

Universidade de Lisboa
Instituto de Geografia e Ordenamento do Território



**Subida do nível médio das águas do mar na frente ribeirinha da
margem sul do Tejo: implicações para o ordenamento do território**

João Guedes Queiroga Mendonça Moreira

Mestrado em Geografia Física e Ordenamento do Território

Dissertação de mestrado orientada pelo Doutor Eusébio Joaquim Marques dos
Reis e pela Doutora Ana Isabel Loupa Ramos

2025

Universidade de Lisboa
Instituto de Geografia e Ordenamento do Território



**Subida do nível médio das águas do mar na frente ribeirinha da margem sul
do Tejo: implicações para o ordenamento do território**

João Guedes Queiroga Mendonça Moreira

Mestrado em Geografia Física e Ordenamento do Território

Dissertação de mestrado orientada pelo Doutor Eusébio Joaquim Marques dos Reis e pela
Doutora Ana Isabel Loupa Ramos

Júri:

Presidente: Doutor Pedro Manuel Pinto dos Santos, Professor Auxiliar do Instituto de Geografia e
Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa

Vogais:

- Doutora Ana Rodrigues Rilo, Técnica Superior do Laboratório Nacional de Engenharia Civil
- Doutora Ana Maria Almeida Nobre Silva, Professora Auxiliar do Instituto de Geografia e
Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa
- Doutora Ana Isabel Loupa Ramos, Professora Auxiliar do Instituto Superior Técnico da
Universidade de Lisboa (Orientadora)

Declaração de Autoria

Eu João Guedes Queiroga Mendonça Moreira, declaro que a presente dissertação de mestrado intitulado Subida do nível médio das águas do mar na frente ribeirinha da margem sul do Tejo: implicações para o ordenamento do território, é o resultado da minha investigação pessoal e independente. O conteúdo é original e todas as fontes consultadas estão devidamente mencionadas na bibliografia ou outras listagens de fontes documentais, tal como todas as citações diretas ou indiretas têm devida indicação ao longo do trabalho segundo as normas académicas.

Lisboa, 30 de dezembro de 2025.

Resumo

As alterações climáticas estão a intensificar fenómenos de risco nas zonas costeiras, com especial destaque para a subida do nível médio do mar (SNMM). Este trabalho incide sobre a margem sul do estuário do Tejo, uma das áreas urbanas mais vulneráveis à SNMM em Portugal, com foco nos municípios do Arco Ribeirinho Sul. O objetivo foi identificar as zonas mais suscetíveis a inundações estuarinas e propor soluções de base natural (SBN) eficazes e adequadas ao contexto territorial.

Para isso, foi realizada uma análise comparativa de quatro estudos distintos (Tavares *et al.*, 2015; Antunes *et al.*, 2019; Rocha *et al.*, 2020; Lopes *et al.*, 2022a) sobre vulnerabilidade territorial e projeções de SNMM, com diferentes metodologias e escalas espaciais. Apesar das divergências técnicas, os resultados convergem na identificação de padrões comuns.

O estudo destaca a relevância das SBN – como o restauro ou criação de zonas húmidas, a implementação de florestas ripícolas e a plantação de pradarias marinhas – na mitigação dos impactos e promoção da resiliência climática. Estas soluções apresentam vantagens ecológicas, sociais e económicas em relação às infraestruturas convencionais, sobretudo quando integradas em soluções híbridas.

A investigação sublinha a necessidade de integrar as SBN nos instrumentos de gestão territorial, de reforçar a colaboração interinstitucional e de envolver ativamente as comunidades locais nos processos de decisão. Propõem-se ainda linhas futuras de investigação, nomeadamente a monitorização da eficácia das SBN a longo prazo, a avaliação custo-benefício em diferentes escalas e a análise do impacto das SBN na qualidade de vida e bem-estar urbano.

Palavras-chave: subida do nível médio das águas do mar, inundações estuarinas, adaptação climática, soluções de base natural, vulnerabilidade territorial

Abstract

Climate change is intensifying risk in coastal areas, with particular emphasis on mean sea level rise (MSLR). This study focuses on the southern bank of the Tagus estuary, one of the urban areas most vulnerable to MSLR in Portugal, with a focus on the municipalities of the Arco Ribeirinho Sul. The objective was to identify the area's most susceptible to estuarine flooding and propose effective nature-based solutions (NBS) appropriate to the territorial context.

To this end, a comparative analysis of four different studies (Tavares *et al.*, 2015; Antunes *et al.*, 2019; Rocha *et al.*, 2020; Lopes *et al.*, 2022a) on territorial vulnerability and MSLR projections was carried out, using different methodologies and spatial scales. Despite technical differences, the results converge in identifying common patterns.

The study highlights the relevance of NBS – such as the restoration or creation of wetlands, the implementation of riparian forests and the planting of Seagrass meadows – in mitigating impacts and promoting climate resilience. These solutions offer ecological, social and economic advantages over conventional infrastructure, especially when integrated into hybrid solutions.

The research emphasises the need to integrate NBS into land management tools, strengthen inter-institutional collaboration and actively involve local communities in decision-making processes. Future lines of research are also proposed, namely monitoring the long-term effectiveness of NBS, cost-benefit assessment at different scales and analysis of the impact of NBS on quality of life and urban well-being.

Keywords: mean sea level rise, estuarine flooding, climate adaptation, nature-based solutions, territorial vulnerability

Índice Geral

Resumo.....	ii
Abstract.....	iii
Índice Geral.....	iv
Índice de Figuras.....	v
Agradecimentos.....	ix
1. Introdução.....	1
1.1. Motivação.....	1
1.2. Objetivos.....	3
1.3. Organização e Estrutura.....	4
2. Estado da Arte.....	5
2.1. Estuário.....	5
2.2. Subida do nível médio das águas do mar.....	5
2.3. Conceitos base.....	9
3. A Frente Ribeirinha da Margem Sul do Tejo.....	14
3.1. Metodologia.....	14
3.2. Caracterização.....	14
3.3. Frente ribeirinha do Tejo.....	19
4. Síntese e Análise Comparada dos Diferentes Casos de Estudo.....	22
4.1. Pesquisa bibliográfica para os diferentes casos de estudo.....	23
4.2. Síntese e interpretação dos dados.....	24
4.3. Comparação dos resultados.....	33
4.4. Análise final dos casos de estudo.....	40
5. Ordenamento do Território e Soluções de Base Natural.....	42
5.1. Limitações.....	45
5.2. Implementação e governança.....	46
5.3. Soluções híbridas.....	48
6. Implementação de Soluções de Base Natural.....	49
6.1. SBN a implementar.....	49
6.2. Resultados esperados para a situação da SNMM.....	58
6.3. Perceção e aceitação social das SBN.....	59
6.4. Discussão do potencial de aplicação às áreas de intervenção.....	64
7. Conclusões e Recomendações Futuras.....	77
Bibliografia.....	79

Índice de Figuras

Figura 1 - Índice de vulnerabilidade atual a inundações estuarinas na AML. Fonte: Área Metropolitana de Lisboa, 2019a, pag. 88.....	2
Figura 2 - Ciclos de Milankovitch. Fonte: Webb, 2021, pag. 185.....	6
Figura 3 - Exemplificação e comparação dos fenómenos do El Nino e La Nina em relação a situações médias. Fonte: Columbia Climate School. International Research Institute for Climate and Society, 2024.....	8
Figura 4 - Localização do estuário do Tejo.....	14
Figura 5 - Tipos de ocupação do solo na orla (550m) do estuário do Tejo.	18
Figura 6 - Delimitação espacial da Frente Ribeirinha do ARS. Fonte: Fernandes & Sousa, 2016, pag. 128.....	20
Figura 7 - Delimitação da Frente Ribeirinha de acordo com a CML. Fonte: Câmara Municipal de Lisboa, 2020.....	21
Figura 8 - Fluxograma do processo metodológico utilizado no capítulo 4.	23
Figura 9 - Processo metodológico para a análise de vulnerabilidade. Fonte: adaptado de Tavares et al., 2015.....	26
Figura 10 - Projeções dos modelos de SNMM para a costa oeste de Portugal continental. Fonte: Antunes, 2019, pag. 11.....	28
Figura 11 - Projeções relativas da SNMM (em metros) para o século XXI da costa oeste de Portugal continental. Fonte: Antunes, 2019, pag. 13.....	29
Figura 12 - Variação do nível médio do mar na costa portuguesa. Fonte: Lopes et al., 2022a, pag. 3.	32
Figura 13 - Batimetria numérica do estuário do Tejo. Fonte: Lopes et al., 2022b, pag. 2.	33
Figura 14 - Valores compostos de vulnerabilidade no estuário do Tejo. Fonte: Tavares et al. 2015, pag. 250.....	34
Figura 15 - Frequência absoluta (A) e relativa (B) do número de secções estatísticas por classe de vulnerabilidade, por município. Fonte: Tavares et al. 2015, pag. 251.	35
Figura 16 - Frequência absoluta (A) e relativa (B) da população residente por classe de vulnerabilidade, por município. Fonte: Tavares et al. 2015, pag. 251.	35
Figura 17 - Índice de vulnerabilidade costeira para o estuário do Tejo com um horizonte temporal de 2050. Fonte: Antunes et al., 2017.....	36

Figura 18 - Índice de vulnerabilidade costeira para o estuário do Tejo com um horizonte temporal de 2100. Fonte: Antunes et al., 2017.....	36
Figura 19 - Inundação costeira para o estuário do Tejo com um horizonte temporal de 2050. Fonte: Antunes et al., 2017.....	38
Figura 20 - Inundação costeira para o estuário do Tejo com um horizonte temporal de 2100. Fonte: Antunes et al., 2017.....	38
Figura 21 - Extensões de inundação induzidas por níveis extremos do mar com períodos de retorno de 2 e 100 anos no estuário do Tejo em: (a) 2046-2065; e (b) 2081-2100. Fonte: Lopes et al., 2022a, pag. 5.....	39
Figura 22 - Localização geográfica dos projetos estruturantes pensados para a frente ribeirinha de Almada, Barreiro e Seixal.....	40
Figura 23 - Processos de adaptação à SNMM. Fonte: adaptado de Hauer et al., 2019.....	42
Figura 24 - Representação esquemática dos tipos de SBN. Fonte: Eggermont et al., 2015, pag. 245.....	45
Figura 25 - Zona húmida presente na baía do Seixal. Fonte: Câmara Municipal do Seixal, 2017.....	50
Figura 26 - Floresta ripícola caracterizada por <i>Salix alba</i> no estuário de Elba. Fonte Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2018, pag. 5.....	52
Figura 27 - Exemplo de uma <i>Salix alba</i> em meio aquático. Fonte: QUICKCROP, 2025.....	53
Figura 28 - Pradaria marinha presente na baía do Cambalhão (estuário de Setúbal). Fotografia: Sea Trees e Protect.Blue. Fonte: Ocean alive, 2025b.....	55
Figura 29 - Imagem de Z. Marina. Foto: P.B. Christensen. Desenho: redesenhado de Dawes 1981. Fonte: Borum & Greve, 2004, pag. 2.....	56
Figura 30 - Imagem de Z. Noltei. Foto: J. Brorum; desenho: redesenhado de NN. Fonte: Borum & Greve, 2004, pag. 4.....	56
Figura 31 - Perspetiva dos inquiridos sobre os usos potenciais de zonas húmidas urbanas. Fonte: adaptado de Andrews & Russo, 2022.....	60
Figura 32 - Perspetiva dos inquiridos sobre as possíveis funções de zonas húmidas urbanas. Fonte: adaptado de Andrews & Russo, 2022.....	60
Figura 33 - O número médio de inquiridos (%) que visitam as florestas ripícolas para um determinado tipo de atividade recreativa. Fonte: Saklaurs et al., 2022, pag. 5.....	61

Figura 34 - Atitude dos inquiridos (preocupado/não preocupado) em relação a questões propostas relacionadas com o estado dos rios e das florestas ripícolas. Fonte: Saklaurs et al., 2022, pag. 8.....	62
Figura 35 - Nível de consciencialização dos inquiridos sobre os SE dos prados marinhos. Fonte: Rifai et al., 2023, pag. 546.....	63
Figura 36 - As diferentes áreas de intervenção do PUAN. Fonte: Baía Tejo, 2019, pag. 16.....	65
Figura 37 - Plano de Urbanização de Almada Nascente. Fonte: Baía Tejo, 2019, pag. 17.....	66
Figura 38 - Índice de Perigosidade de Inundação na área de intervenção do PUAN. Fonte: Antunes et. al, 2017.....	67
Figura 39 - Localização geográfica do Parque Empresarial do Seixal.....	68
Figura 40 - UOPG 47 - Delimitação de unidades de execução. Fonte: Sulplano Sigmara, 2021..	70
Figura 41 - Índice de Perigosidade de Inundação na área de intervenção da UOPG 47. Fonte: Antunes et. al, 2017.....	71
Figura 42 - Localização do Plano de Urbanização da Quimiparque e Áreas Envolventes.....	72
Figura 43 - Planta de zonamento do Plano de Urbanização da Quimiparque e Áreas Envolventes. Fonte: Câmara Municipal do Barreiro, 2010, pag. 26.....	73
Figura 44 - Diagrama da Estrutura Ecológica do PUQAE. Fonte: adaptado de Câmara Municipal do Barreiro, 2010.....	74
Figura 45 - Plano de arborização do PUQAE. Fonte: Câmara Municipal do Barreiro, 2010, pag. 40.....	75
Figura 46 - Índice de Perigosidade de Inundação na área de intervenção do PUQAE. Fonte: Antunes et. al, 2017.....	76

