeiras e estuarinas, estas equações são frequentemente simplificadas para as chamadas equações de Saint-Venant, também conhecidas como equações de águas pouco profundas (*shallow water equations*). Estas são obtidas a partir das equações de Navier-Stokes pela integração vertical, assumindo que a componente vertical da velocidade é pequena comparada com as componentes horizontais, e que a pressão é predominantemente hidrostática.

3.3.1. EQUAÇÕES GOVERNANTES

As equações bidimensionais, de variável primitiva, que regem o escoamento à superfície livre, não hidrostático e em profundidade média de um fluido incompressível sobre uma topografia de leito $d(x, y)$ são dadas por:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial(hu)}{\partial x} + \frac{\partial(hv)}{\partial y} = 0 \quad (5)$$

$$\frac{\partial(hu)}{\partial t} + \frac{\partial(hu^2)}{\partial x} + \frac{\partial(huv)}{\partial y} + gh \frac{\partial \eta}{\partial x} = - \int_{-d}^{\eta} \frac{\partial p}{\partial x} dz - c_f u \|\vec{u}\| \quad (6)$$

$$\frac{\partial(hv)}{\partial t} + \frac{\partial(huv)}{\partial x} + \frac{\partial(hv^2)}{\partial y} + gh \frac{\partial \eta}{\partial y} = - \int_{-d}^{\eta} \frac{\partial p}{\partial y} dz - c_f v \|\vec{u}\| \quad (7)$$

com as direções dos eixos coordenados x , y e z orientados nos sentidos W–E, S–N e vertical ascendente, respetivamente. O nível do leito $d(x, y)$ é medido a partir do nível de referência $z = 0$, sendo positivo no sentido descendente enquanto $\eta(x, y, t)$ é a elevação da superfície em relação ao nível de referência, sendo positiva no sentido ascendente. A profundidade total da água é dada por $h(x, y, t) = \eta(x, y, t) + d(x, y)$. Além disso, $\vec{u} = (u, v)$ é a velocidade de escoamento com as componentes médias em profundidade $u(x, y, t)$ e $v(x, y, t)$ ao longo das coordenadas x e y , respetivamente, $p(x, y, z, t)$ é a pressão não hidrostática (normalizada pela densidade), g é a aceleração gravitacional e c_f é o coeficiente adimensional de atrito de fundo. As equações para águas pouco profundas (5) a (7) são derivadas da integração ao longo da profundidade das equações de Navier-Stokes para a conservação da massa e para a conservação da quantidade de movimento, enquanto a pressão total é decomposta nas suas componentes hidrostática e não hidrostática (Casulli & Zanolli, 2002; Fringer et al., 2006; Zijlema et al., 2011).

Usando a regra de Leibniz, obtém-se uma expressão conservativa para o gradiente da pressão não hidrostática

$$\int_{-d}^{\eta} \nabla p \, dz = \frac{1}{2} \nabla(hp_b) - p_b \nabla d \quad (8)$$

sendo p_b a pressão não hidrostática no leito. Esta pressão está associada ao movimento vertical que é regido pela equação

$$\frac{\partial w_s}{\partial t} = \frac{2p_b}{h} - \frac{\partial w_b}{\partial t} \quad (9)$$

em que w_s é a velocidade vertical das partículas na superfície livre, enquanto w_b é a velocidade vertical das partículas no leito. Esta equação é derivada usando o método Keller-Box para melhorar ainda mais a simulação do comportamento dispersivo das ondas (Stelling & Zijlema, 2003). A velocidade vertical no leito pode ser encontrada através da seguinte condição cinemática:

$$w_b = -\vec{u} \cdot \nabla d \quad \text{para} \quad z = -d \quad (10)$$

Finalmente, o sistema de equações fica completo com a equação

$$\nabla \cdot \vec{u} + \frac{w_s - w_b}{h} = 0 \quad (11)$$

que garante, localmente, a conservação da massa.

O atrito no fundo é um dos mecanismos de dissipação de energia mais relevantes em águas pouco profundas. No SWASH, esta fricção pode ser modelada através de diferentes leis empíricas, sendo uma das mais utilizadas a formulação de Manning-Strickler. Esta fórmula relaciona a tensão de atrito no fundo com a velocidade média do escoamento e a rugosidade do leito, sendo então possível estimar o coeficiente de atrito adimensional como

$$c_f = g \frac{n^2}{h^{4/3}} \quad (12)$$

onde n é o coeficiente de rugosidade de Manning.

As condições de fronteira no SWASH são flexíveis e adaptáveis ao tipo de domínio e fenómeno a simular. Em fronteiras abertas, podem ser impostas séries temporais de elevação da superfície livre, velocidades horizontais ou, alternativamente, espectros de ondas convertidos em séries temporais através de síntese de ondas. Em fronteiras sólidas, como paredes ou estruturas costeiras, impõe-se a condição de não penetração, enquanto que em fronteiras artificiais, como as fronteiras de saída do domínio, podem ser aplicadas zonas de amortecimento (*sponge layers*) para minimizar reflexões indesejadas.

A geração de ondas no modelo é feita através da imposição de séries temporais de elevação da superfície livre e/ou velocidades horizontais, que podem ser obtidas a partir de espectros de energia como JONSWAP (Joint North Sea Wave Project) ou TMA (Texel–Marsen–Arsloe). O modelo simula a propagação das ondas com resolução de fase, o que permite observar fenómenos como interferência construtiva e destrutiva, focos de energia, galgamento e interação com estruturas. Esta capacidade é particularmente relevante para a análise de eventos extremos, como tempestades costeiras, onde a resolução de fase é essencial para prever corretamente os impactos.

A dissipação de energia no SWASH ocorre de forma natural, como consequência dos mecanismos físicos representados nas equações. A rebentação das ondas, por exemplo, não é modelada através de parametrizações empíricas, mas sim como resultado da não linearidade das equações e da resolução da pressão não hidrostática. A viscosidade turbulenta pode ser incluída através de modelos simples, como o modelo de Smagorinsky.

Uma das funcionalidades mais relevantes do SWASH é a sua capacidade para simular o galgamento de estruturas costeiras e a inundação de zonas baixas. Esta capacidade resulta da combinação entre a resolução de fase das ondas, a modelação precisa da topografia e batimetria, e a implementação de algoritmos de *wetting and drying*, que permitem ao modelo lidar com zonas que alternam entre secas e molhadas ao longo da simulação.

A implementação computacional do modelo é feita sobre uma malha estruturada triangular, com discretização em volumes finitos. A resolução temporal é adaptativa, garantindo a estabilidade numérica mesmo em condições de forte não linearidade. Os dados de entrada incluem a batimetria e topografia do domínio, séries temporais de maré e agitação marítima, propriedades do fundo (como rugosidade ou coeficientes de atrito), e parâmetros de discretização como o número de camadas verticais e o tamanho das células da malha.

Os resultados produzidos pelo modelo incluem campos de elevação da superfície livre, campos de velocidade em todas as camadas verticais, pressão não hidrostática, caudais e volumes de galgamento, e séries temporais em pontos de interesse. Estes resultados permitem uma análise detalhada dos processos hidrodinâmicos em estudo, sendo particularmente úteis para a avaliação de riscos costeiros associados a eventos extremos e às alterações climáticas.

3.3.2. SIMULAÇÃO DE ONDAS DE SUPERFÍCIE EM ÁGUAS COSTEIRAS EM MALHAS NÃO ESTRUTURADAS

Tal como indicado no início da metodologia que foi utilizada para a realização deste estudo, para se proceder à modelação hidrodinâmica foi escolhida uma malha triangular, assim, é necessário perceber qual o motivo da sua escolha e os princípios físicos que suportam esta decisão tal como a vantagem da utilização de malha não estruturadas.

O desenvolvimento para aumentar a flexibilidade dos métodos de malha estruturada, permitindo resolução variável da malha e refinamento local, tem uma longa história. Modelos oceânicos e costeiros tradicionais geralmente utilizam malhas curvilíneas com técnicas de decomposição de domínio. Essas malhas são tipicamente ortogonais, de modo que a transformação de coordenadas oferece vantagens na eficiência do algoritmo de solução, ao mesmo tempo em que evita artefactos numéricos indesejáveis decorrentes da não ortogonalidade da malha, alta razão de aspeto das células e inclinação.

Malhas estruturadas facilitam bastante o uso de métodos de discretização de alta ordem. Esses métodos proporcionam maior precisão espacial e, portanto, reduzem o número de células de malha necessárias para um determinado nível de precisão da solução. No entanto, argumenta-se que discretizações de baixa ordem em malhas localmente refinadas podem ser mais eficientes. Esquemas *upwind* de baixa ordem frequentemente apresentam propriedades de estabilidade desejáveis, mas podem sofrer com amortecimento numérico, especialmente em malhas relativamente grosseiras, o que pode ser facilmente compensado com refinamentos de malha. Além disso, requerem apenas esquemas de discretização reduzidos e frequentemente apresentam boa escalabilidade em ambientes de computação de alto desempenho (HPC). Em contraste, métodos de discretização de alta ordem geralmente carecem de robustez, pois têm o potencial de comprometer a estabilidade do método numérico subjacente. Em particular, discretizações centrais e de alta ordem *upwind* tendem a exibir oscilações não físicas e frequentemente resultam em instabilidades.

Por outro lado, quando o refinamento local da malha é aplicado a problemas de escoamento em águas de profundidade finita, a precisão é frequentemente limitada pelo erro nos dados e nas condições de fronteira, em vez do erro de discretização (Fringer et al., 2019). Assim, o refinamento da malha reforça os benefícios das discretizações de baixa ordem. Apesar dos esquemas *upwind* de baixa ordem serem tipicamente desvalorizados na literatura, acredita-se que tais métodos são adequados para prever processos de ondas, incluindo propagação, elevação, refração e quebra de ondas, desde que malhas suficientemente refinadas sejam empregadas. Embora tais processos sejam governados pelos balanços de massa e momento, isso pode não ser verdade para o transporte de contaminantes em águas superficiais e transporte de solutos de densidade variável (por exemplo, salinidade, temperatura, sedimentos). Ou

seja, esquemas de alta resolução são desejáveis para evitar perdas prejudiciais nas concentrações de traçadores (Darwish & Moukalled, 2003).

Uma desvantagem das malhas estruturadas são as dificuldades inerentes associadas à geração de malhas ajustadas às fronteiras e ao refinamento excessivo da malha. O uso de malhas não estruturadas oferece uma solução para esses problemas, pois são mais flexíveis e facilmente fornecem resolução de malha altamente variável em geometrias complexas. Nesse sentido, o domínio é comumente discretizado em elementos triangulares (2D) ou tetraédricos sem conectividade implícita (3D). Malhas não estruturadas têm recebido grande atenção nos últimos anos na comunidade de modelação oceânica e costeira. Uma revisão geral sobre esse tema pode ser encontrada em (Danilov, 2013). Uma característica principal de uma malha não estruturada é que técnicas avançadas de refinamento de malha são mais fáceis de implementar. Métodos com malha não estruturada são, portanto, particularmente adequados para problemas de ondas com geometrias complexas que requerem uma resolução de malha razoavelmente não uniforme. No entanto, eles não permitem fácil implementação de discretizações de alta ordem. Além disso, esquemas de alta resolução em malhas não estruturadas geralmente não aproveitam totalmente a precisão de ordem superior que pode ser facilmente alcançada em malhas estruturadas.

Na verdade, os métodos de baixa ordem para malhas não estruturadas ainda são utilizados atualmente em códigos consolidados (Fringer et al., 2019). Apesar desta menor precisão de ordem, pressupõe-se que uma maior taxa de convergência é alcançada através do refinamento local da malha, em vez da utilização de discretizações de alta ordem.

Uma característica comum dos modelos numéricos tradicionais que utilizam malhas não estruturadas é a aplicação do método dos volumes finitos, uma abordagem amplamente utilizada na comunidade de CFD (dinâmica de fluidos computacional). Este método utiliza diretamente a formulação integral das leis de conservação na forma divergente, que são subsequentemente discretizadas por meio de aproximações de fluxo aplicadas em volumes de controlo não sobrepostos, em malhas primárias ou duais. Os esquemas padrão de volumes finitos têm, assim, a vantagem de conservar de forma discreta as incógnitas das EDPs (equações diferenciais parciais) em malhas arbitrárias. No contexto da resolução de problemas de águas pouco profundas, tais esquemas envolvem tipicamente a discretização centrada no vértice ou centrada na célula das variáveis conservadas, ou seja, a profundidade da água e o vetor de velocidade integrado na profundidade, em malhas colocadas ou semi-escaloadas.

Contudo, sabe-se que os esquemas de volumes finitos de baixa ordem centrados no vértice são bastante imprecisos ou até inconsistentes em malhas irregulares. Estes esquemas requerem duais com forma poligonal que, tipicamente, provocam volumes altamente distorcidos. Por exemplo, uma análise detalhada de Svärd et al. (2008) revela que as aproximações de volumes finitos centradas no vértice apresentam uma ordem de precisão inferior a um para malhas mistas não suaves de triângulos e quadriláteros. Em particular, a não uniformidade no tamanho dos polígonos da malha dual resulta numa perda de precisão de discretização de uma ordem. A causa está nas diferenças de fluxos em lados opostos do volume de controlo que não se anulam em pares quando a malha é não uniforme. É provável que a sua capacidade de alcançar a precisão física desejada em malhas irregulares seja bastante limitada. Por outro lado, a qualidade da solução de um esquema de volumes finitos centrado na célula, operando em células primárias, pode facilmente ser superior à de um esquema centrado no vértice. No entanto, os esquemas centrados na célula implicam maiores custos computacionais do que os centrados no vértice, pois envolvem aproximadamente o dobro de incógnitas. Assim, argumentamos que os métodos de volumes finitos de baixa ordem com malhas não estruturadas são menos viáveis para simulações robustas e eficientes em larga escala da dinâmica das ondas que exigem alta precisão.

Outra classe de métodos numéricos envolve o uso de malhas escalonadas. Nestes esquemas, os componentes da velocidade são escalonados em relação à pressão. A pressão é colocada no centro das células da malha, enquanto as velocidades são armazenadas nas faces das células. Ao contrário dos esquemas com malhas colocadas e semi-escalonadas, os métodos com malhas escalonadas evitam o conhecido desacoplamento ímpar-par entre velocidade e pressão, que é tipicamente o elemento-chave para o desenvolvimento de modelos robustos e eficientes de escoamento incompressível. Os métodos de diferenças finitas escalonadas foram desenvolvidos pela primeira vez por Harlow e Welch (1965) para escoamentos incompressíveis em malhas cartesianas, e têm uma longa história de sucessos na modelação costeira e oceânica.

Uma extensão promissora da abordagem clássica de malha escalonada para malhas triangulares e tetraédricas não estruturadas é o método do covolume (R. Nicolaides, 1989; R. Nicolaides, 1993). Este método foi concebido como um método de baixa ordem que não apresenta modos espúrios de pressão. O método do covolume utiliza duas malhas ortogonais duais para aproximar a velocidade do escoamento e a pressão. Neste contexto, a triangulação de Delaunay (malha primária) e o diagrama de Voronoi correspondente (malha dual) são a escolha natural. Apenas os componentes normais da velocidade são definidos nas faces da malha primária, enquanto a pressão é armazenada nos vértices da malha dual, ou seja, nos circuncentros das células primárias. A precisão do esquema de covolume é geralmente de primeira ordem no espaço, mas pode atingir segunda ordem em malhas regulares (Perot, 2000). No entanto, mais importante ainda, as técnicas de covolume geralmente respeitam os princípios físicos subjacentes devido a um conjunto de propriedades fundamentais, como topologia, conservação e simetria, o que leva ao desenvolvimento de métodos de discretização de alta fidelidade para as equações de Navier-Stokes incompressíveis (Tonti, 2014). O efeito do erro de discretização originado por tais aproximações é, assim, limitado, sendo a solução numérica influenciada apenas pela resolução e qualidade da malha.

3.3.2.1. Wetting and Drying

O fluxo de massa integrado ao longo de uma face da célula de um valor finito é avaliado com:

$$Q_f = l_f \hat{h}_f u_f \quad (13)$$

onde $\hat{h}_f$ é a profundidade da água aproximada na face f e u_f é a velocidade na direção normal à face f . Como a profundidade da água é armazenada nos circuncentros, é aplicada uma interpolação *upwind* da seguinte forma:

$$\hat{h}_f = \begin{cases} \eta_{c_L} + \min(d_{c_L}, d_{c_R}) & \text{se } u_f > 0 \\ \eta_{c_R} + \min(d_{c_L}, d_{c_R}) & \text{se } u_f < 0 \\ \max(\eta_{c_L}, \eta_{c_R}) + \min(d_{c_L}, d_{c_R}) & \text{se } u_f = 0 \end{cases} \quad (14)$$

em que η_{c_L} é a elevação da superfície livre na célula de montante da face f , η_{c_R} é a elevação da superfície livre na célula jusante, d_{c_L} é a profundidade topográfica na célula de montante e d_{c_R} é a profundidade

topográfica da célula de jusante de forma que a profundidade da água no fluxo de massa de saída de qualquer célula seja a da própria célula. Como consequência, pode ser derivada uma condição suficiente para garantir uma profundidade de água não negativa na célula c . Os detalhes podem ser encontrados em (Kramer & Stelling, 2008). Esta condição é dada por:

$$\Delta t l_f |u_f| \leq A_c \quad (15)$$

em que A_c é a área da célula c e Δt é o *time step* da integração numérica, assim, força no máximo uma célula a ser inundada por *time step*.

Se uma célula molhada se tornar seca, a profundidade da água na célula pode ser arbitrariamente pequena, enquanto não existe fluxo de massa de saída. A velocidade do escoamento na face f é então definida como zero se $\hat{h}_f < \delta$ sendo δ a profundidade limite (neste estudo, $\delta = 10^{-2}$ m), e as equações de conservação da quantidade de movimento, as equações (6) e (7), não são resolvidas.

4

CASO DE ESTUDO

4.1. DELIMITAÇÃO DO ESTUÁRIO DO RIO MINHO

O presente caso de estudo incide sobre o troço terminal do rio Minho, na zona estuarina. Na margem portuguesa, a margem sul, encontram-se as povoações Caminha e Seixas, na margem galega, a norte, as povoações de Camposancos, Aguarda e Tabagón. Os sapais do estuário do Minho encontram-se, portanto, rodeados de áreas urbanas e agrícolas, para além de algumas áreas naturais que são predominantemente de floresta. A gestão das áreas compreendidas na parte portuguesa da bacia do rio Minho compete à Administração da Região Hidrográfica do Minho e Lima (ARHML) que é uma sub-estrutura da Agência Portuguesa do Ambiente (APA). A gestão das áreas espanholas da bacia hidrográfica do rio Minho compete à Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. A Figura 11 apresenta o uso e ocupação do solo da área de estudo, adaptado do SIOSE AR (Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España de alta resolución) referente a 2017 para a Galiza (mais informação em: www.siose.es) e da COS (Carta de Uso e Ocupação do Solo) referente a 2020 para Portugal (mais informação em: <https://smos.dgterritorio.gov.pt/cartografia-de-uso-e-ocupacao-do-solo>).

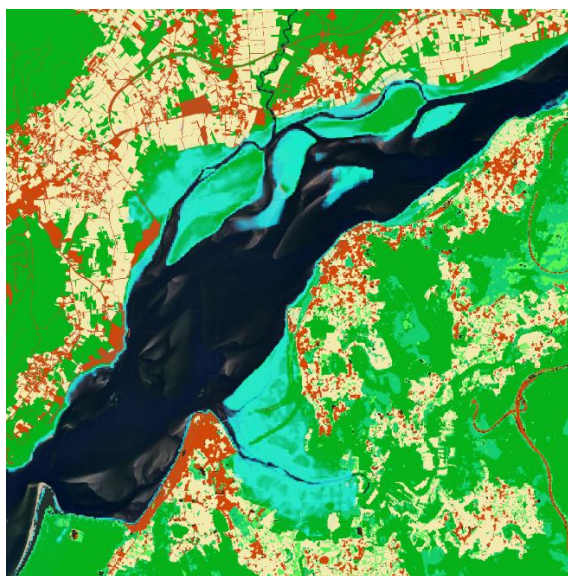


Figura 11 – Ocupação do solo na área de estudo (zonas urbanas e industriais a vermelho, zonas agrícolas em cor-de-areia, zonas naturais em tons de verde e áreas de sapal em azul claro).

4.2. TOPOBATIMETRIA

A topobatimetria do estuário do Minho (ver Figura 12 e Figura 13) foi construída com base em vários conjuntos de dados topográficos e batimétricos: dados topográficos fornecidos pela Direção-Geral do Território (DGT), sob a forma de um Modelo Digital do Terreno (MDT) obtido através de um levantamento altimétrico nacional realizado em 2011 com tecnologia LiDAR (detecção e medição por luz laser); e dados batimétricos fornecidos pelo Instituto Hidrográfico (IH), obtidos em 2006.

O sistema de coordenadas geográficas utiliza o datum PT-TM06/ETRS89, enquanto as coordenadas verticais (batimetria e topografia) são referentes ao nível médio do mar (NMM).

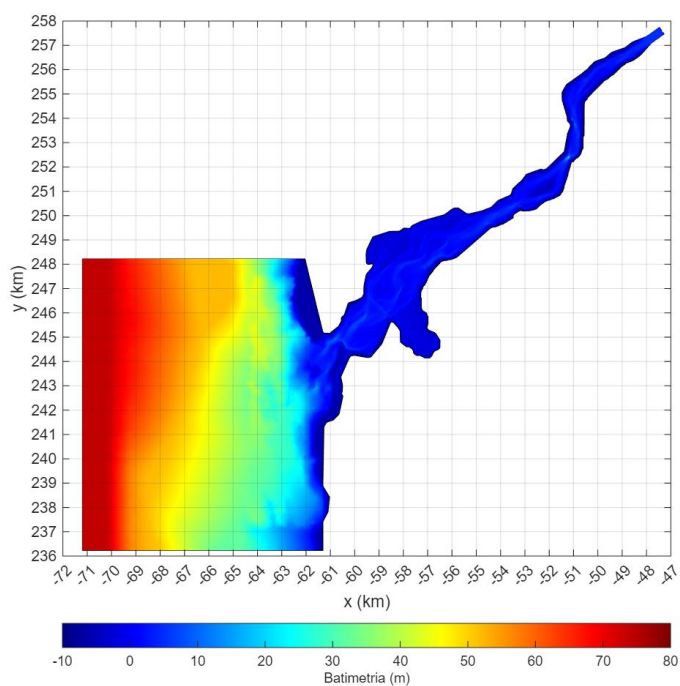


Figura 12 – Representação da topobatimetria modelada.

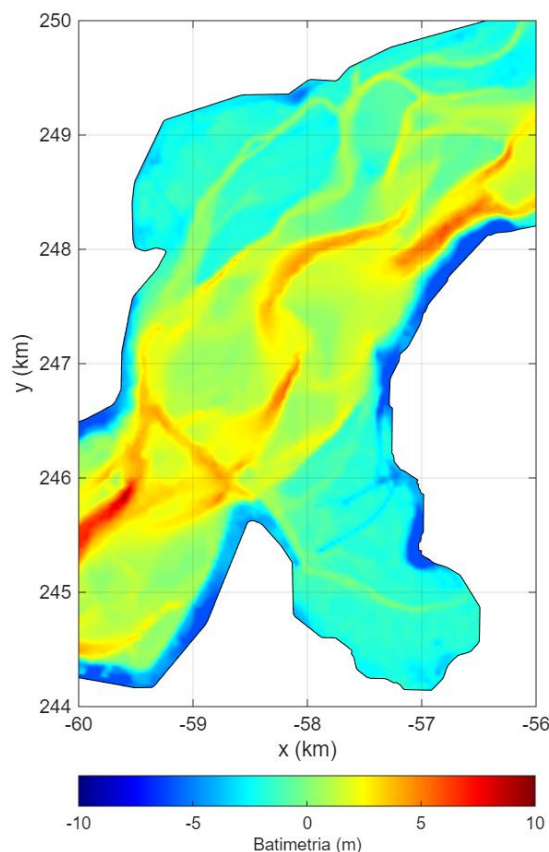


Figura 13 – Batimetria na zona do sapal.

4.3. CRIAÇÃO E DELIMITAÇÃO DA MALHA COMPUTACIONAL

Para a preparação do modelo numérico, foi desenvolvida uma malha triangular não estruturada, adaptada à morfologia da área de estudo, com o objetivo de representar com maior fidelidade as variações batimétricas e as fronteiras costeiras. Optou-se pela utilização de um modelo 2DH, de duas dimensões horizontais, uma vez que o estuário estudado não apresenta profundidade suficiente que justifique a adoção de um modelo 3D.

Durante os testes preliminares, observou-se que a transição abrupta entre zonas de diferentes resoluções causava instabilidades numéricas. Como solução, foram implementadas zonas de transição gradual, o que estabilizou o modelo. Neste processo, foi dada especial atenção à definição das ilhas no interior do rio e de baixa profundidade. As curvas de nível correspondentes a +2 m, 0 m e -2 m foram inseridas no modelo como zonas limite de transição. A sua correta representação foi necessária para garantir que a malha gerada respeitasse a morfologia real do estuário.

Após a geração da malha, procedeu-se à sua calibração, ajustando parâmetros como o tamanho dos elementos, a transição entre zonas de diferentes resoluções e a definição das fronteiras abertas e fechadas. Esta calibração teve como objetivo garantir a estabilidade numérica do modelo e a coerência dos resultados simulados com as características físicas da região. Foram removidas as zonas da malha junto à costa que incluíam elevações acentuadas, como morros, uma vez que, devido à sua altitude, não se considerou relevante analisar o efeito das marés nessas áreas.

Assim, limitou-se a altura máxima na malha para 5 m para facilitar os processos de simulação e a visualização gráfica. Da Figura 14 à Figura 16 são apresentados detalhes da malha na zona dos sapais.

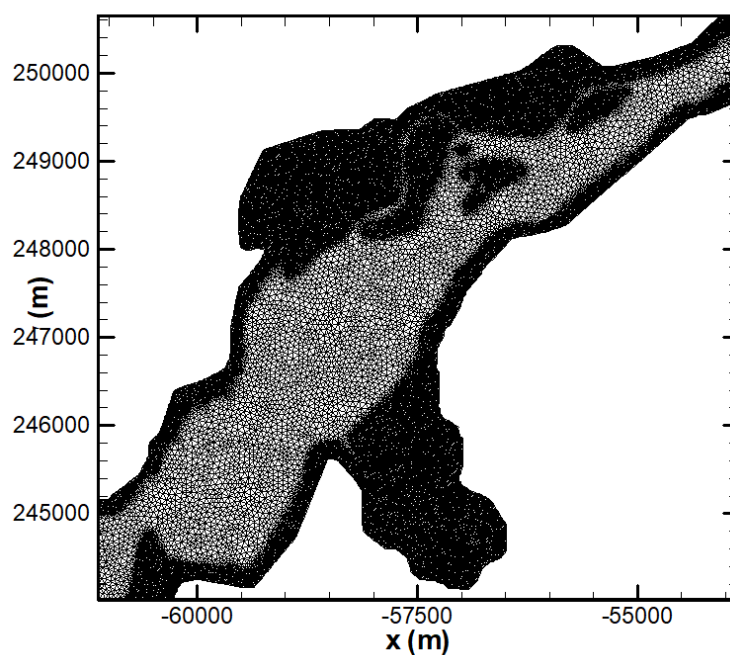


Figura 14 – Representação da malha triangular no estuário.

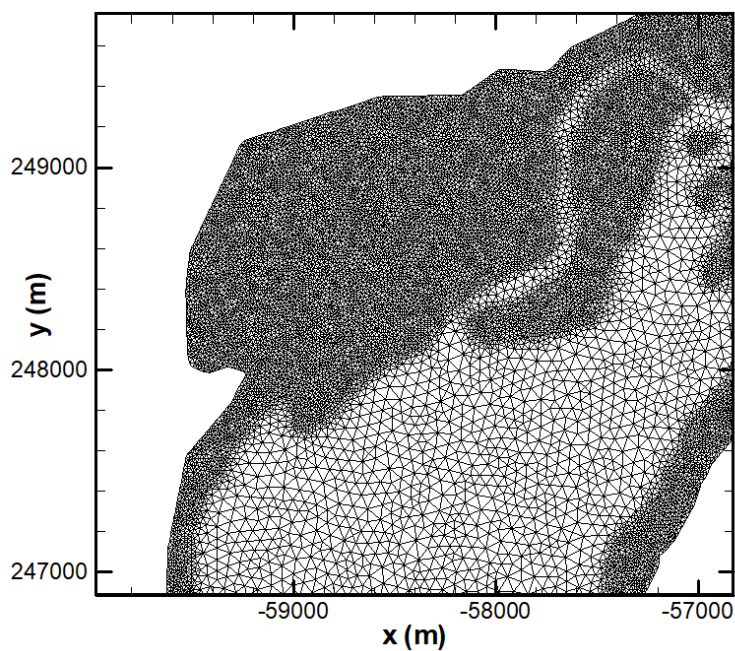


Figura 15 - Malha triangular do sapal da secção espanhola.

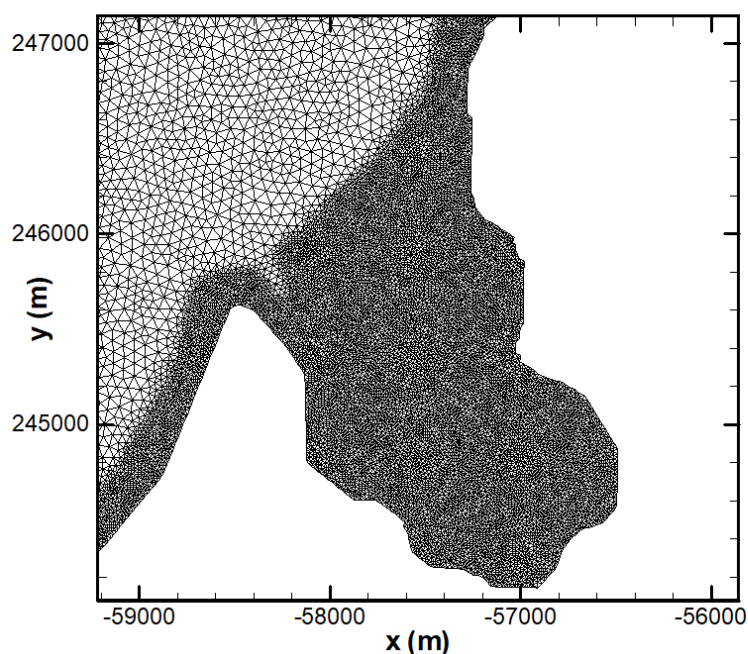


Figura 16 - Malha triangular do sapal na secção portuguesa.

A malha apresenta um total de 67505 vértices e 132188 células, das quais 129374 são internas e 2814 correspondem a células de fronteira. A estrutura da malha inclui ainda 199692 faces, com 196872 internas e 2820 de fronteira, assegurando uma representação detalhada das interfaces entre as diferentes regiões. O tamanho dos elementos variou entre 4.53 e 139.09 m, com um valor médio de 20.13 m, refletindo uma adaptação da resolução espacial às características geomorfológicas da região de estudo. A qualidade média dos elementos foi de 96.1 %, o que indica uma malha de elevada qualidade, adequada para garantir a estabilidade numérica e a precisão dos resultados simulados pelo modelo SWASH.

A malha final foi posteriormente integrada no modelo SWASH, servindo de base para a simulação dos processos hidrodinâmicos associados ao regime de marés e à propagação de ondas na área em análise.

4.4. CAUDAIS

A obtenção dos dados de caudal foi realizada através de plataformas oficiais, nomeadamente o Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), que permitiu caracterizar os regimes fluviais em diferentes períodos.

Primeiramente procurou-se perceber quais as estações que seriam mais apropriadas analisar para daí se retirarem os caudais. Foram seleccionadas duas estações, Foz do Mouro e Foz do Mouro (R.E.), por se encontrarem muito próximas entre si, o que permite comparar os registos obtidos, verificar a consistência dos dados e identificar eventuais anomalias ou falhas nos sensores. Esta proximidade é particularmente útil em situações em que uma das estações apresenta valores não plausíveis, permitindo validar os dados com base na outra.

A Figura 17 apresenta a série temporal do caudal médio diário ao longo do período compreendido entre 1973 e 2023. A linha azul corresponde aos registos da estação Foz do Mouro, com dados disponíveis entre 1973 e 2005, e a linha laranja representa os dados da estação Foz do Mouro (R.E.), com registos entre 2003 e 2023. Retiraram-se os valores correspondentes à estação da Foz do Mouro entre 2003 e

2005 uma vez que não eram tão precisos como os valores da outra estação. Importa ainda referir que o intervalo a branco visível no gráfico corresponde à ausência de registos disponíveis em ambas as estações para esse período específico.

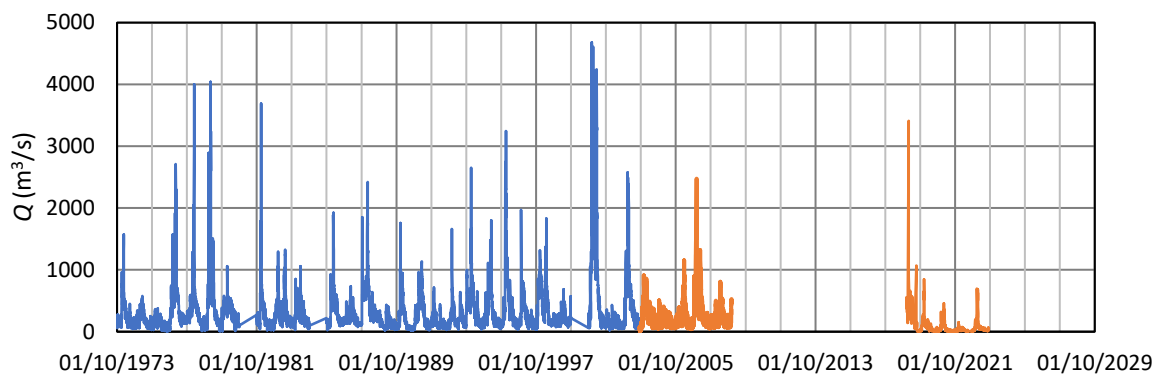


Figura 17 – Série temporal do caudal médio diário no rio Mouro entre 1973 e 2023, com dados das estações Foz do Mouro (—) e Foz do Mouro (R.E.) (—).

Para efeitos de análise e referência ao longo deste trabalho, os quatro intervalos percentuais definidos para os caudais médios diários foram designados como 1.º, 2.º, 3.º e 4.º quartis, correspondendo respetivamente às faixas de 0–25 %, 25–50 %, 50–75 % e 75–100 % da distribuição. Esta nomenclatura permite uma identificação clara e sistemática dos diferentes grupos de caudais, facilitando a sua utilização em análises posteriores, nomeadamente na avaliação da profundidade e da influência dos caudais nos tempos de submersão e exposição dos habitats intertidais. Não foram considerados valores extremos, uma vez que estes ocorrem de forma rara e pontual, não sendo representativos da tendência geral. O objetivo principal é analisar os valores médios e a sua eventual evolução ao longo do período entre 2020 e 2100. Os caudais representativos, caudais médios de cada um dos quartis, estão identificados na Tabela 1.

Tabela 1 – Caudais tipo.

Caudal	Percentil (%)	Caudal (m³/s)
Q1	0–25	55.6
Q2	25–50	141.3
Q3	50–75	249.6
Q4	75–100	696.8

4.5. MARÉS

4.5.1. MODELO DE MARÉS

O TPXO 7.2 (Tidal Prediction using eXtended Observations) é uma (Egbert et al., 1994) versão gratuita do modelo global de marés desenvolvido pela Oregon State University (OSU), baseado na inversão das Equações de Laplace das Marés. Este modelo ajusta, por mínimos quadrados, os dados de elevação da superfície do mar obtidos por satélites altimétricos (como TOPEX/Poseidon e Jason) ao longo de trajetórias específicas, utilizando o sistema OTIS (OSU Tidal Inversion Software).

O TPXO 7.2 fornece constantes harmónicas complexas (amplitude e fase) relativas à elevação da superfície do mar, para os 13 seguintes constituintes: astronómicos principais: M2, S2, N2, K2, K1, O1, P1, Q1; longo período: Mf, Mm; não lineares: M4, MS4, MN4.

A resolução espacial do modelo é de $15' \times 15'$ (1440×721 pontos), cobrindo todo o globo. A sua qualidade tem vindo a melhorar com o tempo, devido à assimilação de séries temporais mais longas, maior número de locais de observação, melhorias na batimetria e maior resolução das grelhas.

Para a utilização do TPXO 7.2 em previsões de maré, é necessário recorrer a ferramentas como o OTPS (OSU Tidal Prediction Software) ou o TMD (Tidal Model Driver), que permitem extrair séries temporais de maré a partir das constantes harmónicas fornecidas pelo modelo.

4.5.2. MARÉS-TIPO

A série temporal da maré foi extraída com o modelo TXPO 7.2 para o ponto de coordenadas 41.85°N 8.92°W , ao largo de Caminha, para o ano de 2025, com uma discretização temporal de 10 min.

Devido ao elevado tempo de processamento associado às simulações no modelo SWASH, tornou-se inviável realizar corridas contínuas com séries temporais completas de maré, pois para capturar um ciclo completo de variação das marés semidiurnas, incluindo as diferenças entre marés vivas e marés mortas (que ocorrem devido à interação entre os ciclos solares e lunares), é comum considerar um período de cerca de 14 a 15 dias (ver Figura 18). Esse intervalo cobre o tempo entre duas marés vivas consecutivas (ou seja, um ciclo de lua nova a lua cheia), conhecido como o ciclo de sizígia. Para contornar esta limitação computacional, optou-se pela utilização de marés-tipo, geradas a partir de uma série temporal anual.