Índice de Quadros

Quadro I - Descrição das classes de ocupação do solo utilizadas para análise.....	17
Quadro II – Frequência absoluta (ha) e relativa (%) de cada classe de ocupação do solo.....	17
Quadro III - Características das variáveis, fonte e dimensões de vulnerabilidade que representam. Fonte: adaptado de Tavares et al., 2015.....	26
Quadro IV - Intervalos de confiança para a SNMM relativo para a costa oeste de Portugal Continental para 2100, com base na função de densidade cumulativa da PDF. Fonte: adaptado de Antunes, 2019.....	29
Quadro V - Classes e probabilidade de inundação do EFHI. Fonte: adaptado de Antunes, 2019.	30
Quadro VI - Parâmetros e fontes dos dados utilizados para a realização do estudo Fonte: adaptado de Rocha et al., 2020.....	30
Quadro VII - Classificação dos parâmetros físicos de vulnerabilidade. Fonte: adaptado de Rocha et al., 2020.....	31

Agradecimentos

Quero agradecer aos meus pais, à minha irmã e ao meu Anúbis por todo o apoio. Aos meus orientadores, Professor Doutor Eusébio Reis e Professora Doutora Isabel Loupa Ramos, pela ajuda contínua ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Um agradecimento especial à Professora Doutora Ana Sá e à restante equipa do projeto CidadeTejo e do CiTUA, por terem depositado em mim a confiança para fazer parte do projeto que abriu portas para tudo isto.

Aos meus amigos: está feito, malta. Obrigado aos que fizeram noitadas comigo, aos que me motivaram e até aos que duvidaram se eu algum dia iria acabar isto.

Por fim, agradeço a mim mesmo por ter concluído mais um marco importante na minha vida.

1. Introdução

Esta dissertação foi desenvolvida no âmbito do mestrado em Geografia Física e Ordenamento do Território no IGOT, integrada no projeto *Plann@t – Nature-based Innovation in Urban Planning in the Transition to Sustainability*. O projeto com o contrato n.º 5534 é financiado através do Plano de Recuperação e Resiliência (PRR) através do convite à apresentação de propostas *Science4Policy 2023 (S4P-23)*.

1.1. Motivação

As alterações climáticas (AC) estão a emergir como um dos maiores desafios globais do século XXI, afetando de forma alarmante as áreas costeiras, onde cerca de 41 % da população mundial vive e onde cerca de 60 % das megacidades mundiais estão localizadas (Moraes *et al.*, 2022). As consequências das AC são diversas, incluindo a subida do nível médio das águas do mar (SNMM), que é tida como a consequência mais crítica para estas áreas. Estima-se que, até 2100, entre 190 e 630 milhões de pessoas estarão em risco de inundações devido à SNMM, o que reforça a necessidade urgente de ação e adaptação dos territórios (Moraes *et al.*, 2022; Doelle & Puthucherril, 2023). Este cenário realça a urgência de aprofundar o conhecimento sobre os territórios mais vulneráveis.

Cidades localizadas próximas a rios, estuários e costas, tornam-se pontos críticos de vulnerabilidade, uma vez que o crescimento urbano global levou à concentração de pessoas e infraestruturas nesses mesmos pontos (Depietri & McPhearson, 2017). Além do mais, a dependência de infraestruturas, como redes de transporte e energia, intensifica os riscos durante eventos climáticos extremos (Andersson *et al.*, 2017). Os estuários, como zonas de transição entre meios fluviais e marinhos apresentam vulnerabilidades específicas que merecem atenção.

Segundo o 6º relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), prevê-se um aumento significativo na frequência de inundações devido à combinação da SNMM, tempestades mais intensas e chuvas extremas (Esraz-Ul-Zannat *et al.*, 2024). Estima-se que até 2045, a ocorrência de picos de cheias com períodos de retorno de 100 anos duplique (Emilsson & Sang, 2017). As previsões mais recentes estimam que, até 2100, as inundações costeiras anuais poderão afetar diretamente até 5 % da população mundial e causar perdas económicas que poderão atingir 20 % do PIB global anual (Fairchild *et al.*, 2021). Este panorama global tem reflexos diretos também no contexto europeu e nacional.

Na Europa, cerca de metade da população vive a menos de 50 km do mar, o que faz com que o continente seja particularmente vulnerável. Acredita-se que os países europeus enfrentarão, nas próximas décadas, um aumento na frequência de eventos de cheias e inundações, especialmente no sul da Europa, incluindo Portugal (Moraes *et al.*, 2022).

No caso português, e focando no estuário do Tejo, o Plano Metropolitano de Adaptação às Alterações Climáticas (PMAAC), desenvolvido para toda a Área Metropolitana de Lisboa (AML), vai ao encontro das previsões globais mencionadas anteriormente. A SNMM entra em destaque e revela-se como um dos impactos mais iminentes das AC para o estuário, condicionando

diretamente um dos fenómenos e perigos naturais presentes (Área Metropolitana de Lisboa, 2019b).

Apesar de se conhecer a realidade da SNMM, os valores projetados e as áreas mais vulneráveis diferem consoante os autores, as escalas espaciais e temporais, os dados base utilizados e os objetivos dos estudos. Esta variabilidade cria inconsistência nos resultados, o que dificulta a definição de estratégias coerentes de planeamento e gestão do território. Um exemplo é o estudo de Antunes (2019), que também realça o problema da SNMM, mas obtém valores e resultados diferentes dos do PMAAC.

Considerando as diferenças entre vários estudos sobre as projeções e cenários da SNMM, esta dissertação visa abordar estudos sobre as inundações estuarinas futuras no estuário do Tejo e a vulnerabilidade territorial, comparando-os e procurando analisar a existência de padrões ou tendências consistentes nos resultados. O objetivo é especificar e destacar as áreas mais afetadas e de propor medidas de solução de base natural aos impactos esperados.

Dado o contexto geográfico específico da AML, e tendo como base o PMAAC, foram identificados os municípios com maior índice de vulnerabilidade atual a inundações estuarinas, através dos fatores físicos do território (considerando a morfologia do terreno e o uso e ocupação do solo) e sem considerar futuras modificações territoriais. Desta forma, de acordo com a Área Metropolitana de Lisboa (2019a), os municípios com um maior índice de vulnerabilidade (Figura 1) são: Alcochete, Barreiro, Moita, Montijo, Seixal e Vila Franca de Xira.

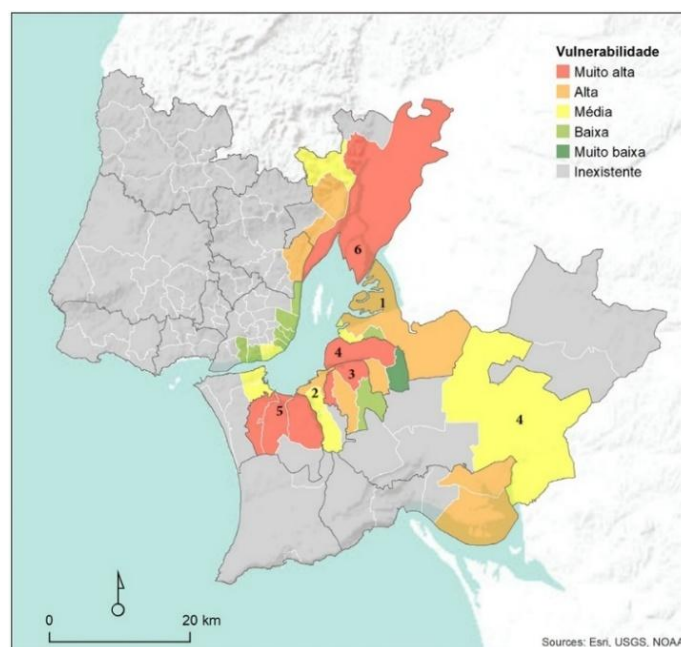


Figura 1 - Índice de vulnerabilidade atual a inundações estuarinas na AML. Municípios: 1- Alcochete, 2- Barreiro, 3- Moita, 4- Montijo, 5- Seixal, 6- Vila Franca de Xira. Fonte: Área Metropolitana de Lisboa, 2019a, pag. 88.

Especificando as freguesias, temos:

- Município de Alcochete: freguesias de Samouco e Alcochete.
- Município do Barreiro: União de Freguesias (UF) de Barreiro e Lavradio.
- Município da Moita: UF de Gaio-Rosário e Sarilhos Pequenos, UF de Baixa da Banheira e Vale da Amoreira, e freguesias da Moita e Alhos Vedros.
- Município do Montijo: freguesias do Montijo e Afonsoeiro.
- Município do Seixal: UF de Seixal, Arrentela e Aldeia de Paio Pires, e freguesia de Amora.
- Município de Vila Franca de Xira: freguesia de Vila Franca de Xira.

Assim, é possível observar e determinar que dentro dos municípios da AML, aqueles situados na margem sul do estuário do Tejo são os que apresentam maior vulnerabilidade à ocorrência deste fenómeno e perigo natural.

Entre esses, deve-se salientar os municípios de Alcochete, Barreiro, Moita, Montijo e Seixal, que fazem parte do projeto do Arco Ribeirinho Sul (ARS). Projeto esse cujo foco é a requalificação urbanística das principais áreas ao longo da margem sul, sendo já alvo de vários planos, estratégias e projetos estruturantes direcionados para as frentes ribeirinhas (Resolução do Conselho de Ministros n.º 41/2023, de 10 de maio).

Deste modo, o estudo e análise das inundações estuarinas torna-se uma ferramenta importante para a gestão e ordenamento do território, permitindo realizar projeções de como o território será afetado. Esta análise possibilita ainda a criação de medidas de adaptação às AC, com vista a mitigar as consequências e os impactos para as áreas afetadas.

1.2. Objetivos

O objetivo desta dissertação passa por realizar uma análise comparada entre projeções e cenários da SNMM e de vulnerabilidade territorial a inundações estuarinas, com foco na área abrangida pelos municípios do ARS, de forma a identificar padrões espaciais e tendências recorrentes nos resultados disponíveis. Após essa análise, e tendo em conta o contexto territorial, serão indicadas as Soluções de Base Natural (SBN) que se consideram mais adequadas ao território e que apresentam maior potencial de mitigação e adaptação aos efeitos das AC.

Deste modo, as questões de partida são:

1. Quais são os territórios da frente ribeirinha da margem sul do Tejo com maior probabilidade e vulnerabilidade a inundações estuarinas?
2. Que tipos de SBN melhor se enquadram e devem ser implementadas, consoante as características do território e das suas capacidades de mitigação em cenários de AC, tendo em conta a subida do nível do mar?

Os seus principais objetivos são:

1. Realizar uma síntese e análise comparada das diferentes abordagens, dados e metodologias utilizadas tanto para os estudos de projeções futuras como para os estudos de vulnerabilidade territorial;

2. Realizar um diagnóstico comparativo das áreas com maior tendência ou vulnerabilidade a inundações estuarinas, com o intuito de identificar padrões;
3. Indicar medidas de atuação no contexto do planeamento e gestão territorial na perspetiva de mitigação ou antecipação às AC, através do uso de SBN.

1.3. Organização e Estrutura

A presente dissertação encontra-se organizada em sete capítulos. O primeiro corresponde à introdução, onde são apresentadas a motivação, os objetivos do estudo, as questões de partida e a estrutura da dissertação.

No segundo capítulo, é desenvolvido o estado da arte, que inclui a caracterização dos estuários, uma abordagem às causas da SNMM, bem como a definição dos conceitos base fundamentais à leitura e compreensão do trabalho.

No terceiro capítulo, é feita uma caracterização aprofundada da área de investigação, bem como o processo metodológico adotado para a sua escolha.

O quarto capítulo apresenta a síntese e análise comparada dos diferentes casos de estudo. Inclui a revisão bibliográfica, a síntese e interpretação dos dados recolhidos, a comparação dos resultados e a análise final de cada caso.