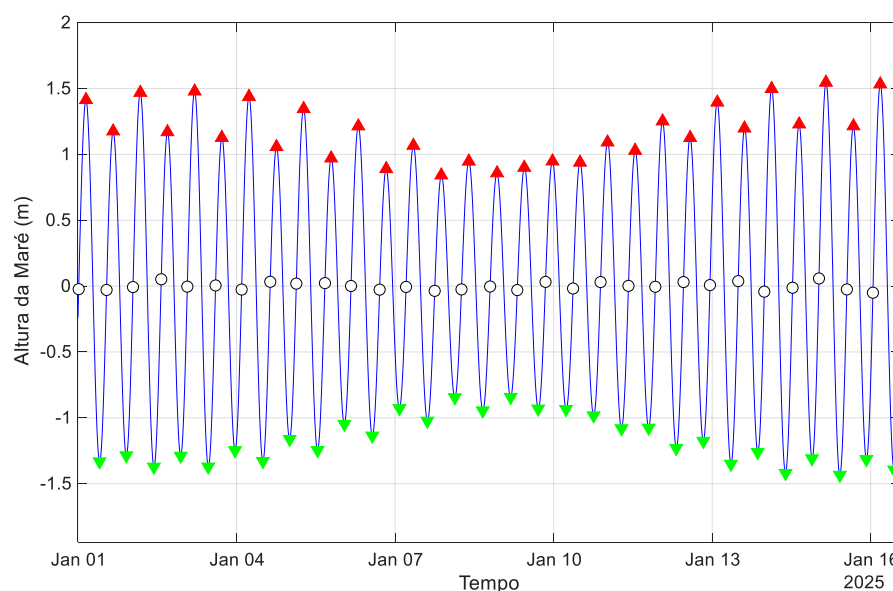


Figura 18 - Exemplo de maré semidiurna representando a variação da altura da maré entre 1 e 16 de janeiro de 2025, com indicação dos picos de maré alta (▲) e baixa (▼) e os zeros (○).

Para gerar as marés-tipo de 2025 foi necessário analisar primeiramente o valor da distribuição das amplitudes diárias da maré (ver Figura 19) e posteriormente organizadas no histograma da Figura 20 em classes classificadas como: marés mortas, intermédias baixas, intermédias altas e marés vivas.

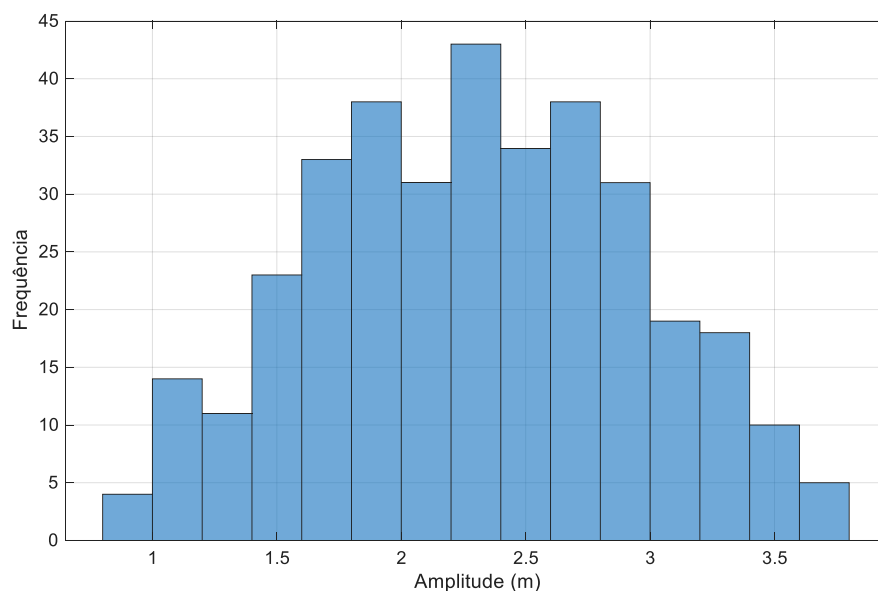


Figura 19 - Distribuição das amplitudes diárias da maré ao longo do ano de 2025.

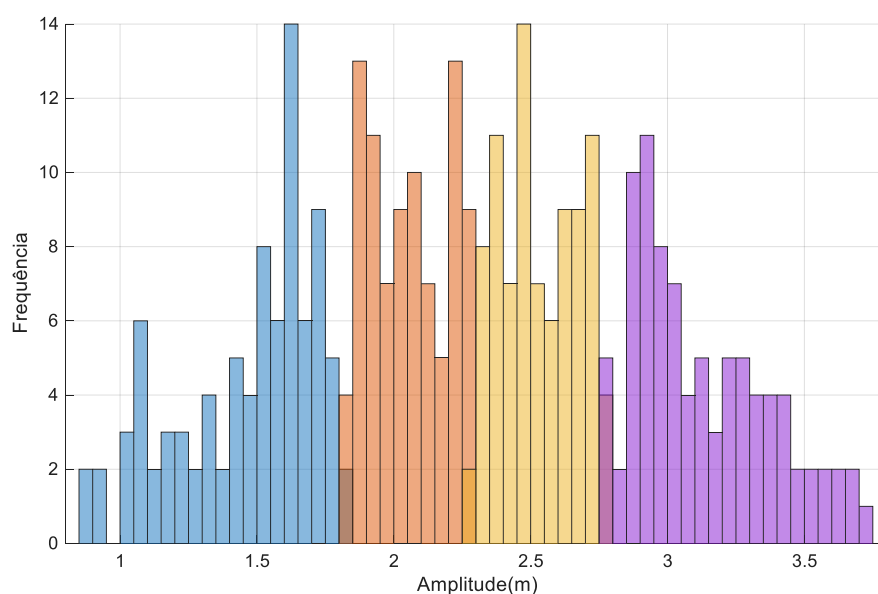


Figura 20 - Classificação das amplitudes diárias da maré em quatro categorias: marés mortas (■), intermédias baixas (■), intermédias altas (■) e marés vivas (■).

As marés-tipo foram selecionadas calculando a média das amplitudes de cada uma das classes apresentadas no gráfico da Figura 20 e posteriormente escolhida a maré diária registada cuja amplitude

se aproximasse mais a este valor. Essas marés-tipo estão classificadas na Tabela 2 e representadas graficamente nas Figuras 21 a 24.

Tabela 2 – Marés-tipo.

Maré-tipo	Percentil (%)	Amplitude (m)
M1	0–25	1.455
M2	25–50	2.058
M3	50–75	2.524
M4	75–100	3.127

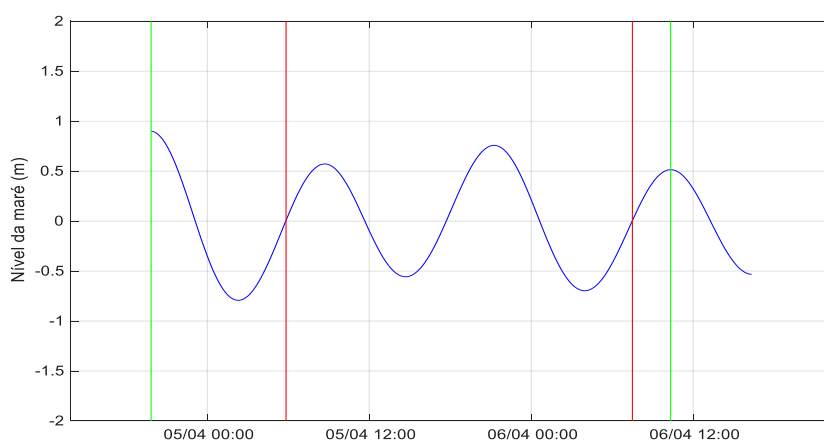


Figura 21 - Maré-tipo M1, representativa da classe de marés mortas.

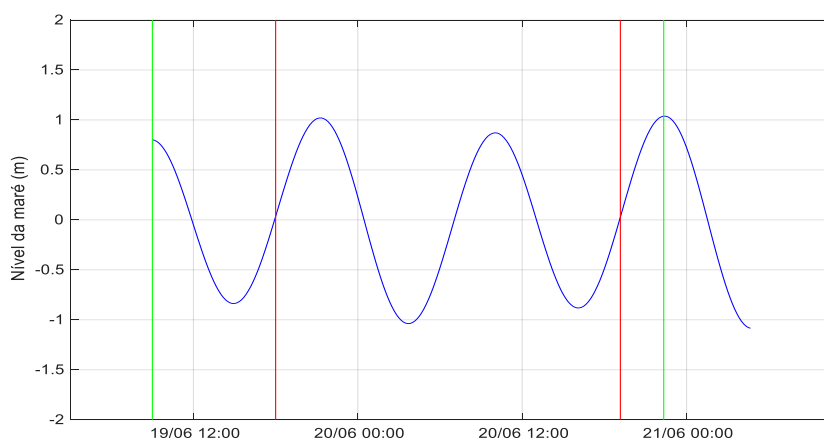


Figura 22 - Maré-tipo M2, representativa da classe de marés intermédias baixas.

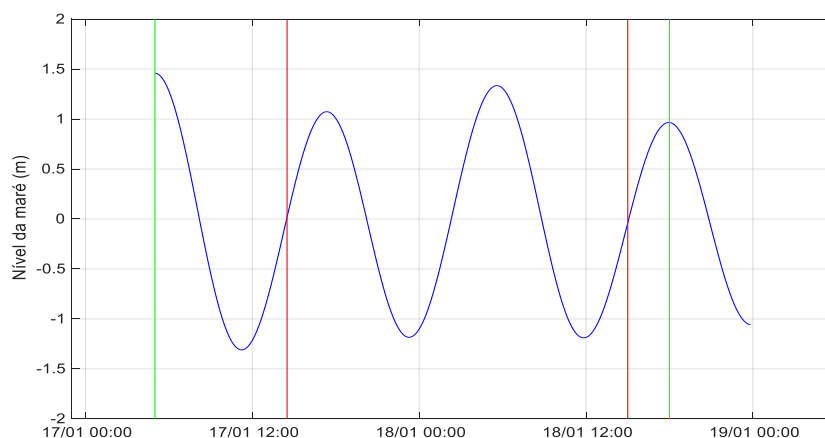


Figura 23 - Maré-tipo M3, representativa da classe de marés intermédias altas.

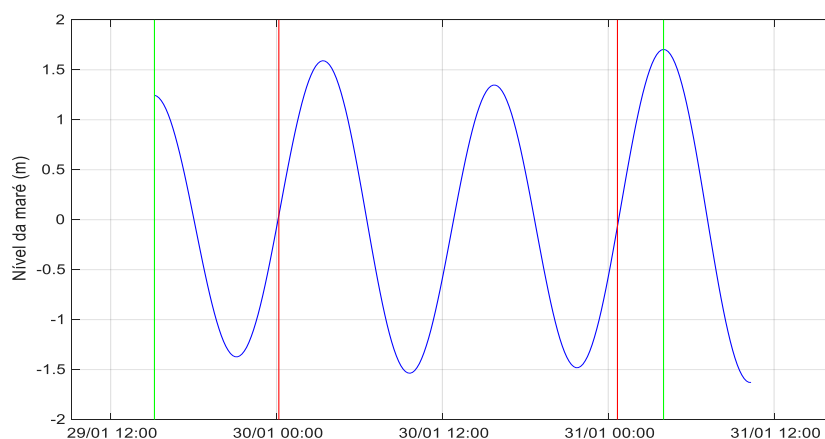


Figura 24 - Maré-tipo M4, representativa da classe de marés vivas.

Cada maré tipo tem uma duração de 24 h e 50 min, o período típico de uma semidiurna. As marés semidiurnas estendem-se ao longo de dois ciclos, incluindo duas marés altas e duas marés baixas. Neste trabalho, a maré-tipo foi definida de dois a dois zeros-ascendentes. Os limites destas marés estão indicados com traços vermelhos nas Figuras 21 a 24. Os modelos hidrodinâmicos necessitam de um período inicial de “aquecimento” para a estabilização da hidrodinâmica do sistema. Para esse efeito foi incluído nessa simulação um período de maré a começar na maré alta imediatamente anterior ao primeiro zero-ascendente. Este período de “aquecimento” tem uma duração de cerca de 9.3 h. As condições iniciais em todo o domínio são então: velocidade nula, i.e. $u = 0$ e $v = 0$, e nível da superfície livre igual ao nível da maré alta inicial do período de aquecimento, i.e. $\eta = \eta_{MaréAlta}$. Este instante inicial está representado por um traço verde nas Figuras 21 a 24.

Como a propagação da maré não é instantânea, existe um atraso da maré no interior do estuário. Na zona de sapais, estimou-se que esse atraso é inferior a 3 h. Nessas circunstâncias, as simulações foram estudadas até à primeira maré alta após o último zero-ascendente da maré tipo. Este instante está representado nas Figuras 21 a 24 por um segundo traço a verde. Desta forma, cada simulação modela três ciclos de maré, cerca de 37.25 h.

4.6. CALIBRAÇÃO DO MODELO SWASH

A calibração do modelo hidrodinâmico adotado baseia-se na seleção apropriada do coeficiente de rugosidade de Manning. Em diversos estudos realizados no estuário do rio Minho, é comum a utilização de diferentes valores deste coeficiente consoante se trate da zona fluvial ou marítima, refletindo as distintas características de rugosidade do leito do rio e do fundo marinho. No entanto, optou-se por aplicar um valor uniforme do coeficiente para ambas as zonas, visando simplificar o processo de modelação. Adotou-se o valor de $n = 0.0333 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{s}$, que é um valor padrão para rios irregulares com vegetação, mas não para o mar. No entanto, tendo em conta que a área marítima utilizada é bastante reduzida, a influência da utilização deste coeficiente também vai ser reduzida, permitindo obter resultados satisfatórios.

4.7. ESTABILIDADE NUMÉRICA

A estabilidade numérica das simulações realizadas com o modelo SWASH está fortemente condicionada pelo número de Courant, que representa uma relação entre a velocidade de propagação das ondas, o *time step* utilizado na discretização e o comprimento das células. Este número é definido pela expressão:

$$Cr = \frac{(c + u) \cdot \Delta t}{\Delta x} \quad (16)$$

onde $c = \sqrt{gh}$ é a velocidade de propagação da onda, u é a velocidade do escoamento, Δt é o *time step* e Δx é a dimensão espacial da célula da malha. Para garantir a estabilidade do modelo, é necessário que o número de Courant se mantenha abaixo de um valor crítico, geralmente inferior a 1. O modelo foi configurado com um esquema de integração temporal explícito, utilizando os coeficientes 0.35, valor mínimo do número de Courant, e 0.8, o valor máximo admissível para este número.

Durante as simulações, o valor de Δt é ajustado internamente com base na resolução da malha e nas velocidades simuladas, de forma a evitar instabilidades numéricas e garantir a coerência dos resultados. Sempre que o número de Courant se aproximava do valor máximo admissível, o *time step* é automaticamente reduzido para metade, enquanto que, em situações de estabilidade elevada, é duplicado. Esta estratégia permite otimizar o tempo de simulação, assegurando simultaneamente a coerência dos resultados e a estabilidade do modelo.

5

RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO

A hidrodinâmica na zona do sapal é regida pela interação entre os regimes de caudal fluvial e as marés, sendo necessário considerar vários cenários de simulação que combinem diferentes condições de caudal e de maré. Estes cenários foram concebidos para representar condições representativas ao longo do ano, permitindo uma análise sistemática dos padrões de variação da altura da superfície livre e da profundidade da coluna de água na zona do sapal.

Como foi referido no capítulo 4, foram definidos 4 valores médios do caudal médio diário referentes a cada quartil (ver Tabela 1). Cada um destes valores foi combinado com cada uma das quatro classes de marés tipo extraídas, permitindo assim uma análise mais abrangente com base em apenas 16 combinações de caudal e maré para a caracterização do ano completo (ver Tabela 3). Restringiu-se a análise, em todas as simulações, à zona do sapal, por se tratar da área onde a interação entre o caudal fluvial e a maré se manifesta de forma mais evidente. Para tal, foram selecionados 36 pontos de observação ao longo da zona de sapal, 6 deles no canal do rio e os restantes nas áreas de sapal, que funcionam como estações virtuais, que permitem registar, em série temporal, a altura da superfície livre e a profundidade da coluna de água (ver Figura 25).

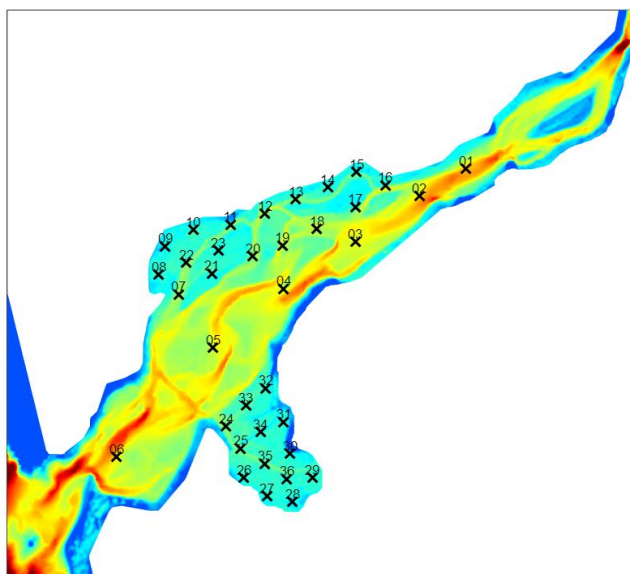


Figura 25 - Localização dos 36 pontos de observação definidos na zona do sapal.

Tabela 3 – Cenários de Simulação.

Cenário		Caudal	Maré
Ano 2020	Ano 2100		
C1.1	C2.1	Q1	M1
C1.2	C2.2	Q2	M1
C1.3	C2.3	Q3	M1
C1.4	C2.4	Q4	M1
C1.5	C2.5	Q1	M2
C1.6	C2.6	Q2	M2
C1.7	C2.7	Q3	M2
C1.8	C2.8	Q4	M2
C1.9	C2.9	Q1	M3
C1.10	C2.10	Q2	M3
C1.11	C2.11	Q3	M3
C1.12	C2.12	Q4	M3
C1.13	C2.13	Q1	M4
C1.14	C2.14	Q2	M4
C1.15	C2.15	Q3	M4
C1.16	C2.16	Q4	M4

5.2. CENÁRIO DE SIMULAÇÃO SSP5-8.5 PARA O ANO 2100

Para a caracterização dos efeitos das alterações climáticas, mais concretamente a subida no nível médio do mar, foi utilizado o cenário SSP5-8.5 com confiança média, conforme projetado pelo IPCC no seu Sexto Relatório de Avaliação (AR6) para o ano de 2100. Utilizou-se a mesma malha computacional e batimetria do cenário atual, uma vez que se desconhece qual será a evolução futura do leito do rio. Assim, a variável diferenciadora considerada foi a elevação do nível médio do mar, tendo sido considerados os valores correspondentes aos percentis 5, 50 e 95, conforme apresentado na Tabela 4.

Foi aplicada uma distribuição de Gumbel, amplamente utilizada na análise de eventos extremos, para estimar o valor correspondente ao intervalo de confiança de 95% para o ano de 2100, com base nos dados projetados. Esta abordagem permite quantificar o risco associado a cenários menos prováveis, mas com elevado impacto.

Tabela 4 – Valores projetados da subida do nível médio do mar (em milímetros) de 2020 a 2150, para o cenário SSP5-8.5 (percentis 5, 50 e 95).

Ano	5 %	50 %	95 %
2020	7	64	124
2030	33	114	208
2040	71	176	308
2050	106	252	438
2060	150	329	575
2070	204	422	738
2080	263	529	926
2090	359	651	1126
2100	432	779	1357
2110	402	855	1573
2120	460	971	1796
2130	516	1084	2018
2140	567	1192	2231
2150	614	1294	2443

Tendo estes fatores em consideração, foram estabelecidas novas condições de fronteira para o nível de maré para o modelo hidrodinâmico SWASH. Foi adotado o valor de 1357 mm de subida do nível médio do mar (ver Tabela 4), no entanto, como já não nos encontramos no ano inicial da previsão deste cenário, foi retirado a este o valor da previsão referente ao ano de 2020. Assim, para cada nova simulação foi adicionado 1233 mm à elevação da superfície livre induzida pela maré na fronteira oceânica, e aplicado exatamente o mesmo modelo utilizado anteriormente.

5.3. PROFUNDIDADE DA ÁGUA POR MARÉ-TIPO

Como referido, para ambos os cenários, foi utilizada a mesma batimetria no modelo numérico, relativa a 2006. No entanto para análise dos resultados torna-se conveniente recorrer a uma representação da batimetria que se traduza numa alteração do datum vertical. Assim, no cenário de 2020, a batimetria é representada com o datum vertical referido ao NMM atual, enquanto no cenário de 2100, o datum vertical corresponde a uma subida do NMM de +1.233 m. Apesar de a geometria do fundo se manter inalterada, a elevação do NMM implica que zonas anteriormente emersas passem a estar mais frequentemente submersas. A modificação do datum permite que a zona de sapal continue tanto para o ano de 2020 como para o ano de 2100 a corresponder à gama de elevação topográfica ente +0 m NMM e +2 m NMM, facilitando a comparação visual direta dos resultados. As zonas de sapal para os cenários de 2020 e de 2100 estão representados nas Figuras 26 e 27, respetivamente.

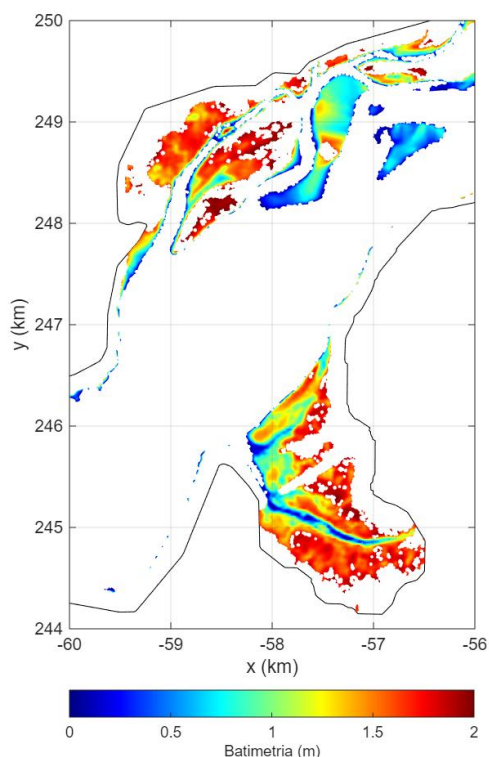


Figura 26 - Representação da batimetria da zona de sapal para o ano de 2020.

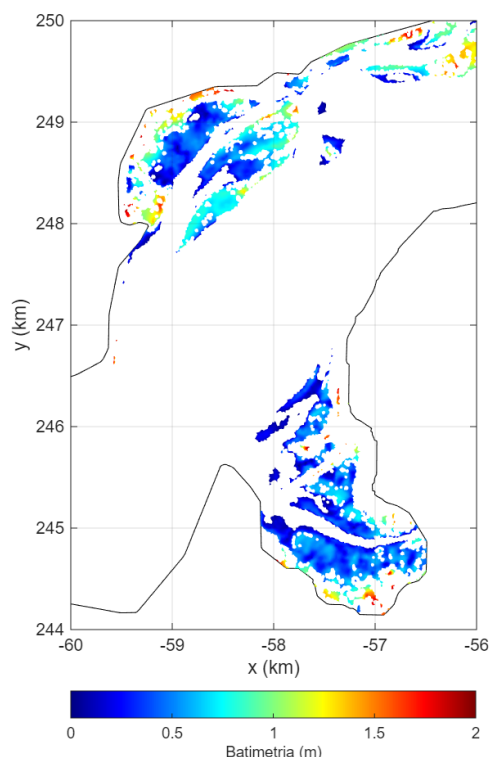


Figura 27 - Representação da batimetria da zona de sapal para o ano de 2100.

Inicialmente, previa-se que a análise fosse realizada com base nos instantes extremos de maré, baixa-mar e preia-mar, por se tratar de momentos representativos dos limites hidrodinâmicos do sistema. No entanto, verificou-se que, na maioria dos casos, durante a baixa-mar, a área do sapal definida no modelo permanecia emersa, não apresentando lâmina de água no intervalo entre +0 m NMM e +2 m NMM. Esta limitação inviabilizou a análise pretendida para esse instante, tendo-se optado por considerar, em alternativa, o momento correspondente a uma hora após o início do alagamento do sapal, designado como meia-maré, bem como o instante de preia-mar máxima registada no ciclo semidiurno. O termo meia-maré vai ser utilizado na descrição dos cenários ao longo da secção 5.3.

Para identificar os instantes representativos dos cenários pretendidos de maré foi utilizada como referência a série temporal de nível de água no ponto de observação 6 (ver Figura 25), localizado sensivelmente ao centro do leito principal do rio. Este ponto foi selecionado por se encontrar afastado das margens e zonas de transição, representando de forma mais fiel a resposta hidrodinâmica do estuário à ação da maré.

Os instantes correspondentes ao extremo absoluto da preia-mar e do ponto de meia-maré descritos anteriormente são: 12 h e 30 min após o instante inicial de simulação para o caso da primeira combinação e de 25 h 40 min após o início da simulação para a décima sexta combinação, durante a preia-mar e o instante de 23 h e 30 min após o início de simulação para ambas as combinações durante a meia-maré.

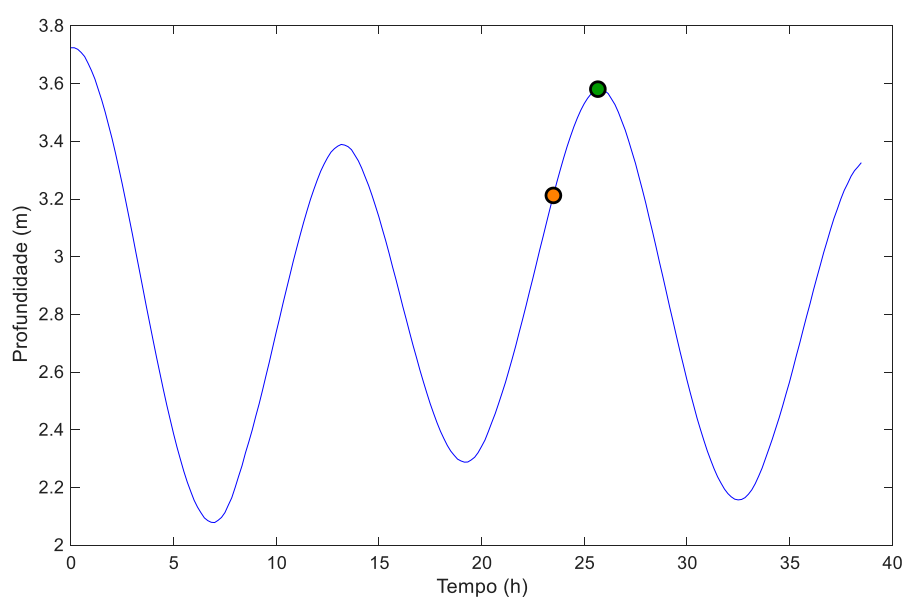


Figura 28 - Série temporal da profundidade da coluna de água no ponto de observação 6 para o cenário C1.1, preia-mar (●) (25 h 40 min) e meia-maré (●) (23 h 30 min) após o início da simulação.

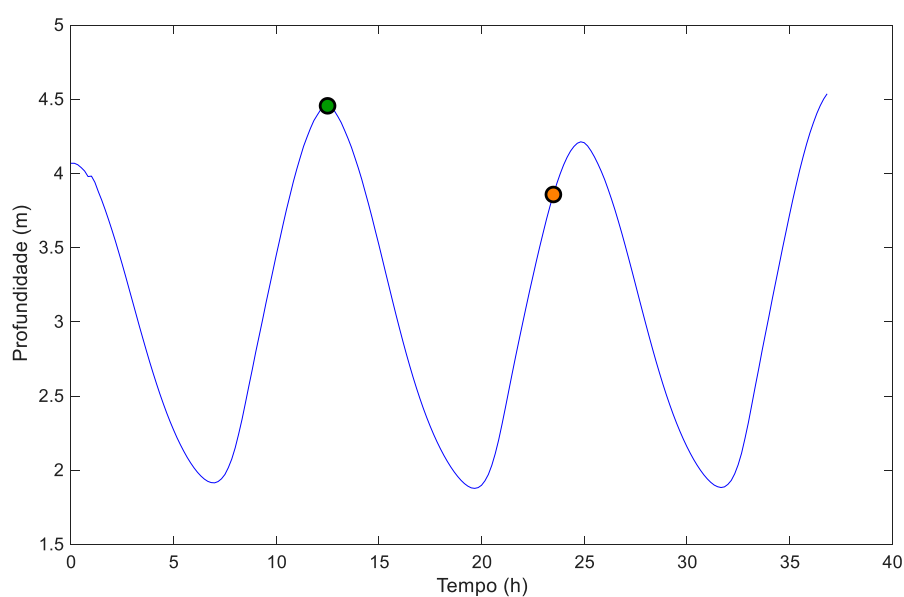


Figura 29 - Série temporal da profundidade da coluna de água no ponto de observação 6 para o cenário C1.16, preia-mar (●) (12 h 30 min) e meia-maré (●) (23 h 30 min) após o início da simulação.

Nas Figuras 28 e 29, estão representadas as séries temporais para os cenários C1.1 e C1.16, respetivamente, analisadas para o ponto de observação 6 onde estão representados os instantes referidos. Ambas as séries são referentes ao ano de 2020. No ponto de observação 6, as diferenças observadas para a evolução das séries temporais entre os anos de 2020 e de 2100 são mínimas.

5.3.1. LIMITAÇÕES DO MODELO SWASH

Durante a análise dos resultados, foram identificados diversos pontos na malha computacional onde a profundidade da água assumiu valores negativos, o que não é fisicamente admissível. Esta situação resulta de uma limitação na programação do modelo SWASH, que, em determinadas condições, atribui valores residuais de profundidade mesmo em locais onde não existe lâmina de água. Este comportamento ocorre frequentemente em zonas próximas das fronteiras do domínio ou em torno de ilhas, onde a discretização espacial e os algoritmos de molhagem e secagem (*wetting and drying*) podem introduzir erros numéricos. A Figura 30 ilustra um exemplo representativo desta anomalia, correspondente ao ponto de observação 36 para o cenário C1.16, onde o valor de profundidade mais se afasta do limite mínimo estipulado de 0.01 m.

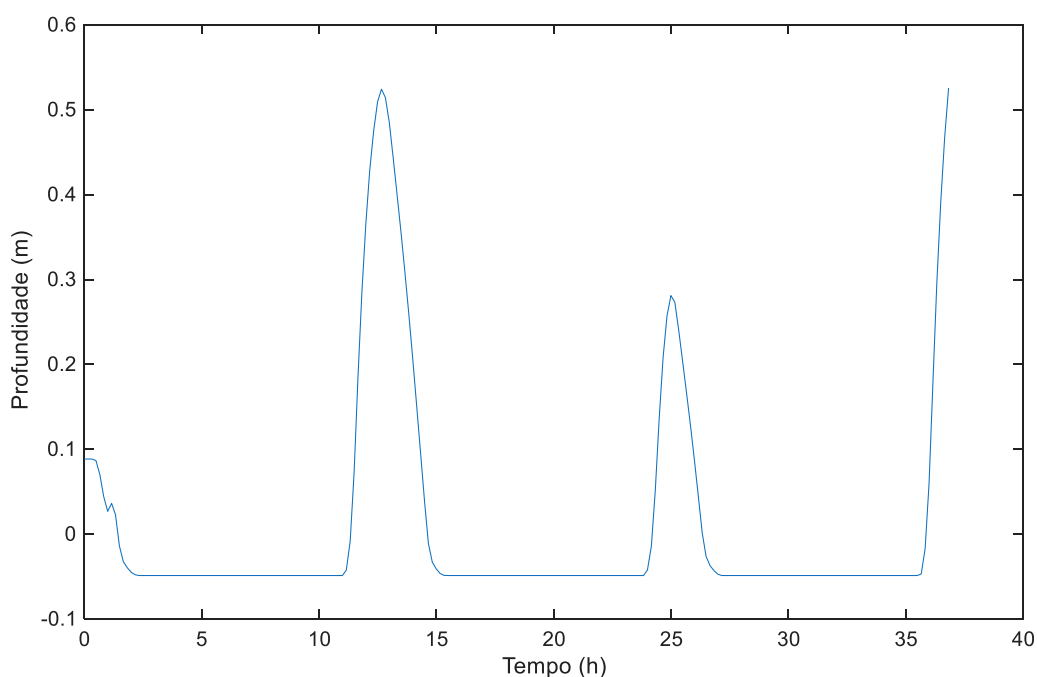


Figura 30 – Exemplo do ponto 36 para o cenário C1.16 onde o modelo apresenta profundidades negativas.

5.3.2. VARIAÇÃO DE PROFUNDIDADE POR CENÁRIO

Após a identificação dos principais momentos do ciclo de maré, apresentam-se agora os cenários simulados. Como referido, os cenários C1.1 a C1.16 correspondem ao cenário atual, i.e. ano de 2020, e os cenários C2.1 a C2.16 correspondem à previsão SSP5-8.5 para o ano de 2100. Foram definidos para combinar diferentes caudais fluviais e níveis de maré, permitindo analisar a resposta hidrodinâmica e a extensão de inundação nas zonas de sapal. Esta seleção inclui situações-limite e intermédias, representando a variabilidade ao longo do estuário.

5.3.2.1. Cenário C1.1

Este cenário corresponde à 1ª combinação durante a meia-maré para o cenário de 2020 (ver Figura 36). Neste cenário começa o alagamento do sapal, apresentando valores muito baixos de profundidade de água cerca de +0.20 m NMM, cobrindo uma área muito reduzida.

Para o instante de preia-mar, que ocorre cerca de 3 h após o instante anterior verifica-se que o aumento de profundidade e das zonas alagadas não aumentou significativamente, na zona espanhola registou-se uma profundidade máxima de +0.70 m NMM. (ver Figura 37).

5.3.2.2. Cenário C1.2

Este cenário corresponde à 16ª combinação durante a meia-maré para o cenário de 2020 (ver Figura 38). Verificou-se um aumento a profundidade e da área alagada atingindo +1 m NMM em algumas zonas.

Para o instante de preia-mar (Figura 39), verificou-se um aumento significativo da área alagada tal como das profundidades registadas em ambas as margens do rio.

5.3.2.3. Cenário C2.1

Este cenário corresponde à 1ª combinação durante a meia-maré para o cenário SSP5-8.5, para o ano de 2100 (Figura 40). A área alagada tal como as profundidades atingidas são reduzidas.

Durante a preia-mar (Figura 41) ocorreu um aumento significativo da área coberta, em ambas as margens do rio e as profundidades registaram valores superiores a +0.5 m NMM.

5.3.2.4. Cenário C2.2

Este cenário corresponde à 16ª combinação durante a meia-maré para o cenário SSP5-8.5, para o ano de 2100 (ver Figura 42). A tendência de aumento de ambos os parâmetros manteve-se, com valores registados até +1 m NMM.

Quando se regista a preia-mar (Figura 43), a área do sapal está preenchida quase na totalidade e houve novamente um aumento significativo nas profundidades registadas, atingindo em alguns locais o valor limite estipulado na definição do sapal.

5.4. TEMPOS DE IMERSÃO

5.4.1. TEMPO DE IMERSÃO POR CENÁRIO

Nas Figuras 44 a 75 do Anexo 5.5.2 estão representados os tempos de imersão da água do sapal para cada um dos 16 cenários estudados. Os cenários para o ano de 2020 estão identificados como C1.1 a C1.16. Os cenários para o ano de 2100 estão identificados como C2.1 a C2.16. O tempo médio de imersão numa maré semidiurna de 25 h não atinge as 12.5 h.

As Figuras 44 a 75 foram organizadas em quatro grupos, cada um contendo quatro combinações distintas de caudal e maré. Esta estrutura permite uma leitura sistemática dos efeitos combinados de ambos os fatores. A análise visual revela que as diferenças mais significativas ocorrem entre os grupos, ou seja, entre diferentes condições de maré, enquanto as variações dentro de cada grupo, entre diferentes caudais, são mínimas ou mesmo inexistentes. Esta constatação permite concluir que, no contexto do estuário do

Minho, a maré é o fator dominante na determinação dos tempos de submersão e exposição dos sapais, sendo o efeito dos caudais relativamente secundário.

5.4.2. TEMPO MÉDIO DE IMERSÃO NUMA MARÉ SEMIDIURNA

Com base nos resultados obtidos, foi gerada a Figura 31 e a Figura 32, que representam a distribuição espacial dos tempos de submersão médios, numa maré semidiurna, para os anos de 2020 e 2100, respetivamente. Complementarmente, as Tabelas 5 e 6 apresentam a distribuição da área do sapal em função do tempo médio de submersão, bem como as áreas acumuladas com tempos inferiores ou superiores ao valor indicado, permitindo uma análise quantitativa detalhada.

A comparação entre os dois cenários revela diferenças significativas. A área total submersa aumentou de 1027099 m² em 2020 para 3304171 m² em 2100, o que corresponde a um acréscimo de aproximadamente 222 %. Verificou-se também um aumento no tempo médio de submersão, que passou de 3.82 h em 2020 para 6.52 h em 2100. Estas diferenças encontram-se ilustradas nos gráficos apresentados nas Figuras 33 a 35, que traduzem graficamente os resultados expressos nas Tabelas 5 e 6.

Como podemos observar nos gráficos das Figuras 33 a 35 (ver também as Tabelas 5 e 6), espécies vegetais que necessitam de estar mais de 3.5 h/dia submersas têm a sua área diminuída de 2020 para 2100 e as espécies vegetais que suportem estar 4 h/dia ou mais submersas, têm a sua área aumentada.

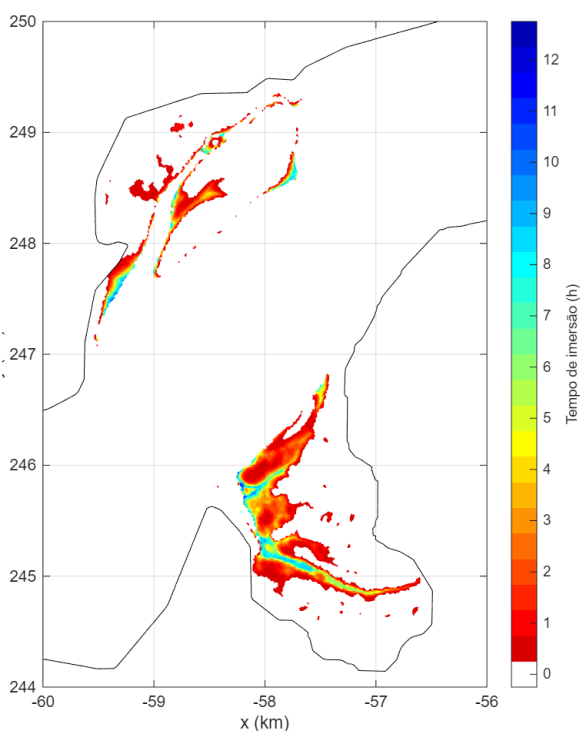


Figura 31 – Tempo médio de imersão e área alagada correspondente para o cenário de 2020.