O quinto capítulo aborda o ordenamento do território e o conceito de SBN, explorando também as suas limitações, a sua implementação e governança, bem como a possibilidade de soluções híbridas.

No sexto capítulo, são analisadas diferentes tipologias de SBN com potencial de aplicação no território em estudo, incluindo uma caracterização das áreas de intervenção. É também considerada a perceção das comunidades relativamente à implementação destas soluções.

Por fim, o sétimo capítulo apresenta as conclusões da investigação, bem como recomendações futuras e propostas para o desenvolvimento de trabalhos futuros.

2. Estado da Arte

Considerando a relevância crescente das AC e o impacto que estas têm nos sistemas costeiros, este capítulo aborda tópicos fundamentais que sustentam o desenvolvimento do presente trabalho, com especial enfoque na caracterização do estuário, enquanto sistema natural dinâmico e na análise das causas que contribuem para a SNMM.

O presente capítulo encontra-se estruturado em três secções principais. A primeira dedica-se à caracterização dos estuários, com ênfase na sua estrutura e dinâmica natural.

A segunda secção aborda uma revisão aprofundada sobre a SNMM, com base nos contributos da literatura científica. São exploradas as suas principais causas, organizadas em duas grandes categorias: causas físicas, onde se incluem fenómenos orbitais, isostáticos, eustáticos e meteorológicos de grande escala; e causas antrópicas, com destaque para os efeitos das AC e da ação humana sobre os sistemas costeiros. Esta abordagem teórica visa esclarecer os mecanismos que influenciam o nível médio do mar (NMM) e a sua evolução ao longo do tempo, permitindo uma melhor compreensão dos riscos associados a este fenómeno.

Por fim, a terceira secção apresenta um conjunto de conceitos fundamentais, indispensáveis à compreensão global da dissertação. Estes conceitos constituem a base teórica da investigação desenvolvida e revelam particular importância na leitura e interpretação dos seguintes capítulos.

2.1. Estuário

O termo “estuário” tem origem no adjetivo latino *aestuarium*, que significa maré ou onda abrupta de grande altura, remetendo para um ambiente altamente dinâmico, caracterizado por variações contínuas em resposta a forçamentos naturais (Miranda *et al.*, 2002).

É possível definir o estuário como um ecossistema localizado numa reentrância costeira profunda, com comunicação restrita com o mar, podendo esta ser permanente ou intermitente. Este sistema compreende três zonas principais: a zona de maré fluvial, isenta de salinidade e influenciada pelo regime de maré; a zona de mistura, onde ocorre a interação entre águas doces e salgadas, com acentuados gradientes físicos, químicos e biológicos – esta zona corresponde ao estuário propriamente dito, situado entre a zona de maré fluvial e a embocadura do rio; e a zona de turbidez no mar aberto, localizada a jusante da zona de mistura, influenciada pela pluma estuarina durante a maré baixa (Neto *et al.*, 2019).

2.2. Subida do nível médio das águas do mar

O fenómeno de oscilação e alteração do NMM, não é recente, pelo contrário, é recorrente na história do nosso planeta (Douglas *et al.*, 2001; Yokoyama & Esat, 2011). No entanto, a sua importância aumentou nas últimas décadas, o que pode ser justificado por dois fatores principais.

Primeiro, pela localização geográfica das civilizações, estima-se que cerca de 680 milhões de pessoas residem em zonas costeiras de baixa altitude, sendo projetado que, em 2050, esse número ultrapasse os mil milhões. Estas zonas, que não ultrapassam os 10 m de altitude em relação

ao nível do mar, são frequentemente bastante desenvolvidas, tanto económica como socialmente. Porém, devido à sua baixa altitude, são mais vulneráveis a fenómenos naturais perigosos (Lv *et al.*, 2021). Segundo, pelo agravamento do impacto associado às AC, que têm influência direta no NMM, particularmente na SNMM (AML, 2019b).

As causas da SNMM podem ser classificadas em duas categorias: causas físicas e causas antrópicas. As causas físicas são aquelas que ocorrem independentemente da ação humana e das AC, são causas naturais que já tinham influência no nosso planeta antes da influência antrópica. As causas antrópicas, como o nome indica, são influenciadas pelas ações humanas.

Destacam-se, entre as causas físicas, quatro fenómenos: variação orbital, fenómenos isostáticos, fenómenos eustáticos e fenómenos meteorológicos de grande escala.

2.2.1. Variação Orbital

O planeta Terra não tem uma órbita constante, a mesma oscila naturalmente, causando perturbações que afetam o clima e, conseqüentemente, o NMM, sendo apontada como uma das principais razões da variação do NMM. Estas variações são conhecidas como “ciclos de Milankovitch” e estão divididos em três:

- Ciclo de excentricidade da órbita terrestre (Figura 2A): ocorre aproximadamente a cada 100 mil anos, quando a órbita da Terra se torna mais elíptica. O Sol deixa de estar no centro da órbita, causando variações e irregularidades na distribuição da radiação solar. Passa-se a ter dois pontos muito distintos: no de maior aproximação ao Sol, onde há mais radiação, as temperaturas no planeta sobem, impactando mais o degelo e a expansão térmica dos oceanos; no de menor aproximação ao Sol, onde há menos radiação, as temperaturas descem, ajudando nos processos de formação de gelo e de contração térmica do oceano.
- Ciclo de obliquidade elíptica (Figura 2B): ocorre aproximadamente a cada 41 mil anos, resultando numa alteração da inclinação do eixo da Terra. Esta inclinação pode variar, causando alterações nas estações do ano. No caso de se atingir o valor máximo, há maior discrepância entre as quatro estações, havendo uma maior irregularidade e diferença sazonal. No caso de se atingir o valor mínimo, o inverso acontece: há maior semelhança e pouco contraste entre cada estação.
- Ciclo de precessão equinocial (Figura 2C): ocorre aproximadamente a cada 20 mil anos e refere-se à rotação do eixo da Terra, que atualmente aponta para a estrela Polar, mas que futuramente se irá orientar para a estrela Vega (Hays *et al.*, 1976; Imbrie & Imbrie, 1980; Yokoyama & Esat, 2011; Webb, 2021).

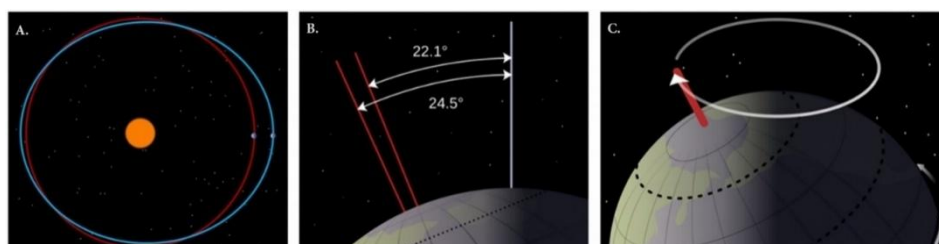


Figura 2 - Ciclos de Milankovitch. Fonte: Webb, 2021, pag. 185.

2.2.2. Fenómenos Isostáticos e Eustáticos

Os fenômenos isostáticos afetam a morfologia da crosta terrestre, mais especificamente a litosfera em relação ao geóide, não alterando diretamente o volume ou a massa oceânica, mas sim, alterando o nível relativo do mar (NRM) numa escala local. Nesta medida, o NRM pode ser afetado por diversos fatores, incluindo movimentos tectônicos, ajustamentos isostáticos glaciares, atividade vulcânica e processos de sedimentação (Miranda *et al.*, 2002; Vink *et al.*, 2007; Rovere *et al.*, 2016; Gregory *et al.*, 2019; Webb, 2021).

Os movimentos tectônicos contribuem para estas alterações através de processos de subsidência ou de elevação das placas tectônicas, que causam deformações na morfologia do terreno e influenciam diretamente o NRM (Vink *et al.*, 2007; Lambeck *et al.*, 2011). Os ajustamentos isostáticos glaciares são, sobretudo, controlados pela viscosidade do manto terrestre e pela espessura da litosfera, ou seja, são ajustamentos litosféricos decorrentes das variações das massas glaciares (Dias & Taborda, 1988; Vink *et al.*, 2007; Pugh & Woodworth, 2014; Kopp *et al.*, 2015; Rovere *et al.*, 2016; Gregory *et al.*, 2019). A atividade vulcânica e os processos de sedimentação, embora possam ocorrer de forma independente, estão frequentemente associados. A sedimentação pode resultar da atividade vulcânica: durante uma erupção, a quantidade de material e sedimento eruptivo pode ser tão significativa que altera o NRM numa escala local. No caso dos processos de sedimentação isolados, os processos de compactação de materiais no fundo dos oceanos, são um bom exemplo de influência direta no NRM (Lambeck, 2011; Rovere *et al.*, 2016).

Ao contrário dos fenômenos isostáticos, os fenômenos eustáticos têm um impacto direto e global no volume e/ou massa oceânica, alterando as propriedades do oceano através de fatores térmicos. Estes podem ocorrer por meio da expansão (aumento da temperatura do oceano) ou compressão (diminuição da temperatura do oceano) do volume de água, sendo designados por fenômenos termo-eustáticos. Além disso, podem manifestar-se através da formação (em temperaturas baixas) ou decomposição (em temperaturas altas) das calotas polares, glaciares continentais e *permafrost*, o que altera a massa oceânica, sendo denominados por fenômenos glácio-eustáticos (Dias & Taborda, 1988; Miranda *et al.*, 2002; Vink *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2008; Pugh & Woodworth, 2014; Rovere *et al.*, 2016; Gregory *et al.*, 2019; Webb, 2021).

2.2.3. Fenómenos meteorológicos de grande escala

Os fenômenos meteorológicos de grande escala são aqueles cujas repercussões têm um alcance global. No caso do NMM, o melhor exemplo são o *El Niño* e a *La Niña* (Figura 3), englobados no ciclo ENSO (*El Niño-Southern Oscillation*). Estes fenômenos ocorrem no oceano Pacífico, entre os trópicos, devido às interações entre os ventos de superfície e a temperatura da superfície do oceano. Alteram a circulação atmosférica a níveis planetários, assim como os padrões de variabilidade meteorológica, ocorrendo aproximadamente entre cada dois e sete anos, afetando o NMM (Piecuch & Quinn, 2016; Muis *et al.*, 2018; McPhaden *et al.*, 2020; NASA, 2024).

Denomina-se *El Niño* à situação em que a temperatura da superfície do oceano sobe, e *La Niña* quando a temperatura da superfície do oceano desce. A sua correlação direta com as alterações no NMM traduz-se num aumento do NMM durante o *El Niño*, uma vez que as chuvas deixam de precipitar em terra e passam a precipitar sobre o oceano. Em situações de *La Niña*,

ocorre o inverso: as chuvas deixam de precipitar no oceano e passam a precipitar em terra, resultando numa diminuição do NMM (Piecuch & Quinn, 2016; Muis *et al.*, 2018; McPhaden *et al.*, 2020; NASA, 2024).

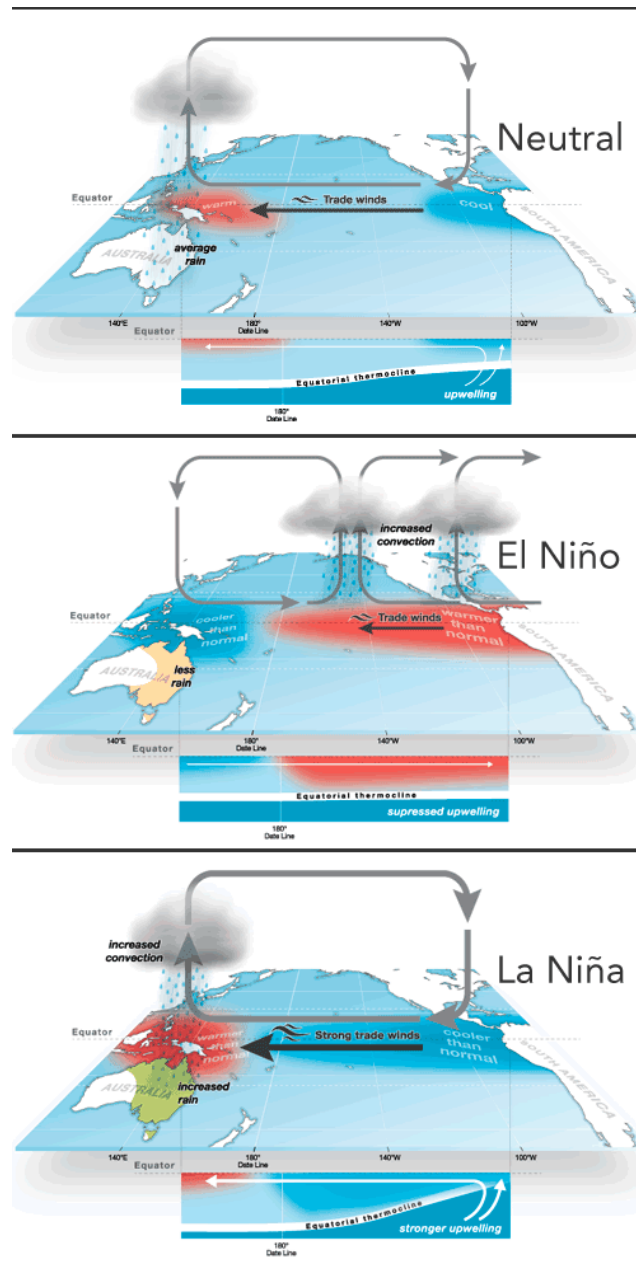


Figura 3 - Exemplificação e comparação dos fenómenos do El Niño e La Niña em relação a situações médias. Fonte: Columbia Climate School. International Research Institute for Climate and Society, 2024.

Para além destas alterações atmosféricas associadas ao ciclo hidrológico (mecanismos barostáticos), os fenómenos ENSO influenciam o NMM através de mecanismos estéricos, relacionados com a expansão ou contração térmica da água do mar. Estas variações, relacionadas com a densidade da água, resultam de alterações na sua temperatura ou salinidade, afetando o volume da coluna de água sem implicarem variação de massa (Piecuch & Quinn, 2016; Muis *et*

al., 2018). Piecuch & Quinn (2016) demonstraram que os contributos estéricos são comparáveis aos baristáticos, contrariando a ideia de que a subida do NMM durante o El Niño se deve exclusivamente à redistribuição de massa. Muis *et al.* (2018) confirmam esta conclusão ao integrarem um componente estérico nas suas simulações globais, evidenciando que o aquecimento da camada superior do oceano contribui significativamente para a elevação do NMM, sobretudo em regiões tropicais com reduzida amplitude de maré. Estes efeitos são potenciados por alterações na circulação oceânica e atmosférica descritas por McPhaden *et al.* (2020), sublinhando a importância dos contributos termo-estéricos na avaliação do risco costeiro em cenários de variação climática.

2.2.4. Antrópicas

Relativamente às AC, o aumento da temperatura global é uma das consequências mais evidentes, cujos resultados já se fazem sentir. Em 2023, um comunicado de imprensa do *Copernicus Climate Change Service*, implementado pelo Centro Europeu de Previsões Meteorológicas a Médio Prazo (ECMWF), afirmou que as temperaturas globais atingiram níveis extremamente elevados e preocupantes, tornando 2023 o ano mais quente desde 1850 (início da amostra de dados), com uma temperatura média de 14,98 °C, ultrapassando em 0,17 °C o recorde anterior de 2016 (Copernicus, 2024).

Em consonância com o Copernicus, um estudo realizado por Lee *et al.* (2021), para o 6º relatório do IPCC, também aponta para o aumento iminente da temperatura média do ar à superfície, à escala global. Este estudo projeta que, até 2030, qualquer ano poderá exceder 1,5 °C em relação ao período pré-industrial (1850-1900), com uma probabilidade de ocorrência entre 40 e 60 % nos cenários apresentados.

Assim, como explicitado nos fenómenos eustáticos, com estes aumentos abruptos da temperatura, os fenómenos termo-eustáticos e glácio-eustáticos vão tornar-se cada vez mais preponderantes, contribuindo significativamente para a SNMM.

Por fim, a ação do Homem, diretamente ligada ao agravamento das AC e que afeta o NMM, pode também influenciar o NRM. As alterações do NRM podem resultar de modificações não naturais (antrópicas) da morfologia dos solos. Ações de drenagem dos solos e modificação na drenagem da água são apontadas como fatores relevantes de subsidência antrópica (Rovere *et al.*, 2016); a remoção de sedimentos para a construção de infraestruturas ou expansão de praias associa-se igualmente a alterações morfológicas significativas (Ericson *et al.*, 2006); já a extração de recursos naturais como águas subterrâneas, gás natural ou petróleo, constitui uma das principais causas de subsidência acelerada (Syvitski *et al.*, 2009; Chaussard *et al.*, 2013). Estes processos representam exemplos claros de impactos diretos no NRM resultantes da atividade humana.

2.3. Conceitos base

Importa clarificar um conjunto de conceitos que servem de base à investigação desenvolvida. A seleção destes conceitos visa um enquadramento teórico, promovendo uma leitura mais coerente e uma interpretação mais cuidada dos temas abordados.

Alterações Climáticas (AC): as AC referem-se a uma mudança no estado do clima que pode ser identificada por alterações na média e/ou na variabilidade das suas propriedades e que persiste por um período alargado, normalmente décadas ou mais. As AC podem acontecer graças a processos internos naturais ou a forças externas, como as mudanças dos ciclos solares, as erupções vulcânicas e as alterações antropogénicas persistentes na composição da atmosfera ou na utilização dos solos (IPCC, 2019).

Nível Médio do Mar (NMM): o NMM é o valor médio dos níveis do mar observados a cada hora, medido através da diferença em relação a um ponto de referência geodésico. Pode ser calculado para diferentes períodos, dependendo do autor ou objetivo do estudo. No entanto, para médias mais viáveis que representem o NMM de forma realista, recomenda-se um período de 19 anos de recolha de dados. Este período permite filtrar anomalias causadas por tempestades, irregularidades meteorológicas e/ou falhas nos equipamentos. Além disso, a duração de um ciclo nodal lunar, que influencia diretamente as marés oceânicas, é de 18,61 anos. Assim, 19 anos é considerado o valor ideal para o cálculo do NMM de uma determinada localização, especialmente em grandes áreas geográficas, como as orlas costeiras de países (Silva *et al.*, 2008; Pugh & Woodworth, 2014; Gregory *et al.*, 2019).

Subida do Nível Médio do Mar (SNMM): alteração da altura do nível do mar, tanto a nível global como local (alteração relativa do nível do mar - NRM) devido a (1) uma alteração no volume dos oceanos em resultado de uma alteração na massa de água nos oceanos, (2) alterações no volume dos oceanos em resultado de alterações na densidade da água dos oceanos, (3) alterações na forma das bacias oceânicas e alterações nos campos gravitacional e rotacional da Terra, e (4) subsidência ou elevação local da terra (IPCC, 2019).

Sobre-elevação do Nível do Mar: a sobre-elevação do nível do mar, ou o *storm surge* (SS), é a subida anormal do nível da água do mar durante uma tempestade, medida como a altura da água acima da maré astronómica normal prevista. É causada pelo efeito barométrico inverso (baixa pressão do ar) mais o empenhamento costeiro, que faz com que os ventos empurrem a água para terra (NOAA, 2024).

Vulnerabilidade: o conceito vulnerabilidade apresenta múltiplas definições e objetivos, dependendo do autor e contexto do trabalho:

- Para Julião *et al.* (2009), definem vulnerabilidade como: “grau de perda de um elemento ou conjunto de elementos expostos, em resultado da ocorrência de um processo (ou acção) natural, tecnológico ou misto de determinada severidade. Expressa numa escala de 0 (sem perda) a 1 (perda total)”.
- O IPCC, define vulnerabilidade como: “o grau em que um sistema é suscetível e incapaz de fazer face aos efeitos adversos das alterações climáticas, incluindo a variabilidade e os extremos climáticos. A vulnerabilidade é uma função do carácter, da magnitude e do ritmo das alterações e variações climáticas a que um sistema está exposto, da sua sensibilidade e da sua capacidade de adaptação” (IPCC 2007, citado em Brown *et al.*, 2013; Ricardo-AEA, 2013).

- O Conselho Nacional da Água, define como: “o grau com que um determinado sistema ou subsistema natural ou social é suscetível de ser afetado por um determinado evento, estímulo ou acção forçadora, função do seu nível de exposição, da sua sensibilidade e da sua capacidade de adaptação” (Conselho Nacional da Água, 2012).
- A Estratégia Internacional das Nações Unidas para a Redução de Catástrofes (UNISDR), define vulnerabilidade como: as características e circunstâncias de uma comunidade, sistema ou bem que o tornam suscetível aos efeitos nocivos de um perigo (UNISDR, citado em Ricardo-AEA, 2013);
- Para Barroso *et al.* (2016), vulnerabilidade significa grau de perda de um elemento ou conjunto de elementos expostos, em resultado da ocorrência de um processo (ou ação) natural, tecnológico ou misto, de determinada severidade. Reporta-se aos elementos expostos e pressupõe a definição de funções ou matrizes de vulnerabilidade reportadas ao leque de severidades de cada perigo considerado.

A definição de vulnerabilidade adotada nesta dissertação é a proposta por Julião *et al.* (2009), por ser aquela que melhor se articula com os objetivos do trabalho. Ao quantificarem a vulnerabilidade em função das perdas potenciais associadas à exposição de elementos suscetíveis a diferentes tipos de perigos, esta abordagem está em consonância com a lógica da Teoria do Risco ¹, que é seguida atualmente pela UNISDR, reforçando assim, a sua escolha para o desenvolvimento da presente dissertação.

Ecosistema: um ecossistema é um conjunto dinâmico de comunidades de plantas, animais e microrganismos e o seu ambiente não vivo, que interagem como uma unidade funcional (Convenção sobre Diversidade Biológica, 1992, citado em IPBES, 2019).

Serviços de Ecosistema (SE): os SE referem-se aos benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas. De acordo com a formulação original do *Millennium Ecosystem Assessment*, os SE foram divididos em serviços de suporte, de regulação, de provisão e culturais (IPBES, 2019).

Adaptação às AC: entende-se por adaptação às AC todas as medidas que visam reduzir a vulnerabilidade de sistemas naturais e humanos aos impactos das AC. O objetivo é proteger as comunidades e os ecossistemas de riscos climáticos, garantindo a continuidade das atividades socioeconómicas essenciais (Doelle & Puthucherril, 2023).

Ordenamento do Território (OT): o OT diz respeito ao conjunto de mecanismos através dos quais o setor público orienta a distribuição da população e das atividades económicas no espaço, em diferentes escalas. Inclui igualmente a definição da localização de infraestruturas, espaços naturais e áreas de lazer. A sua implementação ocorre em vários níveis de administração ou governação (local, regional e nacional), podendo ainda envolver processos de cooperação em âmbitos transfronteiriços, transnacionais ou europeus (Direção-Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, 2011).

¹ Define-se como uma sequência entre risco, perigo e crise, onde o risco representa a possibilidade de dano, o perigo a perceção desse risco e a crise a sua manifestação. Esta teoria integra a vulnerabilidade como fator essencial, sendo o risco o resultado da interação entre um fenómeno perigoso e a fragilidade do sistema exposto (Rebello, 1999).

Soluções de Base Natural (SBN): a definição de SBN não é única e difere entre órgãos internacionais:

- A União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN) define como: “ações para proteger, gerir de forma sustentável e restaurar ecossistemas naturais ou modificados, que respondam aos desafios sociais de forma eficaz e adaptável, proporcionando simultaneamente o bem-estar humano e benefícios para a biodiversidade” (Cohen-Shacham *et al.*, 2016).
- A Comissão Europeia (CE) define como: soluções “inspiradas e apoiadas pela natureza, que são economicamente viáveis, proporcionam simultaneamente benefícios ambientais, sociais e económicos e ajudam a construir resiliência. Tais soluções trazem mais e mais diversificadas características e processos naturais para as cidades, paisagens terrestres e marítimas, através de intervenções adaptadas localmente, eficientes em termos de recursos e sistémicas” (Esraz-Ul-Zannat *et al.*, 2024).
- A Assembleia das Nações Unidas para o Ambiente (UNEA), definiu, em 2022, como: “ações para proteger, conservar, restaurar, utilizar e gerir de forma sustentável os ecossistemas terrestres, de água doce, costeiros e marinhos, naturais ou modificados, que respondam aos desafios sociais, económicos e ambientais de forma eficaz e adaptável, proporcionando simultaneamente bem-estar humano, serviços de ecossistema, resiliência e benefícios para a biodiversidade” (Mauchaza *et al.*, 2024).

Ou seja, as SBN devem ter múltiplos interesses e promover a sustentabilidade. Não devem ser vistas como soluções únicas, mas como um esforço coletivo que combina o conhecimento técnico, a participação pública e a gestão sustentável, promovendo a resiliência ecológica e social na sua área de atuação (Eggermont *et al.*, 2015). Destacando-se pela eficácia multidimensional que considera a exposição, a sensibilidade e a capacidade adaptativa das áreas de intervenção (Seddon *et al.*, 2020).