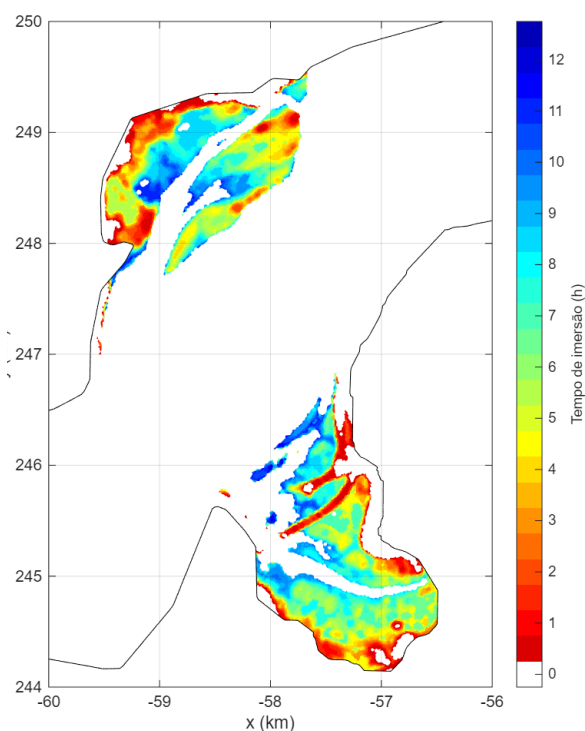


Figura 32 - Tempo médio de imersão e área alagada correspondente para o cenário de 2100.

Tabela 5 – Distribuição da área em função do tempo médio de submersão para 2020.

Tempo médio de submersão	Área por tempo médio	Área acumulada ≤ tempo	Área acumulada ≥ tempo
(h)	(m ²)	(m ²)	(m ²)
0.5	309965	309965	1027099
1.0	151617	461582	717133
1.5	77175	538757	565517
2.0	100090	638847	488341
2.5	66428	705275	388251
3.0	55206	760481	321823
3.5	39154	799635	266617
4.0	28820	828455	227463
4.5	26645	855100	198643
5.0	30181	885281	171999
5.5	17717	902998	141817
6.0	24648	927646	124100
6.5	14167	941813	99452
7.0	9320	951133	85285
7.5	19014	970148	75965
8.0	24436	994583	56951
8.5	20067	1014651	32515
9.0	7389	1022040	12448
9.5	1970	1024010	5059
10.0	1515	1025526	3088
10.5	1370	1026895	1573
11.0	203	1027098	203
11.5	0	1027098	0
12.0	0	1027098	0
12.5	0	1027098	0

Tabela 6 – Distribuição da área em função do tempo médio de submersão para 2100.

Tempo médio de submersão	Área por tempo médio	Área acumulada ≤ tempo	Área acumulada ≥ tempo
(h)	(m²)	(m²)	(m²)
0.5	172564	172564	3304171
1.0	91035	263599	3131607
1.5	100713	364313	3040572
2.0	106563	470876	2939858
2.5	85510	556386	2833295
3.0	107055	663441	2747786
3.5	105585	769026	2640730
4.0	135690	904716	2535145
4.5	212420	1117137	2399455
5.0	211275	1328412	2187034
5.5	258961	1587373	1975760
6.0	202269	1789642	1716798
6.5	219039	2008681	1514529
7.0	232939	2241620	1295490
7.5	203206	2444826	1062551
8.0	184062	2628887	859345
8.5	213804	2842691	675284
9.0	137407	2980098	461480
9.5	132967	3113066	324073
10.0	68607	3181673	191106
10.5	60351	3242023	122498
11.0	49672	3291695	62148
11.5	11769	3303464	12476
12.0	707	3304171	707
12.5	0	3304171	0

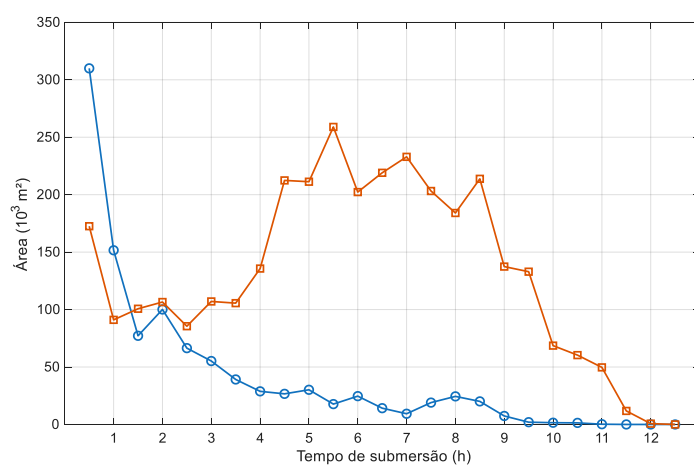


Figura 33 – Área por tempo médio de submersão: 2020 (—); 2100(—).

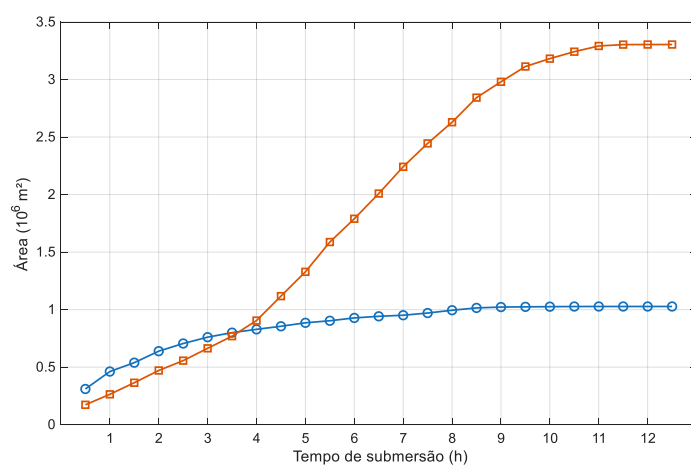


Figura 34 – Área acumulada com tempo de submersão inferior ao indicado: 2020 (—); 2100(—).

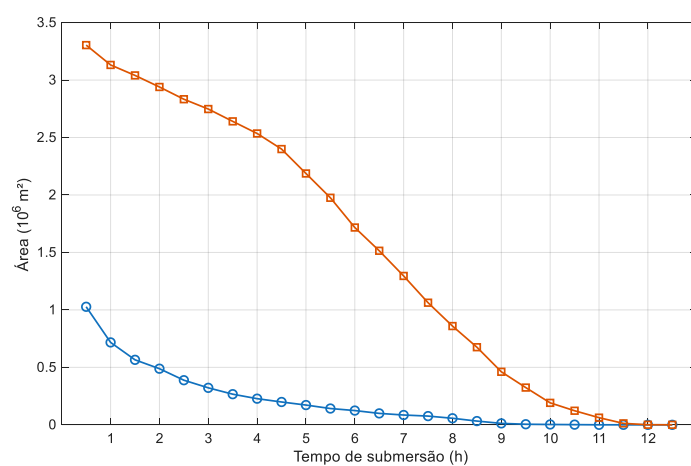


Figura 35 – Área acumulada com tempo de submersão superior ao indicado: 2020 (—); 2100(—)

5.5. ANEXOS

5.5.1. PROFUNDIDADE INSTANTÂNEA DE IMERSÃO

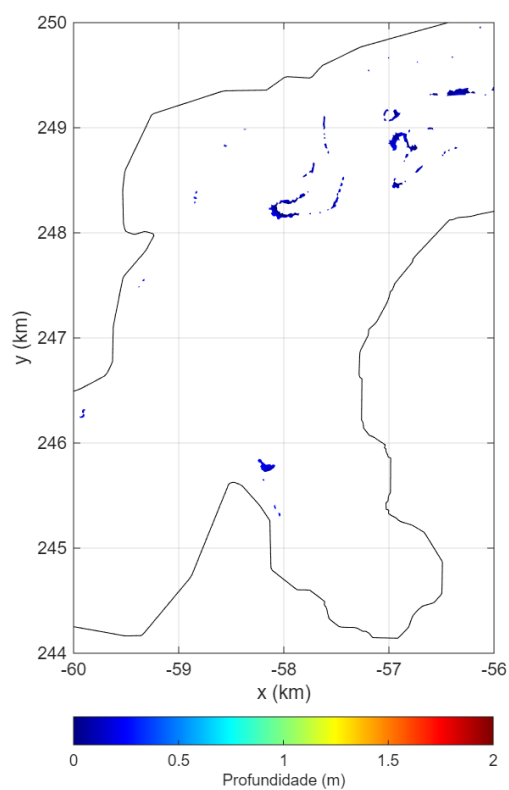


Figura 36 - Cenário C1.1. Meia-maré.

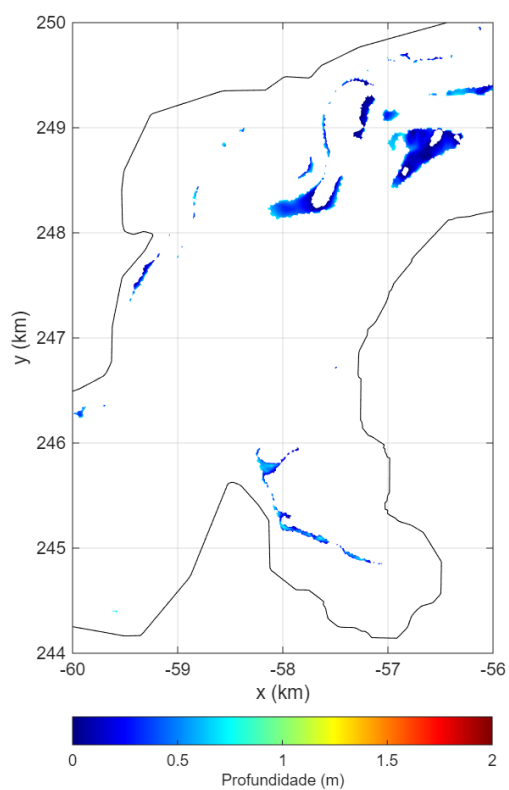


Figura 37 - Cenário C1.1. Preia-mar.

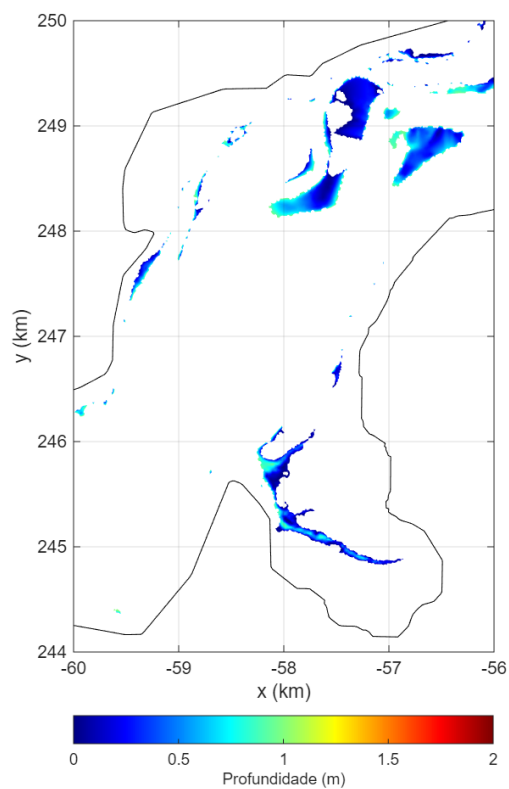


Figura 38 - Cenário C1.2. Meia-maré.

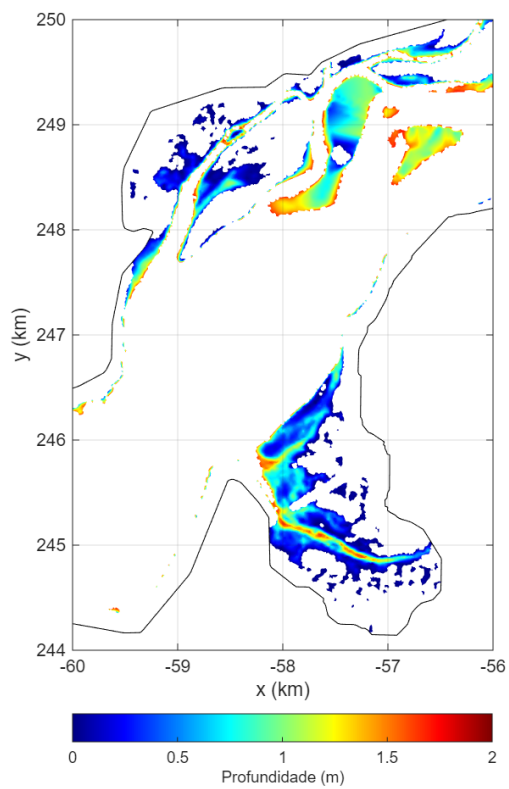


Figura 39 - Cenário C1.2. Preia-mar.

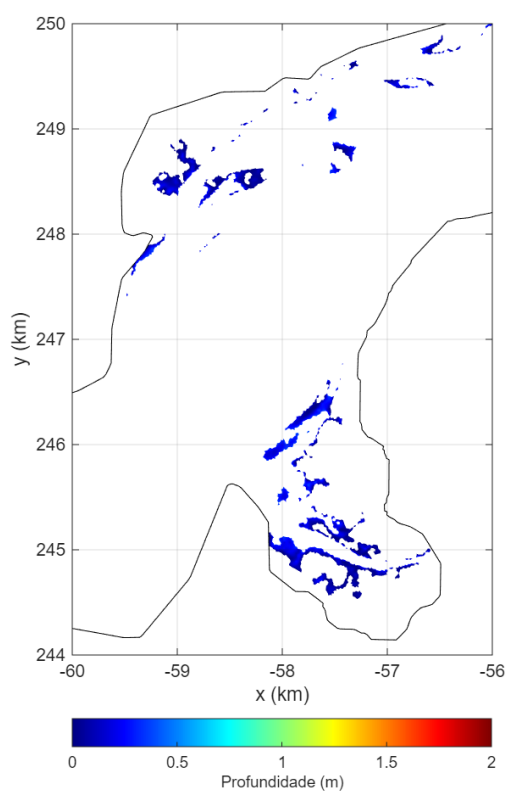


Figura 40 - Cenário C2.1. Meia-maré.

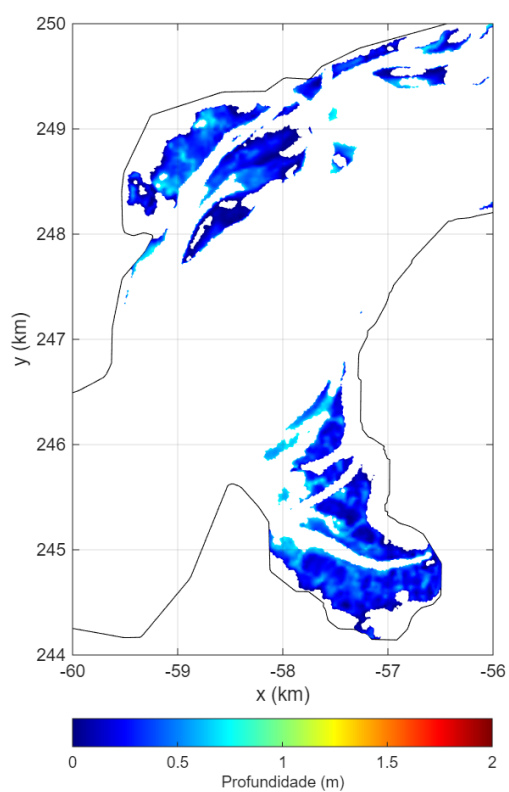


Figura 41 - Cenário C2.1. Preia-mar.

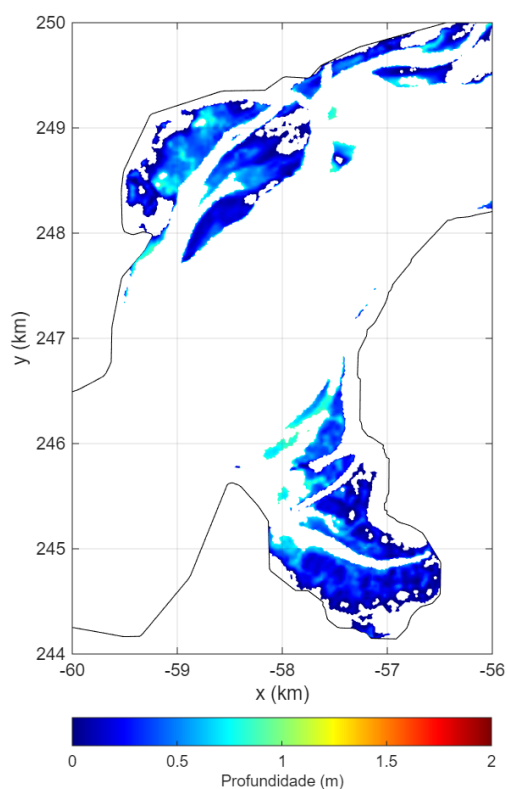


Figura 42 - Cenário C2.2. Meia-maré.

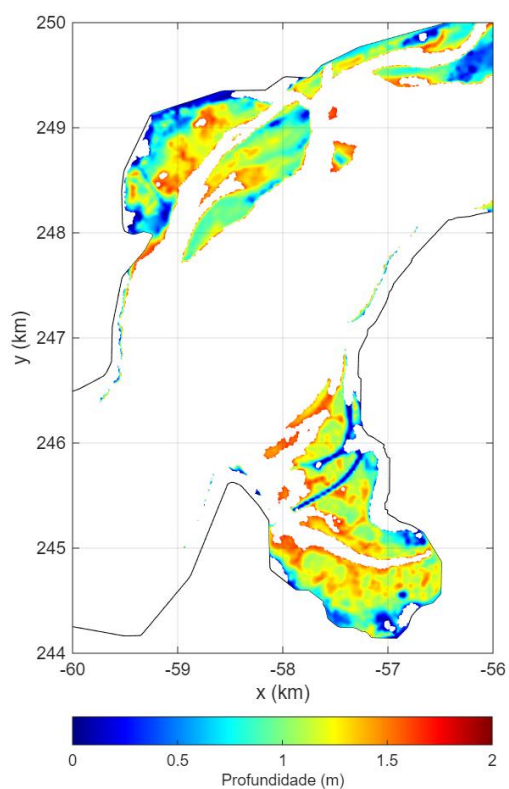


Figura 43 - Cenário C2.2. Preia-mar.