Frente ribeirinha: a definição do conceito de “frente ribeirinha” não é consensual, variando em denominações e significados de acordo com cada autor, interesses de investigação, morfologia e ocupação do território. As divergências são evidenciadas por diferentes graus de especificidade, distintos focos no uso ou na morfologia da área e pela forma como cada definição aborda a interação entre o espaço urbano e o corpo de água. Como exemplos temos:

- O *Coastal Zone Management Act* (1972), apresentado pela agência dos Estados Unidos da América, que define *waterfront* (frente de água) como: “qualquer zona urbanizada densamente povoada e que esteja a ser utilizada, ou tenha sido utilizada, para fins urbanos residenciais, recreativos, comerciais, marítimos ou industriais” (NOAA Office for Coastal Management, 2024).
- Vallega (1993), que define *waterfront* como: “parte de uma cidade que tem como limite uma massa de água natural” (Vallega, 1993, citado em Fernandes & Sousa, 2016).

- Silva *et al.* (2006), que definem *waterfront* como a extensão do contacto entre as áreas povoadas da cidade e o rio, que influencia a integração das áreas ribeirinhas e a diversidade de usos do solo ao longo das margens do rio (Silva *et al.*, 2006).
- Hussein (2006), que utiliza a denominação *riversfront* (frente de rio) e define-o como: “uma zona dinâmica em que as cidades se envolvem com as suas linhas costeiras” (Hussein, 2006).
- Moretti (2008), que define *waterfront* como: “a área urbana em contacto direto com a água” (Moretti, 2008).
- Yassin *et al.* (2010), que consideram o conceito que corresponde, por norma, à área de interação entre o desenvolvimento urbano e a água (Yassin *et al.*, 2010).
- Fernandes & Sousa (2016), que definem como: “(...) interface terra-água que compreende a faixa ou extensão de terreno contígua a um curso de água, com uso urbano/industrial e com um âmbito espacial restrito, que inclui frequentemente o plano de água adjacente (...) tende assim a confinar-se a uma faixa de largura variável (dependendo, por exemplo, da morfologia urbana) integrada num conjunto urbano que contacta fisicamente com o rio/estuário.”.

Por outro lado, diversos autores convergem numa definição semelhante, como é o caso de Breen & Rigby (1994), Sairinen & Kumpulainen (2006) e Morena (2012) citados em Pekin (2013), que identificam *waterfront* como a linha de água que banha uma cidade ou áreas urbanas, podendo esta ser um canal, um rio, um lago, uma baía, um oceano, seja esse corpo de água natural ou artificial.

3. A Frente Ribeirinha da Margem Sul do Tejo

3.1. Metodologia

A escolha da área de estudo resultou de um processo metodológico que teve por base dois critérios principais: a sua relevância socioeconómica no contexto nacional e a sua exposição significativa aos riscos associados às AC. Numa primeira fase, procurou-se identificar territórios que, pela sua importância estratégica em termos populacionais, económicos e infraestruturais, pudessem representar um caso pertinente de análise.

Em seguida, procedeu-se à análise da vulnerabilidade territorial, recorrendo a fontes especializadas, nomeadamente ao PMMAC. Este documento evidenciou zonas do estuário do Tejo como particularmente expostas a fenómenos decorrentes das AC, como a SNMM, inundações e fenómenos extremos, permitindo uma delimitação fundamentada da área em estudo.

Desta forma, a seleção da área resultou da intersecção entre a sua importância socioeconómica e o grau de vulnerabilidade territorial identificado no PMMAC, justificando a sua escolha como caso representativo para a presente investigação.

3.2. Caracterização

O estuário do Tejo, localizado na costa ocidental de Portugal continental (Figura 4), não só é um dos maiores estuários da Europa ocidental, com uma área aproximada de 320 km², como também é o mais importante do nosso país, muito devido à sua localização geográfica, que o eleva a um estatuto de grande importância estratégica (Guerreiro *et al.*, 2012; Rilo *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2022a). Este estatuto deve-se não só à sua grande capacidade portuária, mas também às atividades socioeconómicas que ocorrem ao longo das suas margens (Guerreiro *et al.*, 2012; Mendes *et al.*, 2012).



Figura 4 - Localização do estuário do Tejo.

O estuário estende-se desde Vila Franca de Xira, até à embocadura (definida por uma “linha” entre Cova do Vapor, Bugio e São Julião). É delimitado pelos paralelos 38°40’N e 39°05’N e pelos meridianos 9°20’O e 8°45’O, desenvolvendo-se perante as direções NNE-SSO e ENE-OSO (Rilo *et al.*, 2014; Mendes *et al.*, 2012).

3.2.1. Características físicas

Tal como o nome indica, o principal afluente do estuário é o rio Tejo. É classificado como um estuário mesotidal elevado, de planície costeira, com um canal de embocadura de maré profunda, longa e estreita, que liga o oceano Atlântico a uma bacia pouco profunda (Rilo *et al.*, 2014; Fortunato *et al.*, 2017). O estuário apresenta um extenso sistema de zonas intertidais e sapais, cobrindo aproximadamente 40 % do interior do estuário, o que tem uma grande influência no seu comportamento hidrodinâmico (Guerreiro *et al.*, 2015; Fortunato *et al.*, 2017).

O fundo do estuário é essencialmente composto por siltes e areias de origem fluvial na zona superior e de origem oceânica na zona inferior (Guerreiro *et al.*, 2012; Fortunato *et al.*, 2017). O centro do estuário, com cerca de 25 km de comprimento e 15 km de largura, apresenta uma topografia de fundo complexa, incluindo rasos de maré e pequenas ilhas (Lopes *et al.*, 2022a).

O estuário é regido por um regime de maré semidiurno, com amplitudes de maré que variam entre 0,55 e 3,86 m (Fortunato *et al.*, 2017). No entanto, a ressonância amplifica significativamente os constituintes semidiurnos da maré no estuário, levando a variações de amplitude de maré que atingem até 4,3 m nas regiões a montante (Rilo *et al.*, 2014).

As ondas oceânicas não se propagam de forma significativa para o interior do estuário devido ao canal de embocadura. No entanto, a agitação no estuário é gerada localmente pela ação dos ventos dominantes (direção N e NO), que incidem sobre o estuário e promovem a formação de ondas que podem atingir alturas de vários decímetros (Guerreiro *et al.*, 2012; Rilo *et al.*, 2014).

3.2.2. Características ecológicas

Devido à sua importância ecológica, o estuário está sujeito a vários estatutos de conservação. A nível internacional, o estuário foi reconhecido como uma zona húmida de elevada importância, integrando a Lista de Sítios da Convenção de Ramsar em 1980. Este reconhecimento deve-se à sua localização geográfica estratégica e às condições ecológicas que permitem acolher anualmente mais de 100 mil aves aquáticas invernantes. Além disso, desempenha um papel essencial como *habitat* de reprodução, tendo extrema importância e impacto para a biodiversidade (Burnay, 2009).

A nível nacional, encontra-se a Reserva Natural do Estuário do Tejo (RNET), inserida no estuário do Tejo. A RNET serve para assegurar uma gestão sustentável do ecossistema estuarino, garantindo a manutenção, o potencial biológico e realçando a importância do estuário para o repovoamento piscícola e para o *habitat* de aves migratórias. Estende-se por cerca de 14 200 ha incluindo águas estuarinas, campos de vasas, mouchões, sapais, salinas e lezírias, e está localizada nos municípios de Alcochete, Benavente e Vila Franca de Xira (Burnay, 2009).

Por fim, a nível comunitário, integra também duas zonas de importância comunitária abrangidas pela Rede Natura 2000: a Zona de Proteção Especial para Aves Selvagens do Estuário

do Tejo (ZPE-ET) e o Sítio de Importância Comunitária Estuário do Tejo (SIC-ET). A ZPE-ET abrange uma área de cerca de 44 800 ha, pertencendo aos municípios de Alcochete, Benavente, Loures, Moita, Montijo e Vila Franca de Xira. Já o SIC-ET, ocupa uma área de cerca de 44 600 ha, abrangendo os municípios de Alcochete, Benavente, Loures, Montijo e Vila Franca de Xira (Burnay, 2009).

Fazendo uma análise dos *habitat* que se encontram ao longo do estuário, é possível destacar: as praias rochosas, os bancos de vasa intertidais e subtidais, as ostras, os sapais, as salinas, os caniçais e as lezírias (Costa, 2021; Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, 2024).

3.2.3. Características antrópicas

A importância estratégica e ecológica do estuário do Tejo para o país remonta aos tempos dos Fenícios, que, no século VIII a.C., foram os primeiros a estabelecer postos comerciais ao longo das margens norte e sul (Costa, 2021).

Séculos mais tarde, o estuário assumiu um papel central na expansão marítima portuguesa (séculos XV e XVI), sendo considerado o coração do império português. Mais recentemente, com o crescimento urbano e a industrialização no século XIX, a expansão portuária levou à ocupação gradual do estuário. No final do século XIX, foi construída a doca de Alcântara e, já no século XX, várias áreas do estuário foram aterradas para permitir a expansão industrial e portuária. Foram construídas infraestruturas como a Quimigal (atual Quimiparque, no Barreiro), a Lisnave (Almada) e a Siderurgia Nacional (Seixal). Outro marco importante deste século foi o desenvolvimento das infraestruturas de transporte, com a construção da Ponte 25 de Abril (1966) e da Ponte Vasco da Gama (1998), que facilitaram a ligação e a conexão entre as duas margens (Costa, 2021).

Atualmente, o estuário mantém a sua importância estratégica para o país. Um dos fatores que justifica essa relevância é o facto de, de acordo com os censos de 2021, se for feito o cálculo de todos os residentes dos municípios que têm contacto direto com o estuário (Alcochete, Almada, Barreiro, Benavente, Lisboa, Loures, Moita, Montijo, Oeiras, Seixal e Vila Franca de Xira), obtém-se o valor aproximado de 1,6 milhões de residentes. Isto significa que cerca de 16 % da população portuguesa reside na área circundante do estuário (Instituto Nacional de Estatística, 2022).

À volta do estuário, há uma ocupação do solo diversa e distinta entre cada margem. Através da COS2018 (Carta de Ocupação do Solo), elaborada pela Direção Geral do Território (DGT), e tendo em conta os limites que nela são estabelecidos para a massa de água do estuário, foi feita uma análise à ocupação da orla estuarina das duas margens. O valor do limite estabelecido para a orla estuarina (550 m) tem por base o trabalho realizado por Freire *et al.* (2012).

As categorias de análise (Quadro I) tiveram por base as especificações técnicas da COS, mas foram adaptadas face aos objetivos e interesses da dissertação. Esta adaptação resultou da necessidade de evitar o elevado pormenor e número de classes presentes na COS, que dada a reduzida dimensão da área de análise, dificultariam a leitura e interpretação dos resultados. Assim, optou-se por agrupar determinadas categorias, criando classes mais abrangentes que permitem

uma análise mais clara e adequada ao nível de detalhe pretendido. Os resultados são visíveis no Quadro II.

Quadro I - Descrição das classes de ocupação do solo utilizadas para análise.

Nomenclatura COS	Nomenclatura usada na presente dissertação	Definições
Território artificializado	Solo Urbano	Superfície do território destinada a atividades de intervenção humana. Esta classe inclui áreas de tecido edificado, áreas industriais, áreas comerciais, áreas dedicadas ao turismo, infraestruturas, redes rodoviária e ferroviária, áreas de serviços, jardins e equipamentos.
Agricultura Pastagens Superfícies agroflorestais (SAF) Florestas	Solo Rústico	Área composta por superfícies agrícolas, pastoris, agroflorestais e florestais. Inclui terrenos utilizados para agricultura, com culturas anuais, permanentes e agricultura protegida, bem como áreas cobertas por vegetação herbácea, cultivada ou espontânea, que ocupem pelo menos 25 % da superfície. Integra também superfícies agroflorestais, caracterizadas pela presença simultânea de culturas temporárias, pastagens e culturas permanentes com espécies florestais, desde que apresentem um grau de coberto igual ou superior a 10 %. Adicionalmente, abrange terrenos de uso florestal, ocupados por árvores que atinjam pelo menos 5 m de altura e um grau de coberto igual ou superior a 10 %, incluindo áreas temporariamente desarborizadas devido a cortes ou perturbações naturais.
Matos Espaços descobertos ou com pouca vegetação	Solo Natural	Áreas naturais caracterizadas pela presença de vegetação espontânea, variando entre coberto arbustivo denso e vegetação esparsa ou ausente. Inclui superfícies onde o coberto arbustivo atinge ou ultrapassa 25 %, como urzes, silvas, giestas, tojos e zambujeiros, bem como olivais abandonados com densidade inferior a 45 árvores/ha. Abrange também áreas com pouca ou nenhuma vegetação, como rocha nua, praias, areais e zonas onde a vegetação arbustiva e herbácea ocupam menos de 25 % da superfície.
Zonas húmidas Massas de água superficiais	Solo Hídrico	Áreas cobertas temporária ou permanentemente por água doce, salgada ou salobra, incluindo cursos e planos de água naturais, modificados ou artificiais. Abrange oceanos, lagoas costeiras, desembocaduras fluviais, bem como zonas húmidas interiores ou litorais, como pauis, sapais, juncais, caniçais halófitos e áreas entremarés.

Quadro II – Frequência absoluta (ha) e relativa (%) de cada classe de ocupação do solo.

Nomenclatura	Área (ha)	%
Solo Urbano	4 751	43
Espaço Urbano	3 393	31
Indústria	863	8
Aeroportos e aeródromos	230	2
Áreas Portuárias	265	2
Solo Rústico	3 459	31
Espaço Agrícola ou Agropecuário	2 682	24
Espaço Florestal	777	7
Solo Hídrico	2 227	20
Zonas húmidas	1 724	15
Massas de água	107	1
Salinas	396	4
Solo Natural	693	6
Matos	590	5
Espaços descobertos ou com pouca vegetação	103	1
Total	11 130	100

A análise do Quadro II permite concluir que a distribuição da ocupação do solo em torno do estuário não apresenta grande variação das classes. Verifica-se uma predominância do solo urbano, que representa 43 % da área, o que se justifica pelo facto de aproximadamente 16 % da população nacional residir nos municípios ao redor do estuário. Apenas a classe solo natural tem uma expressão muito baixa, que corresponde a 6 % da área total. No entanto, para uma avaliação mais aprofundada das diferenças territoriais entre cada margem, é necessária a espacialização desses mesmos dados (Figura 5).

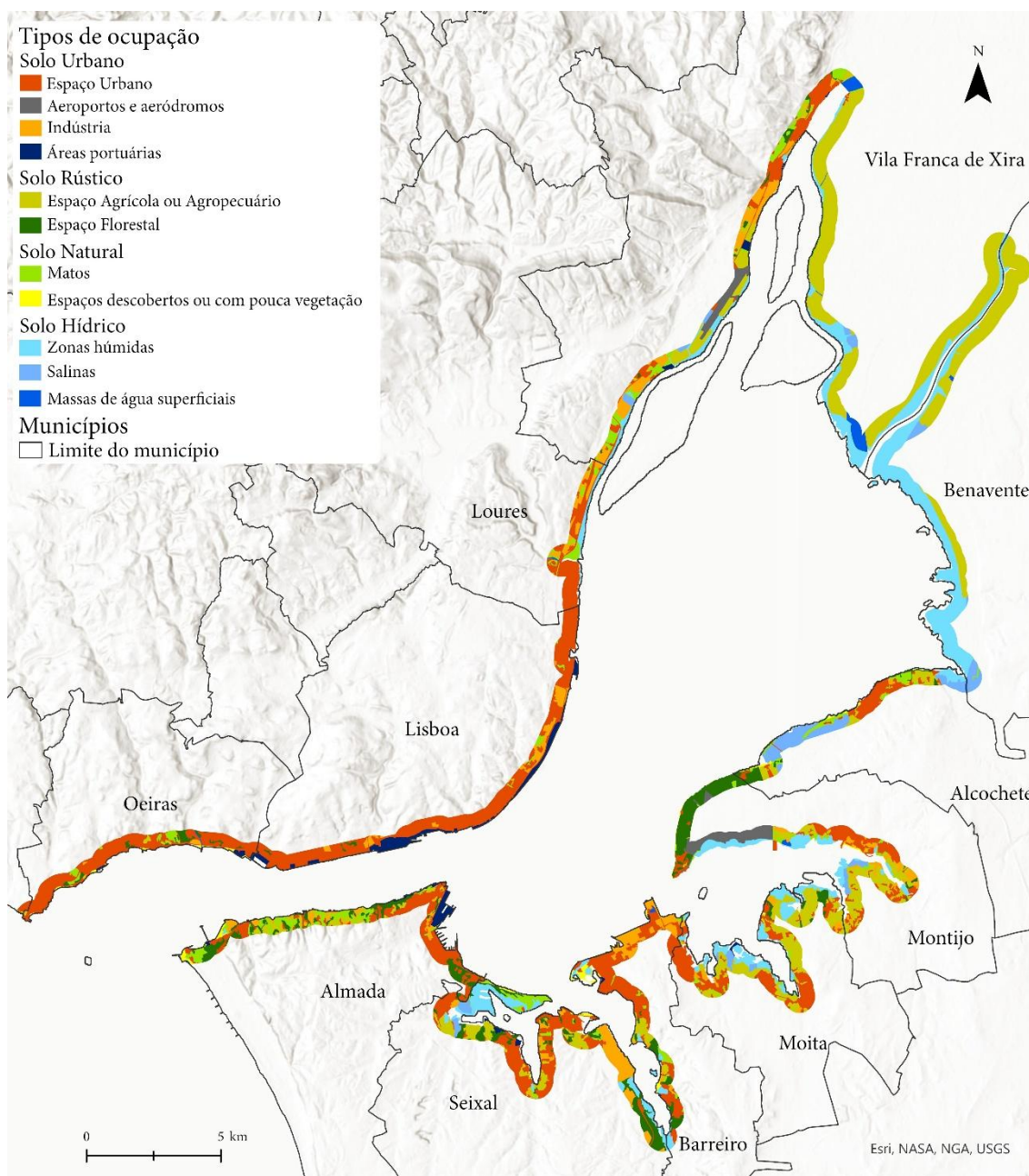


Figura 5 - Tipos de ocupação do solo na orla (550m) do estuário do Tejo.

Na margem norte, a ocupação do solo é dominada pelo solo urbano, sendo que a maior parte corresponde ao espaço urbano. Destaca-se o município de Lisboa, com a maior ocupação

do espaço urbano. Apenas a partir de Vila Franca de Xira, ainda na margem norte, é que se começa a ver um aumento de solo rústico, embora com uma representatividade bastante inferior comparada com a da margem sul.

Na margem sul, observa-se uma maior diversidade na ocupação do solo. Entre Vila Franca de Xira e Moita, a orla estuarina é predominantemente composta por solo rústico ou hídrico, salientando o município de Benavente, onde a totalidade da orla estuarina é coberta por estes dois tipos de solos. Por outro lado, o solo urbano também tem uma expressão diferente. Destaca-se sobretudo nas áreas envolventes às infraestruturas de transporte, algo de esperar, uma vez que permite à população um acesso mais facilitado e rápido à outra margem. A sua área industrial encontra-se aglomerada entre o Seixal e o Barreiro.

Destaca-se ainda a localização das zonas húmidas, que têm um papel de destaque no combate às AC e à SNMM (Cohen-Shacham *et al.*, 2016; Andersson *et al.*, 2017; Davis & Naumann, 2017; Haase, 2017; Guerry *et al.*, 2022; Doelle & Puthucherril, 2023; Familkhalili *et al.*, 2023; Esraz-UI-Zannat *et al.*, 2024; Muñoz *et al.*, 2024). Estas encontram-se, sobretudo, na orla estuarina de Benavente, em volta da baía do Seixal, entre a Baixa da Banheira (Moita) e a Quinta da Fonte de Prata (Moita), ao redor dos Sarilhos Pequenos (Moita), e entre a área envolvente da Base Aérea N°6 (Montijo) até ao Afonsoeiro (Montijo).

3.3. Frente ribeirinha do Tejo

No contexto português, a expressão “frente ribeirinha” ou “frente de água”, é frequentemente utilizada de forma inadequada, o que decorre do facto de o termo “ribeirinha” não estar claramente definido, nem estabelecer limites físicos concretos. No dicionário de língua portuguesa, a palavra é definida como: “que mora junto ao rio ou ribeira” e “que vive ou estaciona nos rios, nas ribeiras ou nas proximidades” (Porto Editora, 2025). Esta definição acaba por englobar todas as áreas com proximidade ao rio.

De um ponto de vista mais técnico e profissional, a definição é demasiado abrangente. Assim, segundo Fernandes & Sousa (2016), pode-se dividir a área abrangida na definição em três partes: Frente Ribeirinha, Área Ribeirinha e Espaço Ribeirinho. Para os propósitos desta dissertação, será abordado apenas o conceito e definição propostos pelos autores para Frente Ribeirinha.

Ainda no trabalho realizado por Fernandes & Sousa (2016), os autores propõem uma definição da área da frente ribeirinha para o ARS (Figura 6) com base nas seguintes características:

- A área englobada até 150 m da linha que limita a superfície permanentemente emersa. No entanto, essa distância poderá ser adaptada, tendo em conta a morfologia do território, a orografia e a importância da relação urbanística com o corpo de água, por exemplo, através da presença de aglomerados urbanos.
- Os espaços naturais, agrícolas, agroflorestais e verdes urbanos próximos ao corpo de água, com influência antrópica (por exemplo, salinas ou moinhos de maré como os do estuário do Tejo). Esta delimitação deve basear-se em sinais de impacto visual na paisagem, ou seja,

na identificação de alterações na paisagem natural ou, alternativamente, em marcas físicas presentes no território, como caminhos ou muros.



Figura 6 - Delimitação espacial da Frente Ribeirinha do ARS. Fonte: Fernandes & Sousa, 2016, pag. 128.

A título de comparação, podemos usar a margem norte do estuário (Figura 7), uma vez que, no Plano Diretor Municipal (PDM) de Lisboa, são indicados os limites físicos e espaciais do conceito de frente ribeirinha. Para a Câmara Municipal de Lisboa (CML), a frente ribeirinha “(...) não se restringe à faixa marginal sob jurisdição portuária, mas sim ao território assinalado no PDM que vai da margem à crista da primeira linha de colinas que forma o anfiteatro aberto ao Tejo.” (Câmara Municipal de Lisboa, 2008). Assim, é possível perceber que, apesar de ambas as áreas partilharem o mesmo estuário como limite do espaço urbano e pertencerem à AML, uma definição única não teria em conta as diferenças morfológicas e orográficas de cada território. Isto confirma o que foi dito anteriormente, não só as delimitações/definições, dependem de cada autor, bem como das características morfológicas e orográficas de cada território.

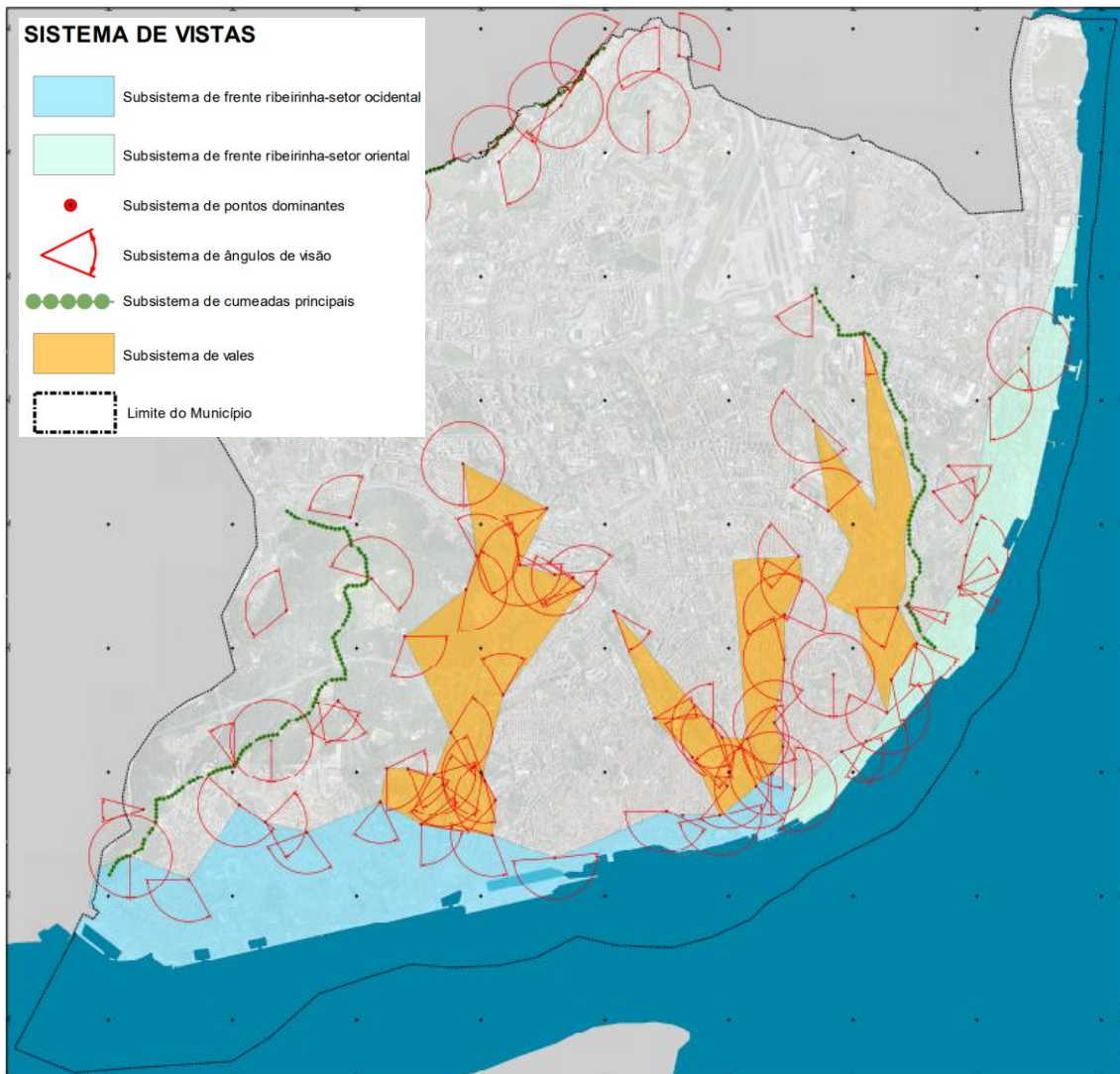


Figura 7 - Delimitação da Frente Ribeirinha de acordo com a CML. Fonte: Câmara Municipal de Lisboa, 2020.