5.5.2. TEMPO DE IMERSÃO

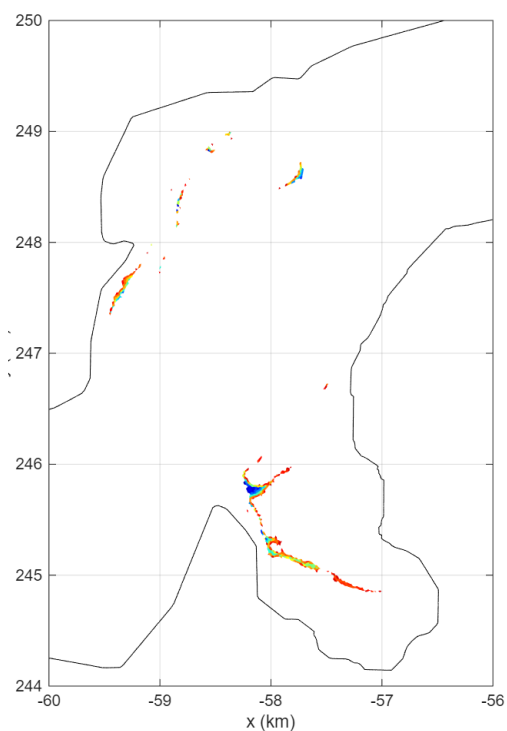


Figura 44 - Cenário C1.1.

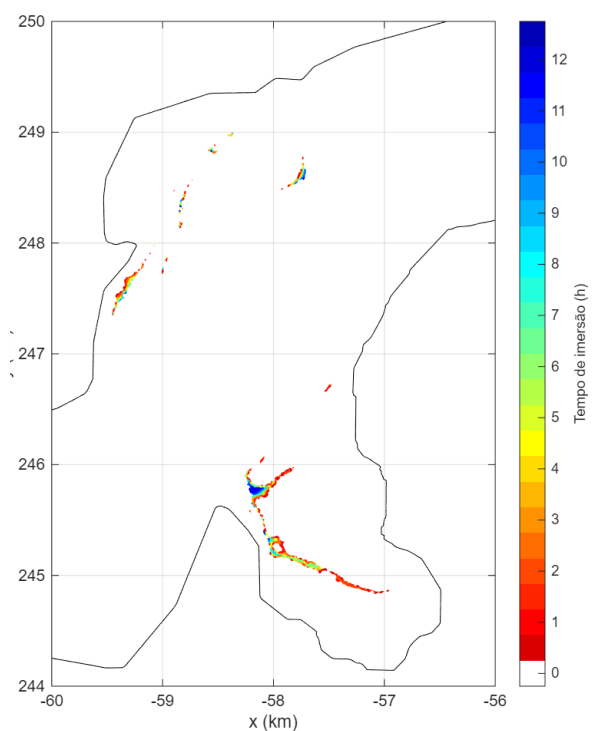


Figura 45 - Cenário C1.2.

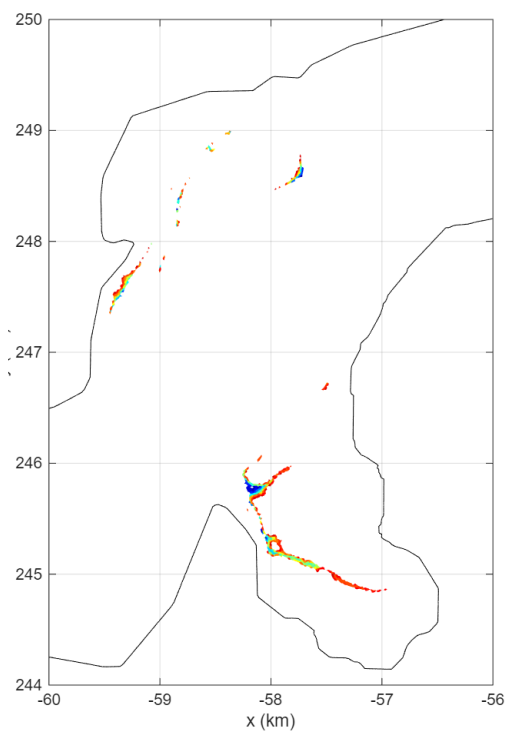


Figura 46 - Cenário C1.3.

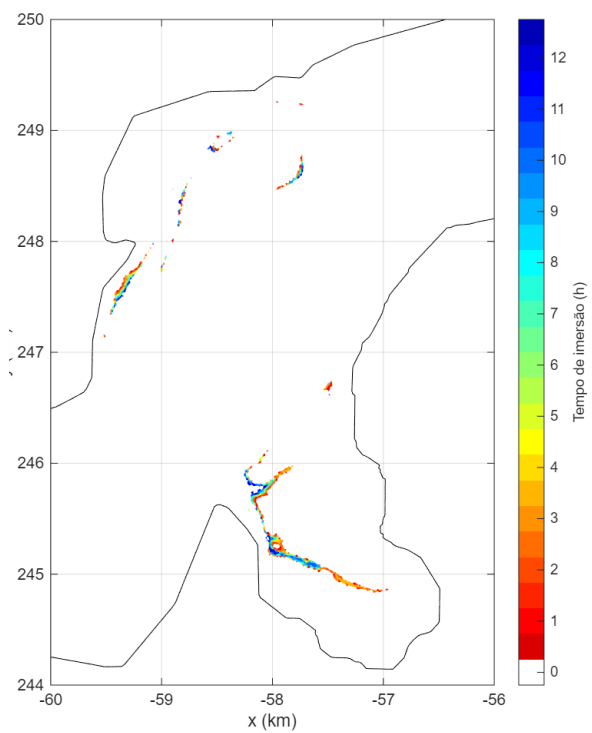


Figura 47 - Cenário C1.4.

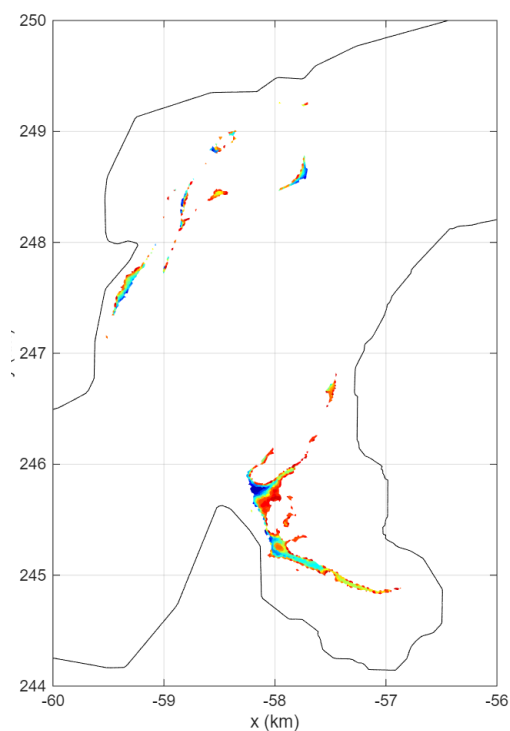


Figura 48 - Cenário C1.5.

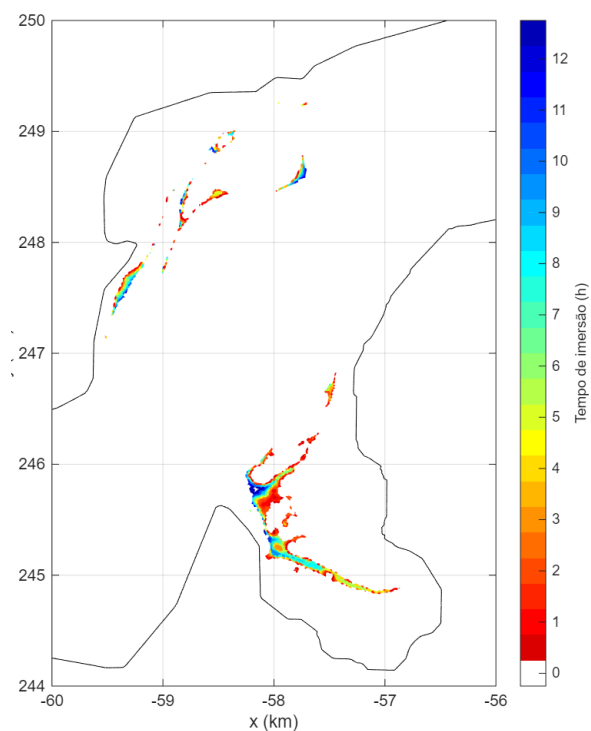


Figura 49 - Cenário C1.6.

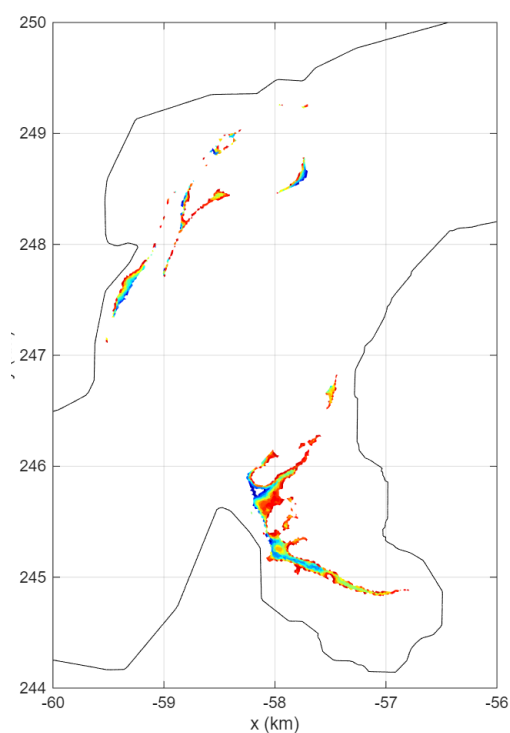


Figura 50 - Cenário C1.7.

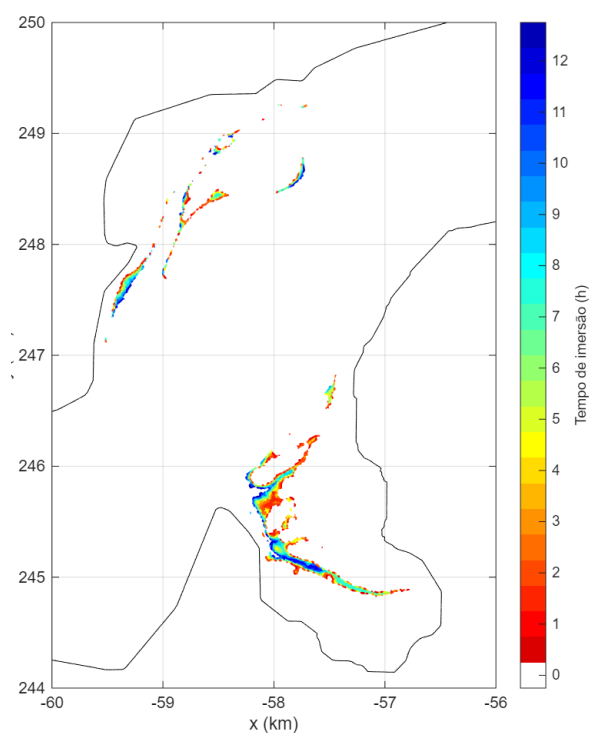


Figura 51 - Cenário C1.8.

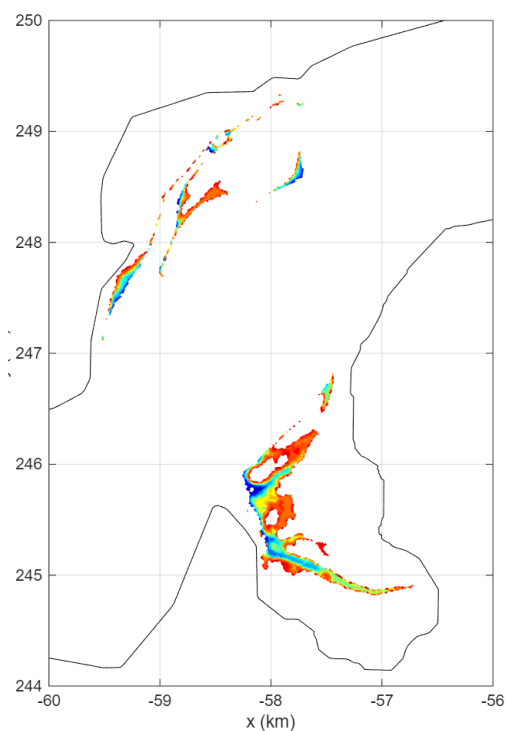


Figura 52 - Cenário C1.9.

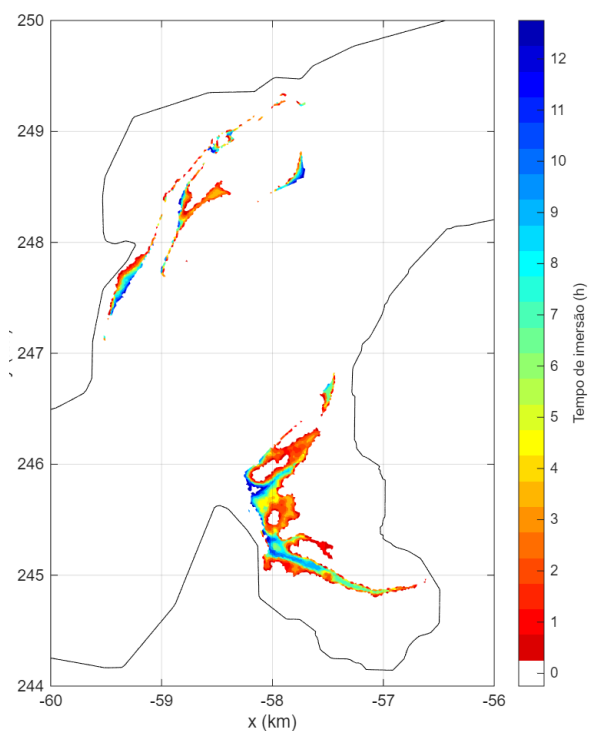


Figura 53 - Cenário C1.10.

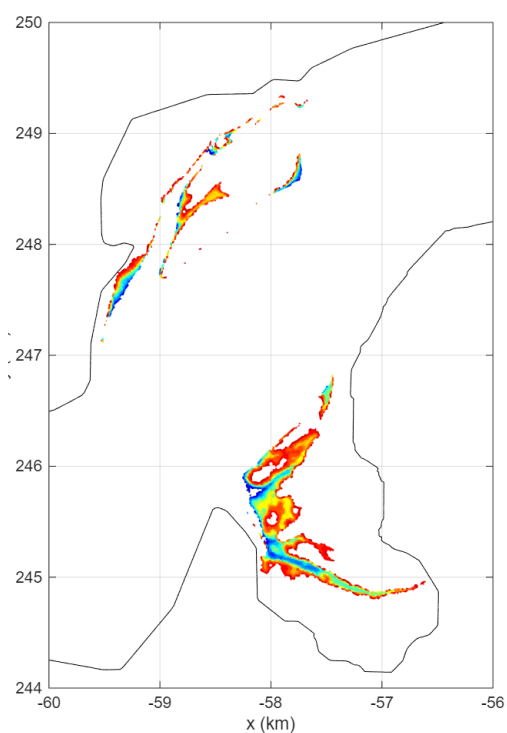


Figura 54 - Cenário C1.11.

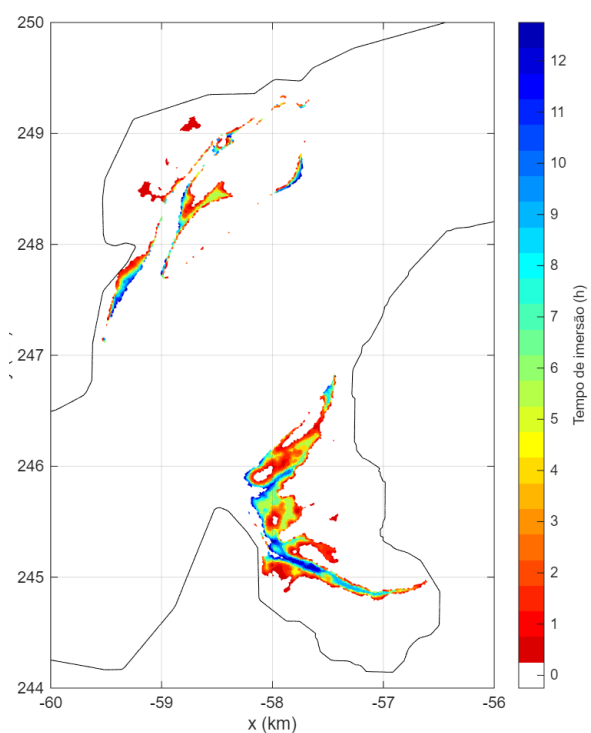


Figura 55 - Cenário C1.12.

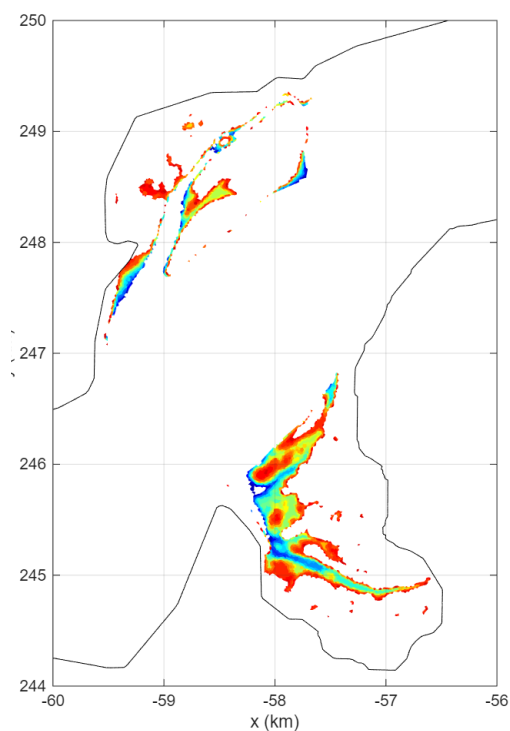


Figura 56 - Cenário C1.13.

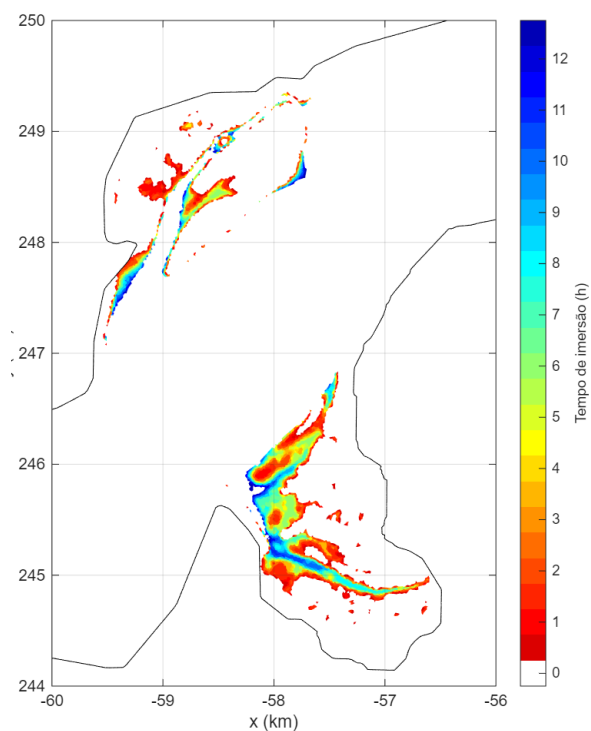


Figura 57 - Cenário C1.14.