Por fim, nesta dissertação, será adotada a delimitação de Fernandes & Sousa (2016).

4. Síntese e Análise Comparada dos Diferentes Casos de Estudo

A metodologia utilizada neste capítulo (Figura 8) baseia-se numa abordagem de pesquisa documental, com o objetivo de analisar e comparar diferentes projetos de investigação relacionados com o tema das inundações estuarinas no estuário do Tejo, abordando tanto a vulnerabilidade do território, como as projeções da SNMM. Consequentemente, a metodologia foi dividida em quatro etapas: pesquisa bibliográfica, síntese e interpretação de dados, comparação dos resultados e análise final dos casos de estudos.

A pesquisa bibliográfica foi realizada, maioritariamente, em setembro, outubro e novembro de 2024, através de bases de dados científicas como o *Google Scholar* e *Web of Science*. Para garantir uma pesquisa eficaz e alinhada com o tema, definiu-se uma lista de palavras-chave em língua portuguesa e inglesa, combinadas entre si através do conector booleano “OU” (“OR”) evitando desvios no foco da pesquisa. Entre as palavras incluídas estão: “subida do nível médio das águas do mar”, “inundações estuarinas”, “modelos de inundação”, “projeções futuras”, “estuário do Tejo” e “margem sul do estuário do Tejo”. Posteriormente, no processo de seleção e filtragem dos documentos, foram considerados critérios como: relevância atual (evitando documentos desatualizados), relevância geográfica (focando-se no estuário do Tejo, preferencialmente na margem sul), fonte e qualidade da base de dados (priorizando documentos com dados nacionais e alta resolução espacial), notoriedade dos autores (considerando autores com trabalhos prévios ou frequentemente citados na área) e, por último, o período das projeções (garantindo um longo horizonte temporal). Ainda nesta etapa, são dados a conhecer os casos de estudos selecionados e os objetivos de cada um deles.

A síntese e interpretação dos dados constitui a etapa intermédia, onde foi realizada uma análise mais aprofundada dos casos de estudo. Primeiramente, identificaram-se as escalas de intervenção de cada caso. Em seguida, foram analisados os tipos de dados base, tais como: o modelo digital do terreno (MDT), os valores que fundamentam as projeções da SNMM, os tipos de modelos de inundação e os fatores físicos considerados no desenvolvimento dos mesmos. Posteriormente, avaliaram-se as metodologias utilizadas pelos diferentes autores e os processos necessários para se obterem os resultados.

Após a síntese, procedeu-se à comparação entre os casos de estudo. Esta etapa final baseia-se na síntese e interpretação realizadas na etapa anterior, acrescentando uma análise aprofundada dos resultados e conclusões obtidas em cada estudo, sendo depois possível fazer uma comparação entre todos os casos de estudo. Esta comparação permite também compreender quais as áreas que são ou poderão ser mais influenciadas pelas inundações estuarinas, servindo de base para a escolha das SBN. Essa escolha é depois caracterizada nos capítulos seguintes.

A análise final dos casos de estudo permite identificar os aspetos positivos e negativos de cada caso de estudo, identificando o estudo que melhor se enquadra com o objetivo desta dissertação.

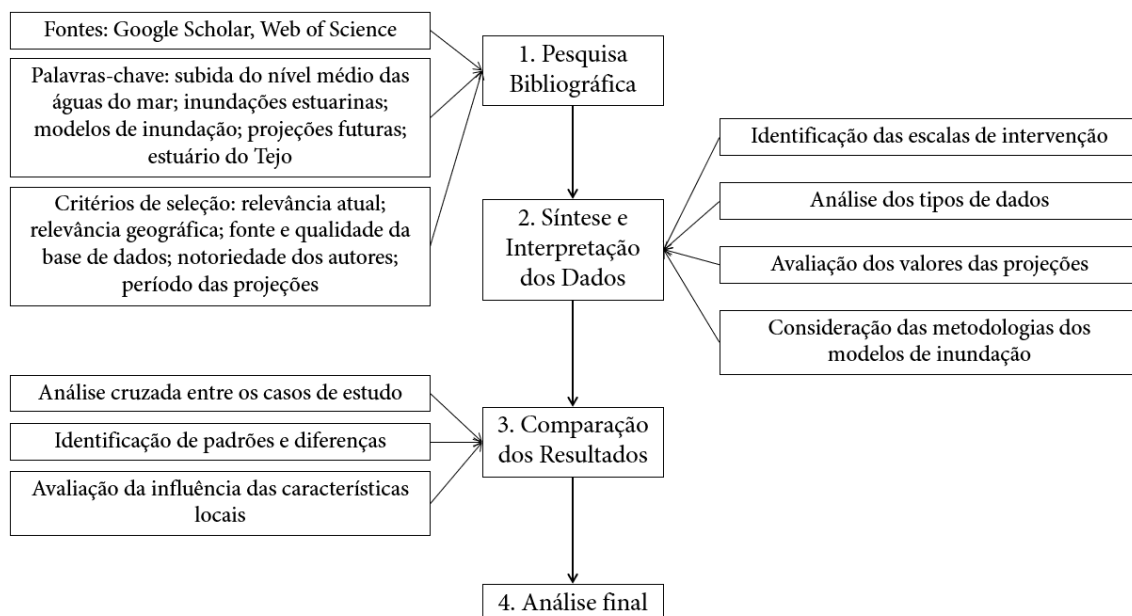


Figura 8 - Fluxograma do processo metodológico utilizado no capítulo 4.

4.1. Pesquisa bibliográfica para os diferentes casos de estudo

Seguindo o critério de escolha e filtragem previamente descrito, foram selecionados os seguintes casos de estudo: Tavares *et al.* (2015), Antunes *et al.* (2019), Rocha *et al.* (2020) e Lopes *et al.* (2022a). A escolha de cada um deles pode ser justificada pela descrição que se segue.

O estudo de Tavares *et al.* (2015) é de grande relevância para o desenvolvimento desta dissertação, pois, ao contrário dos restantes casos de estudo, a área de análise é exclusivamente o estuário do Tejo. O objetivo dos autores é realizar uma análise holística e detalhada da vulnerabilidade socioeconómica e territorial das comunidades nas margens do estuário do Tejo face ao perigo iminente das inundações estuarinas, resultando numa cartografia de vulnerabilidade. Primeiramente, criam um modelo de inundação com vários períodos de retorno (20, 100 e 1000 anos), utilizando dados baseados na abordagem de Fortunato *et al.* (2013). A abordagem destaca-se pela robustez, utilizando inicialmente 126 variáveis, que são filtradas para 34 através de uma análise de componentes principais (ACP) e da eliminação da multicolinearidade. Estas variáveis vão além da vulnerabilidade social, considerando também o uso do solo, a mobilidade e a qualidade e dimensão das infraestruturas. A análise é feita a uma escala de grande detalhe, ao nível da subsecção estatística, o que permite identificar áreas de vulnerabilidade dentro da mesma freguesia, que, de outra forma, poderiam passar despercebidas. Dado que a área de intervenção estará contida na frente ribeirinha, a escala e o detalhe dos resultados tornam este estudo fundamental para o desenvolvimento desta dissertação.

O estudo de Antunes *et al.* (2019), com uma área de análise mais ampla, abrangendo toda a costa atlântica de Portugal continental, tem como objetivo descrever e aplicar uma metodologia prática de cartografia de inundação. Os autores utilizam uma abordagem probabilística que permite calcular a probabilidade de inundação no estuário do Tejo, baseando-se nos valores da SNMM (com suporte nos dados do marégrafo de Cascais e no trabalho de Antunes (2019)), na

modelação do máximo de maré e do SS. Estes dados servem de base para um modelo de inundação hidrostático (“modelo em tina”), um modelo mais simples que não tem em consideração os fatores hidrodinâmicos e do território envolvente, o que dá origem a um visualizador ², onde está toda a cartografia de inundação costeira para o país, incluído para a margem sul do estuário do Tejo. Este estudo, além de prático, utiliza dados nacionais mais recentes, o que o torna uma importante referência.

O estudo de Rocha *et al.* (2020) baseia-se nos resultados obtidos por Antunes *et al.* (2019) e acrescenta a componente de vulnerabilidade territorial. O objetivo dos autores é definir uma metodologia para a avaliação da vulnerabilidade costeira a uma escala nacional. Adaptam o *Coastal Vulnerability Index* (CVI) para o *Physical Vulnerability Index* (PVI), permitindo calcular e classificar as áreas mais vulneráveis a inundações. Neste estudo, são usados sete parâmetros físicos, um dos quais obtido em Antunes *et al.* (2019), o que faz com se concretize a adaptação do CVI para o PVI. Os resultados estão igualmente disponíveis no visualizador, com a cartografia de vulnerabilidade costeira para o país, incluindo a margem sul do estuário do Tejo. Este estudo é relevante para a dissertação, pois permite comparar duas abordagens distintas de vulnerabilidade territorial, tendo em conta o estudo de Tavares *et al.* (2015). Além disso, ao contrário desse estudo, apresenta projeções futuras para horizontes temporais distantes, mostrando o agravamento da vulnerabilidade consoante o agravamento da SNMM.

Por último, o estudo de Lopes *et al.* (2022a) é relevante para esta dissertação, funcionando quase como a antítese do estudo de Antunes *et al.* (2019). O objetivo é destacar a importância de modelos numéricos de alta resolução na avaliação de futuras inundações estuarinas, analisando o caso de Portugal continental. Embora adote uma escala nacional (focando-se apenas nos cinco sistemas estuarinos portugueses mais ameaçados pela SNMM), este estudo é mais recente e apresenta uma metodologia e um modelo de inundação mais complexos. O modelo escolhido é um modelo hidrodinâmico, que passa a ter em conta os fatores dinâmicos da água e do território envolvente, como, por exemplo, o fluxo da água, o atrito do fundo do estuário e o efeito de barreiras contra a inundação. Utiliza ainda dados nacionais, mas baseados nas projeções do IPCC dos 5º e 6º Relatórios de Avaliação (AR5 e AR6) para a costa portuguesa. O estudo torna-se relevante, não só pela sua abordagem bastante diferente à de Antunes *et al.* (2019), mas também devido aos seus resultados mais comedidos e realistas.

A escolha destes quatro estudos permite uma análise mais completa, com base em dois estudos de vulnerabilidade e dois estudos de projeções da SNMM. Cada um representa uma forma distinta de análise, com diferentes objetivos, dados e metodologias, o que resulta numa cartografia e conclusões variadas. Estas abordagens, dados e metodologias serão analisadas no próximo ponto.

4.2. Síntese e interpretação dos dados

4.2.1. Tavares *et al.*, 2015

Este estudo tem como área de análise o estuário do Tejo, no entanto, as unidades de análise são a freguesia, a secção estatística e a subsecção estatística. As delimitações das freguesias seguem

²<https://snm-portugal-visualizador-ulisboa.hub.arcgis.com/>

os Censos de 2011. As secções e as subsecções estatísticas permitem uma análise mais detalhada, sendo que a subsecção pode abranger até um único edifício. Para a definição da área de estudo, foram aplicados quatro critérios principais: áreas localizadas a montante do início do estuário ou dentro da orla marítima foram excluídas; unidades dentro de um limite de 1000 m a partir do limite máximo da maré viva foram incluídas; unidades com mais de 20 % da sua área abaixo de 10 m de altitude foram consideradas; e, por último, foi tida em conta a conectividade urbana para evitar a exclusão de áreas urbanas relevantes e a formação de enclaves. Com isto, identificaram-se 1147 secções estatísticas, com uma área média de 0,58 km².