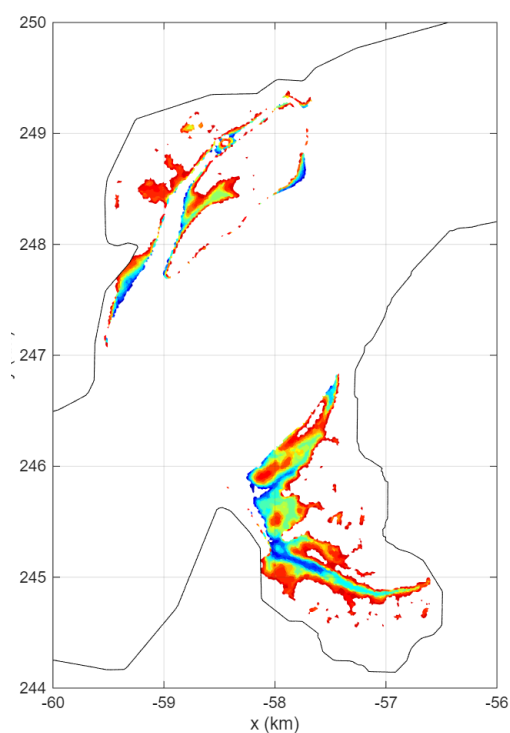


Figura 58 - Cenário C1.15.

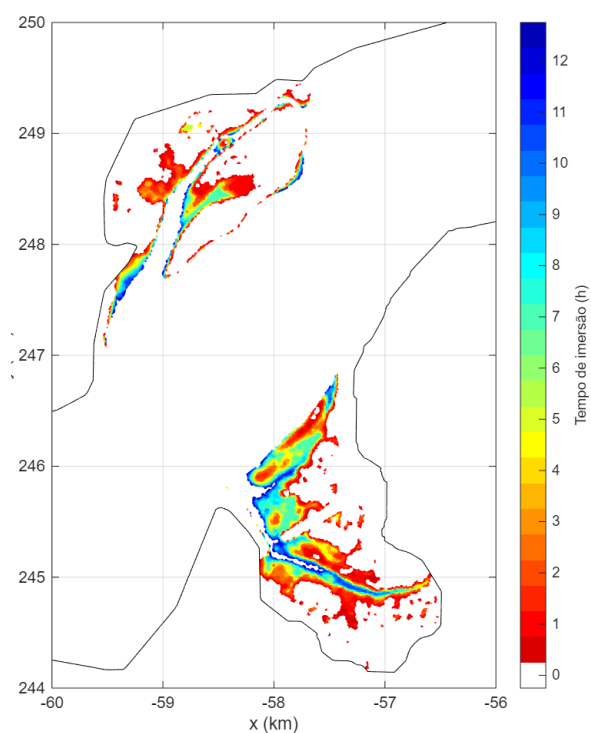


Figura 59 - Cenário C1.16.

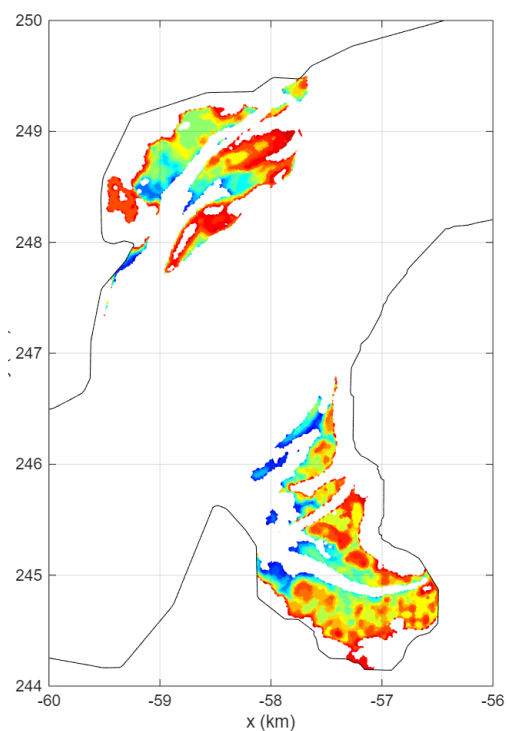


Figura 60 - Cenário C2.1.

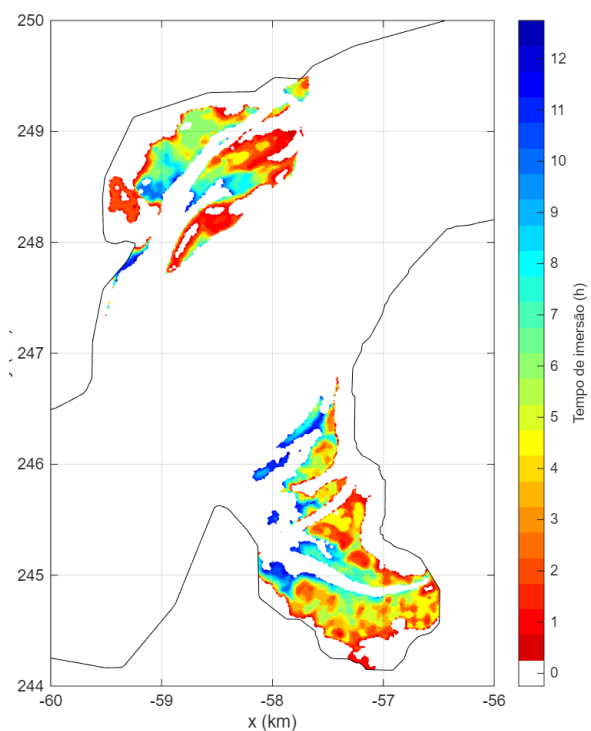


Figura 61 - Cenário C2.2.

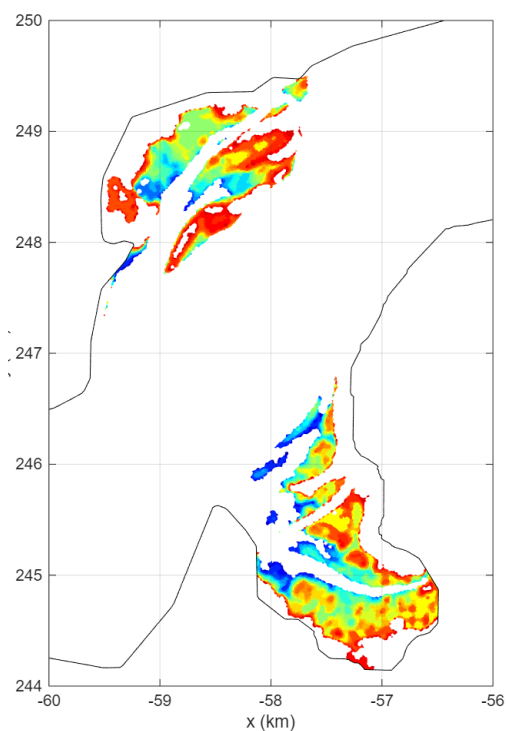


Figura 62 - Cenário C2.3.

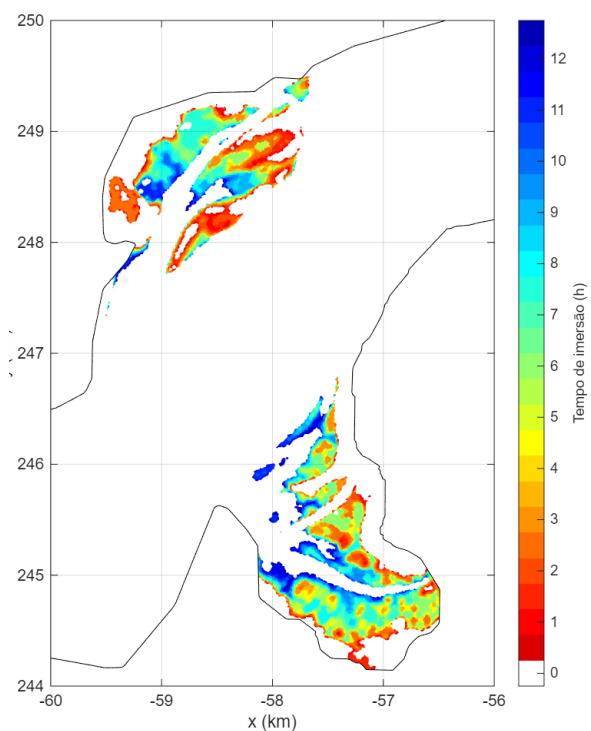


Figura 63 - Cenário C2.4.

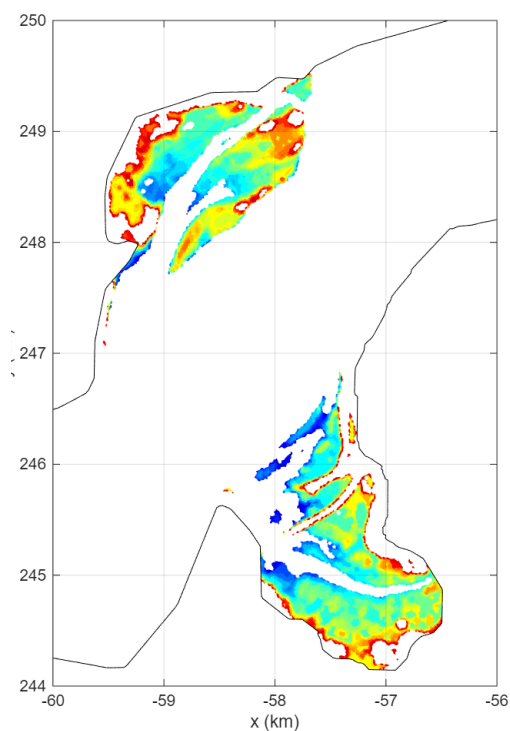


Figura 64 - Cenário C2.5.

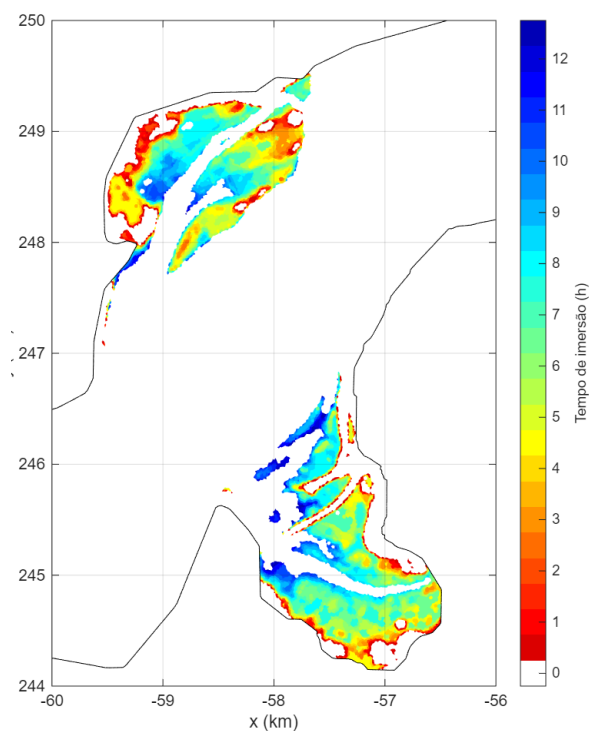


Figura 65 - Cenário C2.6.

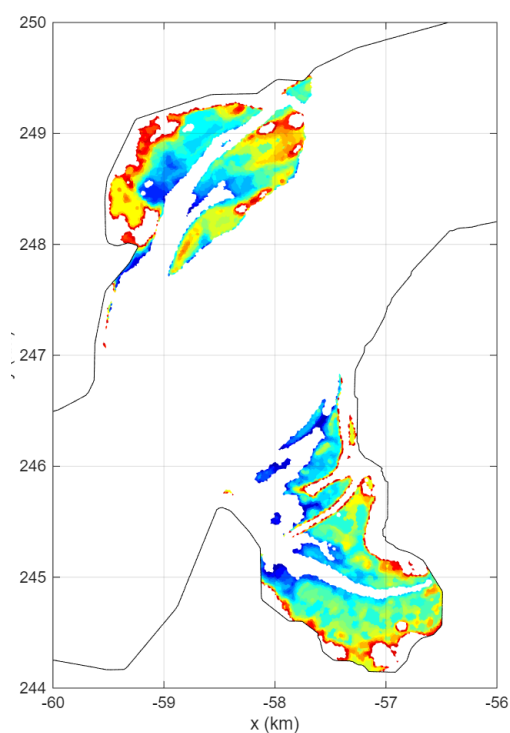


Figura 66 - Cenário C2.7.

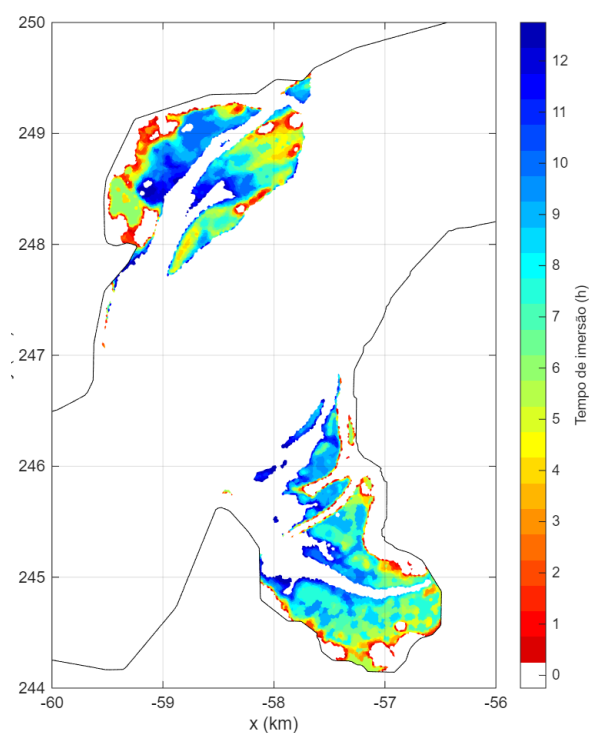


Figura 67 - Cenário C2.8.

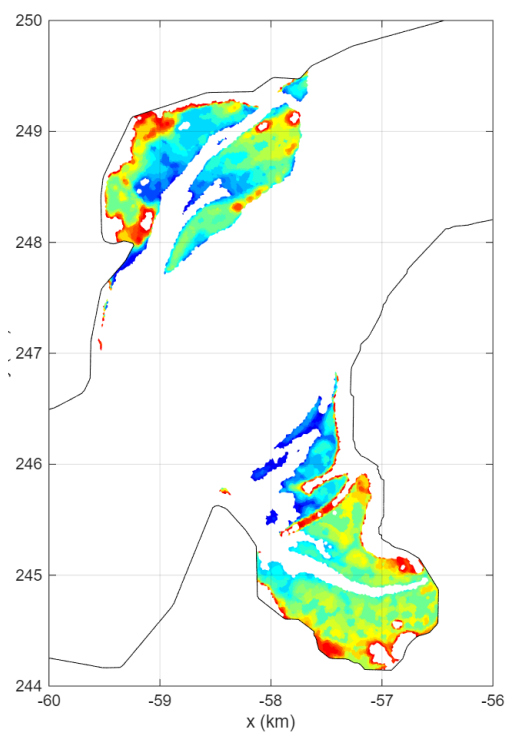


Figura 68 - Cenário C2.9.

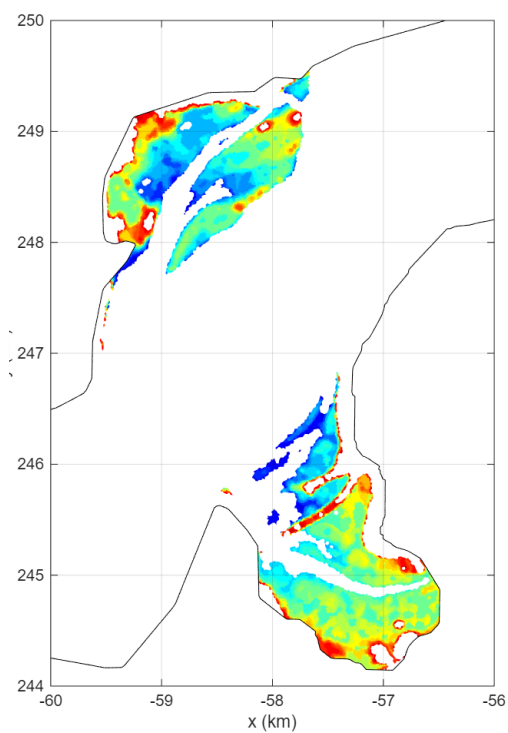


Figura 69 - Cenário C2.10.

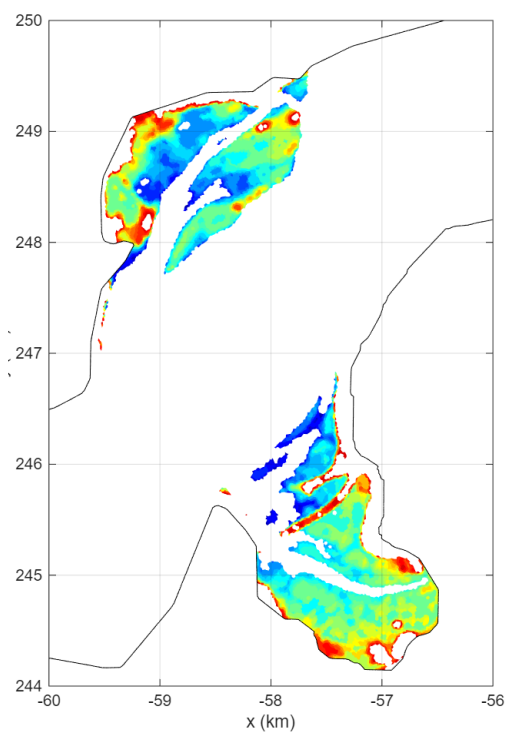


Figura 70 - Cenário C2.11.

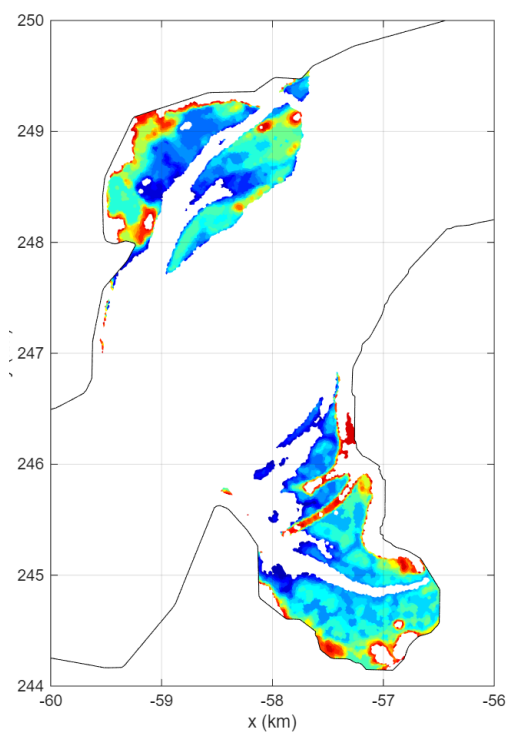


Figura 71 - Cenário C2.12.

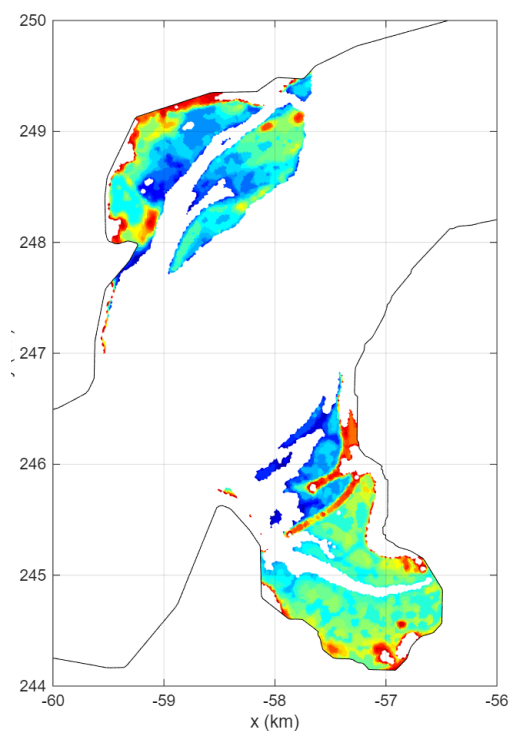


Figura 72 - Cenário C2.13.

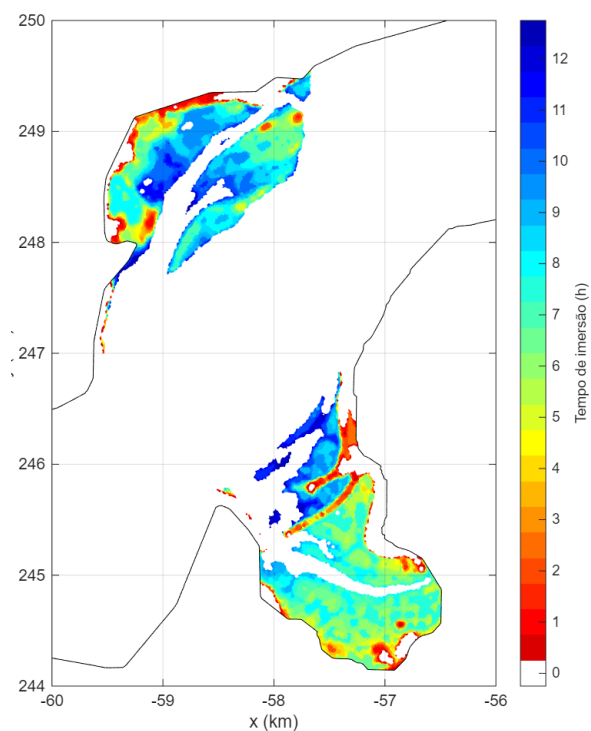


Figura 73 - Cenário C2.14.

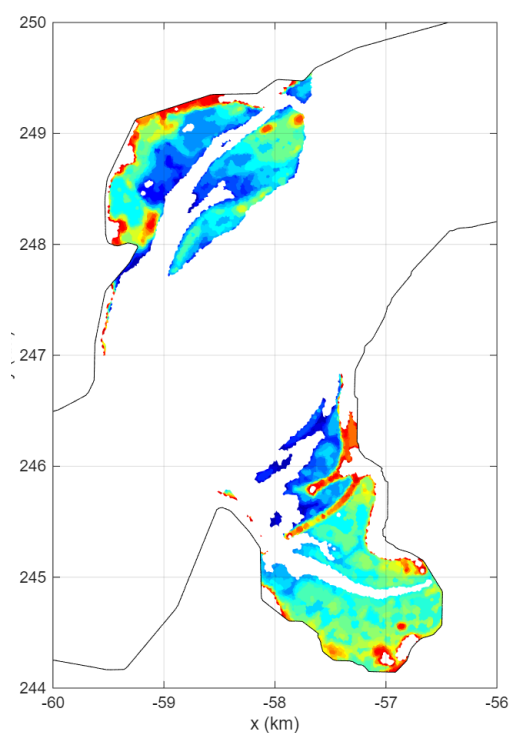


Figura 74 - Cenário C2.15.

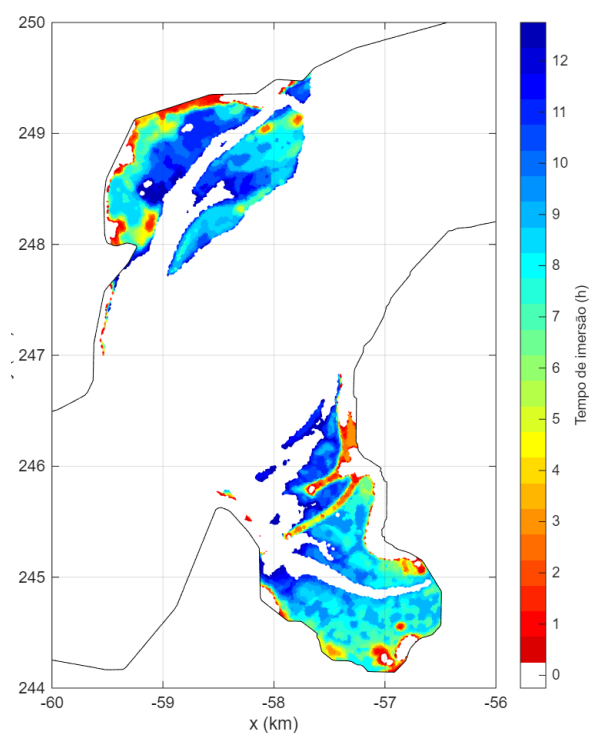


Figura 75 - Cenário C2.16.

6

CONCLUSÕES

O presente estudo permitiu avaliar, com recurso à modelação numérica, os impactos da subida do nível do mar na hidrodinâmica estuarina, no nível de água do estuário e, consequentemente, nos habitats intertidais do estuário do rio Minho. A aplicação do modelo SWASH, aliada à criação de uma malha triangular não estruturada com o Triangle, possibilitou uma simulação hidrodinâmica detalhada da interação entre marés e a topografia permitindo estimar níveis e períodos de submersão nas áreas de sapal do Estuário do Minho.

Os resultados demonstraram que a subida do nível médio do mar poderá provocar alterações significativas nos tempos de submersão e exposição dos sapais, afetando a distribuição e sobrevivência destas espécies vegetais. Verificou-se que as zonas mais baixas do sapal estarão sujeitas a submersões prolongadas, comprometendo a permanência de espécies menos tolerantes e forçando-as a migrar para zonas mais elevadas. Contudo, a presença de barreiras físicas nas margens, que apresentam vastas áreas urbanizadas e dedicadas à agricultura, limita a migração altimétrica natural dos habitats, criando o efeito de *coastal squeeze* e aumentando a vulnerabilidade dos ecossistemas intertidais. Estes impactos, se não forem mitigados, poderão levar à perda de biodiversidade, à redução da capacidade de sequestro de carbono e à menor eficácia na proteção costeira.

A conjugação entre modelação hidrodinâmica e análise ecológica revelou-se uma ferramenta essencial para compreender os mecanismos de transformação dos habitats costeiros em cenários de alteração climática. Com base nos resultados obtidos, recomenda-se a adoção de medidas de gestão adaptativa, que garantam a conectividade altimétrica dos habitats e a sua resiliência face aos futuros desafios ambientais. Neste contexto, a adoção de medidas de gestão adaptativa como a remoção seletiva de barreiras, a criação de zonas de transição altimétrica ou a restauração de habitats degradados deverá ser informada por evidência científica sólida, como a que este trabalho procurou gerar.

A resiliência dos ecossistemas intertidais face às alterações climáticas dependerá, em grande medida, da capacidade de antecipar os seus impactos e de implementar soluções que conciliem conservação ecológica com usos humanos sustentáveis. Esta dissertação contribui, assim, para o avanço do conhecimento sobre a vulnerabilidade dos sapais do rio Minho e reforça a importância de integrar a ciência ecológica na tomada de decisões para a gestão das zonas costeiras em Portugal.

BIBLIOGRAFIA

- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Casulli, V., & Zanolli, P. (2002). Semi-implicit numerical modeling of nonhydrostatic free-surface flows for environmental problems. *Mathematical and Computer Modelling*, 36(9), 1131–1149. [https://doi.org/10.1016/S0895-7177\(02\)00264-9](https://doi.org/10.1016/S0895-7177(02)00264-9)
- Cobo, F., Vieira-Lanero, R., Rego, E., & Servia, M. J. (2010). Temporal trends in non-indigenous freshwater species records during the 20th century: A case study in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 19(12), 3471–3487. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9908-8>
- Cunha, J., Cabecinha, E., Villasante, S., Gonçalves, J. A., Balbi, S., Elliott, M., & Ramos, S. (2024). Quantifying the role of saltmarsh as a vulnerable carbon sink: A case study from Northern Portugal. *Science of the Total Environment*, 923, 171443. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171443>
- Dalrymple, R. W., Zaitlin, B. A., & Boyd, R. (1992). Estuarine facies models; conceptual basis and stratigraphic implications. *Journal of Sedimentary Research*, 62(6), 1130–1146. <https://doi.org/10.1306/D4267A69-2B26-11D7-8648000102C1865D>
- Danilov, S. (2013). Ocean modeling on unstructured meshes. *Ocean Modelling*, 69, 195–210. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2013.05.005>
- Darwish, M. S., & Moukalled, F. (2003). TVD schemes for unstructured grids. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 46(4), 599–611. [https://doi.org/10.1016/S0017-9310\(02\)00330-7](https://doi.org/10.1016/S0017-9310(02)00330-7)
- Delgado, A., Taveira-Pinto, F., & Silva, R. (2011). Simulação preliminar da hidrodinâmica e morfodinâmica do estuário do rio Minho. *Atas das 6as Jornadas de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente*, 113–126.
- Dias, E., Ferreira, A. S., Carneiro, E., & Silva, A. P. F. (2011). Planeamento e gestão de dragagens no estuário do Ave: Geoprocessamento automático considerando a distribuição de contaminantes. *Atas do 6º Congresso Planeamento e Gestão de Zonas Costeiras de Países de Expressão Portuguesa*, 13pp.
- Dyer, K. R., Christie, M. C., Feates, N., Fennessy, M. J., Pejrup, M., & van der Lee, W. (2000). An investigation into processes influencing the morphodynamics of an intertidal mudflat, the Dollard

- Estuary, The Netherlands: I. Hydrodynamics and suspended sediment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(5), 607–625. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0596>
- Egbert, G. D., Bennett, A. F., & Foreman, M. G. G. (1994). TOPEX/POSEIDON tides estimated using a global inverse model. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 99(C12), 24821–24852. <https://doi.org/10.1029/94JC01894>
- Esteves, L. S. (2016). Coastal squeeze. Em *Encyclopedia of Estuaries* (pp. 158–160). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8801-4_405
- FCUL. (2022). *Ao ritmo das marés: A vida no estuário do Tejo | Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa*. <https://ciencias.ulisboa.pt/en/node/14406>
- Fringer, O. B., Dawson, C. N., He, R., Ralston, D. K., & Zhang, Y. J. (2019). The future of coastal and estuarine modeling: Findings from a workshop. *Ocean Modelling*, 143, 101458. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2019.101458>
- Fringer, O. B., Gerritsen, M., & Street, R. L. (2006). An unstructured-grid, finite-volume, nonhydrostatic, parallel coastal ocean simulator. *Ocean Modelling*, 14(3), 139–173. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2006.03.006>
- Gómez-Pina, G., Muñoz-Pérez, J. J., Ramírez, J. L., & Ley, C. (2002). Sand dune management problems and techniques, Spain. *Journal of Coastal Research*, 36 (10036), 325–332. <https://doi.org/10.2112/1551-5036-36.sp1.325>
- Harlow, F. H., & Welch, J. E. (1965). Numerical calculation of time-dependent viscous incompressible flow of fluid with free surface. *The Physics of Fluids*, 8(12), 2182–2189.
- Jay, D. A., & Smith, J. D. (1990). Residual circulation in shallow estuaries: 1. Highly stratified, narrow estuaries. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 95(C1), 711–731. <https://doi.org/10.1029/JC095iC01p00711>
- Kaiser, M. F. (2013). Disturbance of hydrodynamic regime in the Mediterranean coastal zone of Egypt. *Journal of Coastal Research*, 30(6), 1260–1267. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00247.1>
- Kramer, S. C., & Stelling, G. S. (2008). A conservative unstructured scheme for rapidly varied flows. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, 58(2), 183–212. <https://doi.org/10.1002/flid.1722>
- Levinton, J. S. (2001). *Marine Biology: Function, Biodiversity, Ecology* (6.^a ed.). Oxford University Press.
- Lima, I. (1987). Relevo piauiense: Uma proposta de classificação. *Carta CEPRO*, 12(2), 55–84.
- Lipnikov, K., Manzini, G., & Shashkov, M. (2014). Mimetic finite difference method. *Journal of Computational Physics*, 257, 1163–1227. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2013.07.031>
- Little, C., & Kitching, J. A. (1996). *The Biology of Rocky Shores*. Oxford University Press.

- Martins, D., Alves da Silva, A., Duarte, J., Canário, J., & Vieira, G. (2023). Changes in vessel traffic disrupt tidal flats and saltmarshes in the Tagus estuary, Portugal. *Estuaries and Coasts*, 46(5), 1141–1156. <https://doi.org/10.1007/s12237-023-01198-7>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M. I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J. B. R., Maycokok, T. K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., & Zhou, B. (Eds.). (2021). *Climate Change 2021—The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Melo, W., Pinho, J., Iglesias, I., Bio, A., Avilez-Valente, P., Gomes, A., Vieira, J., Bastos, L., & Veloso-Gomes, F. (2021). Numerical models' application for morphodynamics assessment of climate change impacts in the Minho river estuary. *Environmental Smoke, Special Issue*, 1–6. <https://doi.org/10.32435/envsmoke/xibesymp.1>
- Menten, G. S. (2022). *Modelação dos Impactos das Alterações Climáticas na Intrusão Salina do Estuário do Rio Minho* [Mestrado]. Universidade do Minho.
- Mills, M., Leon, J. X., Saunders, M. I., Bell, J., Liu, Y., O'Mara, J., Lovelock, C. E., Mumby, P. J., Phinn, S., Possingham, H. P., Tulloch, V. J. D., Mutafoğlu, K., Morrison, T., Callaghan, D. P., Baldock, T., Klein, C. J., & Hoegh-Guldberg, O. (2016). Reconciling development and conservation under coastal squeeze from rising sea level. *Conservation Letters*, 9(5), 361–368. <https://doi.org/10.1111/conl.12213>
- Miranda, L. B. de, Castro, B. M., & Kjerfve, B. (2002). *Princípios de Oceanografia Física de Estuários* (Vol. 42). Editora da Universidade de São Paulo.
- Mitsch, W. J., Gosselink, J. G., Zhang, L., & Anderson, C. J. (2009). *Wetland Ecosystems*. John Wiley & Sons.
- Nicolaides, R. (1989). Flow discretization by complementary volume techniques. Em *9th Computational Fluid Dynamics Conference*. American Institute of Aeronautics and Astronautics. <https://doi.org/10.2514/6.1989-1978>
- Nicolaides, R. A. (1993). Three dimensional covolume algorithms for viscous flows. Em M. Y. Hussaini, A. Kumar, & M. D. Salas (Eds.), *Algorithmic Trends in Computational Fluid Dynamics* (pp. 397–414). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2708-3_21
- Nunes, A., & Lourenço, L. (2023). *Análise e Modelação de Risco no Ordenamento do Território* (1.^a ed.). RISCOS - Associação Portuguesa de Riscos, Prevenção e Segurança. https://doi.org/10.34037/978-989-9053-18-2_11
- Perot, B. (2000). Conservation properties of unstructured staggered mesh schemes. *Journal of Computational Physics*, 159(1), 58–89. <https://doi.org/10.1006/jcph.2000.6424>
- Pontee, N. (2013). Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management*, 84, 204–207. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.07.010>

- Portela, L. I. (2003). Recuperação de áreas de sapal: Conceito, métodos e sua aplicação em Portugal. *Atas do 7º Congresso da Água*, 9pp.
- Portela, L. I. (2008). Sediment transport and morphodynamics of the Douro River estuary. *Geo-Marine Letters*, 28(2), 77–86. <https://doi.org/10.1007/s00367-007-0091-1>
- Portela, L. I. (2011). Evolução morfológica, hidrodinâmica e dinâmica sedimentar do estuário do Rio Minho. *3º Seminário sobre a Gestão de Bacias Hidrográficas «Os Estuários»*, 65–71.
- Pritchard, D. W. (1967). What is an estuary: Physical viewpoint. Em G. H. Lauff (Ed.), *Estuaries* (pp. 3–5). American Association for the Advancement of Science.
- Pugh, D. T. (1987). *Tides, Surges and Mean Sea Level*. John Wiley & Sons.
- Rodrigues, J. S. (2008). *A Avifauna do Estuário do Rio Minho (Aves Aquáticas). Caracterização, Importância e Perspectivas de Uso Turístico*. Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade do Porto.
- Scarton, F., Day, J. W., Rismondo, A., Cecconi, G., & Are, D. (2000). Effects of an intertidal sediment fence on sediment elevation and vegetation distribution in a Venice (Italy) lagoon salt marsh. *Ecological Engineering*, 16(2), 223–233. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00045-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00045-8)
- Shewchuk, J. R. (1996). Triangle: Engineering a 2D quality mesh generator and Delaunay triangulator. Em M. C. Lin & D. Manocha (Eds.), *Applied Computational Geometry Towards Geometric Engineering* (pp. 203–222). Springer. <https://doi.org/10.1007/BFb0014497>
- Silva, R., Martinez, M. L., Tussenbroek, B. I. van, Guzmán-Rodriguez, L., Mendonza, E., & López-Portillo, J. (2020). A framework to manage coastal squeeze. *Sustainability*, 12(24), 10610. <https://doi.org/10.3390/su122410610>
- Stelling, G., & Zijlema, M. (2003). An accurate and efficient finite-difference algorithm for non-hydrostatic free-surface flow with application to wave propagation. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, 43(1), 1–23. <https://doi.org/10.1002/fld.595>
- Svärd, M., Gong, J., & Nordström, J. (2008). An accuracy evaluation of unstructured node-centred finite volume methods. *Applied Numerical Mathematics*, 58(8), 1142–1158. <https://doi.org/10.1016/j.apnum.2007.05.002>
- Tonti, E. (2014). Why starting from differential equations for computational physics? *Journal of Computational Physics*, 257, 1260–1290. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2013.08.016>
- Valente, A. M., Carvalho-Santos, C., Assis de Padilha, J., Machado, L., Cássio, F., & Pascoal, C. (2024). Diagnóstico das principais pressões humanas e boas práticas de gestão aplicadas aos ecossistemas de água doce: Visão geral e perspectivas para as bacias na região do Minho, Portugal. *Revista Recursos Hídricos*, 45(1), 31–42. <https://doi.org/10.5894/rh45n1-cti1>
- Wolfe, D. A., & Kjerfve, B. (1986). Estuarine variability: An overview. Em D. A. Wolfe (Ed.), *Estuarine Variability* (pp. 3–17). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-761890-6.50006-X>

Zalidis, G. C., Crisman, T. L., & Gerakēs, P. A. (Eds.). (2002). *Restoration of Mediterranean Wetlands*. Hellenic Ministry of the Environment, Physical Planning and Public Works, Athens, and Greek Biotope/Wetland Centre.

Zijlema, M., Stelling, G., & Smit, P. (2011). SWASH: An operational public domain code for simulating wave fields and rapidly varied flows in coastal waters. *Coastal Engineering*, 58(10), 992–1012. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2011.05.015>