O modelo de inundação adotado tem como base a metodologia apresentada por Fortunato *et al.* (2013). No estudo de Fortunato *et al.* (2013), o objetivo era criar mapas de inundação para a Ria de Aveiro com diferentes períodos de retorno. Este modelo é hidrodinâmico e segue a seguinte metodologia:

1. Análise de dados do nível do mar: foram analisadas as séries temporais do marégrafo da Barra (Ria de Aveiro), que foram harmonicamente desagregadas para separar as componentes da maré, o nível médio anual e os resíduos meteorológicos (fazendo referência às situações de SS).
2. Criação de séries temporais anuais sintéticas: combinaram-se os dados do nível do mar e dos resíduos meteorológicos, utilizando uma distribuição estatística para gerar uma série de dados anuais sintéticos, ou seja, não observados, dada a falta de dados para uma série real.
3. Determinação dos níveis máximos observados: a partir das séries sintéticas, extraíram-se os máximos anuais para calcular os níveis extremos associados a diferentes períodos de retorno.
4. Determinação dos níveis máximos futuros: para simular cenários futuros, adicionou-se à série das variações do nível da água o aumento esperado do nível do mar, considerando diferentes cenários de SNMM.
5. Simulação das inundações: Com o modelo hidrodinâmico SELFE (*Semi-implicit Eulerian-Lagrangian Finite Element*) simularam-se as inundações para os períodos de retorno pretendidos.

Com esta metodologia, os valores foram adaptados para o estuário do Tejo, utilizando os dados do marégrafo de Cascais e considerando períodos de retorno de 20, 100 e 1000 anos. O período de 20 anos reflete eventos mais comuns e esperados; o período de 100 anos abrange eventos menos comuns, mas graves; e o período de 1000 anos representa cenários extremamente raros, mas potencialmente catastróficos. Essas séries temporais foram depois utilizadas para forçar um modelo de circulação, que descreve a hidrodinâmica (velocidades e elevações da água) no estuário.

A metodologia de análise de vulnerabilidade é representada na Figura 9. Após o modelo de inundação, optou-se por utilizar 126 variáveis base (Quadro III) para a avaliação da vulnerabilidade territorial. A maioria destes dados foi obtida nos censos do Instituto Nacional de Estatística (INE), contudo, dados mais específicos, como a atividade económica, rendimentos e

população emigrante, encontram-se apenas a nível municipal ou de freguesia. Em alguns casos, os valores agregados das freguesias foram estendidos às secções estatísticas a elas pertencentes.

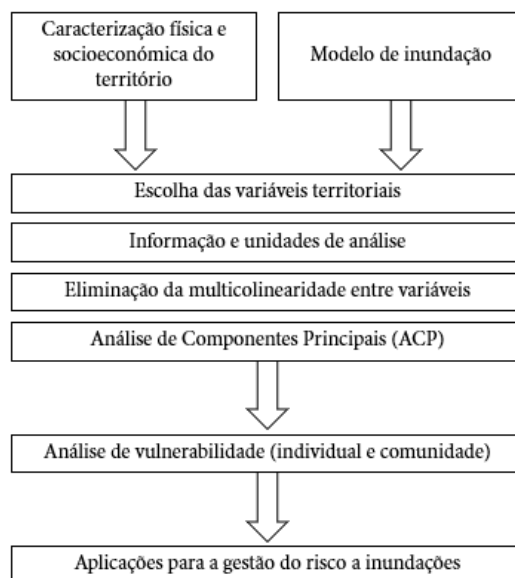


Figura 9 - Processo metodológico para a análise de vulnerabilidade. Fonte: adaptado de Tavares et al., 2015.

Quadro III - Características das variáveis, fonte e dimensões de vulnerabilidade que representam. Fonte: adaptado de Tavares et al., 2015.

Fonte	Agregação	Variáveis	Nº
Censos (INE 2011)	Subsecção estatística	Idade, sexo, educação, habitação, emprego, estatuto socioeconómico, mobilidade e deslocações pendulares	76
Censos (INE 2011)	Freguesias	Caraterísticas particulares das dimensões da vulnerabilidade (mobilidade e deslocações pendulares, pessoas com necessidades especiais, imigração, acessibilidade da habitação, sem-abrigo)	27
Diagnóstico Social	Freguesias	Apoio social a crianças, jovens, adultos e comunidades (nº de beneficiários e equipamentos)	9
DGT	Polígonos	Uso do solo	7
Proteção Civil	Pontos, linhas, e polígonos	Educação, saúde, transportes, proteção civil, rede rodoviária e equipamentos e infraestruturas para idosos	6
Companhia de transporte fluvial	Pontos	Passageiros entre estações fluviais	1

Para garantir a qualidade das variáveis escolhidas, estas passaram por um processo de eliminação da multicolinearidade, eliminando-se aquelas que são altamente correlacionadas, para assegurar que apenas as variáveis mais robustas e adequadas para a ACP fossem selecionadas.

Para a representação cartográfica, cada unidade de análise foi classificada de acordo com o Desvio Padrão (DP) em cinco classes:

- Muito baixa (VL) para valores inferiores a 1.5 DP;
- Baixa (L) para valores entre -1.5 e -0.5 DP;

- Moderado (M) para valores entre -0.5 e 0.5 DP;
- Alta (H) para valores entre 0.5 e 1.5 DP;
- Muito alta (VH) para valores acima de 1.5 DP.

Estes valores vão depois representar na cartografia o nível de vulnerabilidade do território, ou seja, o mapa terá uma escala de VL a VH.

4.2.2. Antunes *et al.*, 2019

A área de análise deste estudo é a costa atlântica de Portugal continental, subdividida em quatro zonas costeiras: Norte, Centro, Alentejo e Algarve. Para esta análise, a zona relevante é a Centro, por incluir o estuário do Tejo. Os autores, para basearem os cenários de inundação, usam um MDT obtido através de um levantamento fotogramétrico realizado em 2008 pela DGT, abrangendo uma faixa costeira de aproximadamente 513.500 hectares. A resolução espacial inicial era de dois metros, mas foi posteriormente ajustada para 20 m, visando uma maior eficiência no processamento computacional. A validação dos dados foi realizada com 134 pontos de controlo geodésico (da Rede Geodésica Nacional), calculando-se a diferença entre os valores de elevação do MDT e os pontos de controlo, resultando num erro médio de 56 cm. Este valor é considerado aceitável para um estudo em escala nacional, mas é de salientar que pode introduzir alguns erros numa análise em escala local.

O modelo de inundação utilizado é hidrostático, escolhido frequentemente por autores devido à sua simplicidade e aplicabilidade em grandes escalas. Este modelo assume que a água se espalha uniformemente, sem considerar efeitos dinâmicos, como o fluxo da água, as correntes, o vento, o atrito ou as mudanças na morfologia costeira (por erosão, sedimentação, ou por ação antrópica). É uma abordagem simples e amplamente utilizada.

Para este estudo, o modelo baseia-se no MDT previamente mencionado, em projeções da SNMM, na modelação do máximo de maré, na modelação do SS e no *setup* do vento e das ondas.

Os dados das projeções da SNMM baseiam-se no estudo de Antunes (2019), cujo objetivo era avaliar a SNMM na costa oeste de Portugal continental, fornecendo projeções para o século XXI. Este estudo utiliza os seguintes dados:

- Marégrafo de Cascais: os dados foram divididos em séries mensais (1882-2017), que permitem observar tendências de longo prazo, e séries diárias (2000-2016), que captam variações de curto prazo, incluindo efeitos atmosféricos, como tempestades e oscilações sazonais. A periodicidade de aquisição destes dados era de seis minutos até 2010, passando depois para três minutos;
- Altimetria por satélite: dados de anomalia do NMM obtidos de três fontes: o Portal de Alterações do Nível do Mar da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*), o Centro de Dados AVISO + CNES (Centro Nacional de Estudos Espaciais) e o Centro de Dados CSIRO (*Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization*);
- Modelos Globais do Nível do Mar (GMSL): foram utilizados os modelos de Church & White (2011) e Dangendorf *et al.* (2017).

As projeções para Cascais e para a costa oeste de Portugal continental foram denominadas Mod.FC (modelos FCUL), variando de zero (Mod.FC_0) até três (Mod-FC_3). No total são sete modelos, que refletem sete projeções. Segundo o autor, com base nos dados das séries regionais do NMM e em diferentes estimativas de aceleração da SNMM, estas projeções são as melhores estimativas relativas para a região. Este conjunto de modelos permite então simular diversos cenários, apresentando projeções até 2100 (Figura 10 - Projeções dos modelos de SNMM para a costa oeste de Portugal continental. Fonte: Antunes, 2019, pag. 11.).

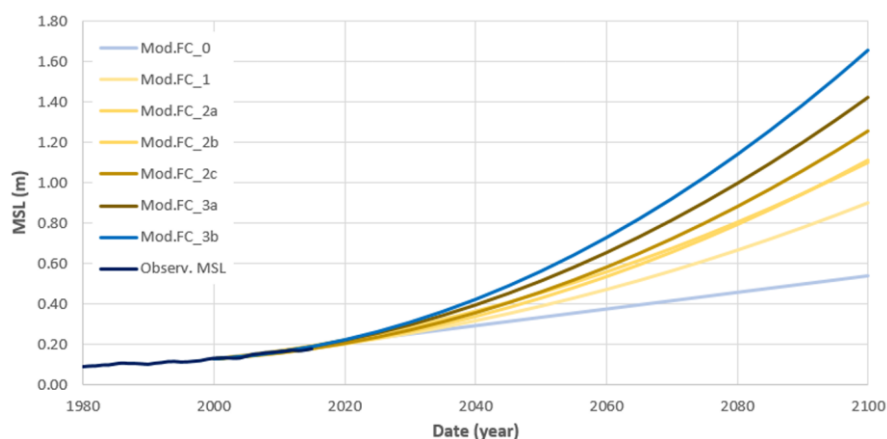


Figura 10 - Projeções dos modelos de SNMM para a costa oeste de Portugal continental. Fonte: Antunes, 2019, pag. 11.

Na construção do conjunto de projeções, foram criados percentis de 5 em 5 % (variando de 5 a 95 %), adicionando também os percentis de 1 e 99 %, resultando num total de 147 projeções. A frequência relativa dessas projeções foi posteriormente analisada e ajustada para criar uma função de probabilidade (PDF) que representasse a distribuição empírica.

Com base no PDF, as probabilidades de excedência para as projeções empíricas variam de 94 % (para o modelo mais otimista, Mod.FC_0) a 8,8 % (para o modelo mais pessimista, Mod.FC_3b). No geral, a projeção com maior densidade probabilística é o Mod.FC_2b, com 52,7 %.

Tendo em consideração os percentis (Figura 11), o percentil 50 corresponde à média do conjunto do NMM para 2100, equivalente a 1,14 m. De acordo com o Quadro IV existe uma confiança de 95 % de que a SNMM pode atingir qualquer valor no intervalo de 0,39 a 1,89 m.

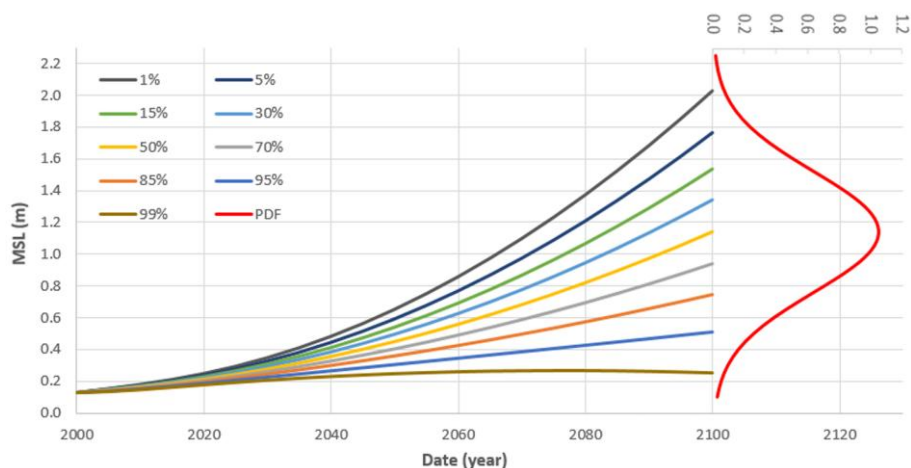


Figura 11 - Projeções relativas da SNMM (em metros) para o século XXI da costa oeste de Portugal continental, correspondentes a um conjunto discreto de percentis, de 1 a 99 % (probabilidade de não ser excedido). Fonte: Antunes, 2019, pag. 13.

Quadro IV - Intervalos de confiança para a SNMM relativo para a costa oeste de Portugal Continental para 2100, com base na função de densidade cumulativa da PDF. Fonte: adaptado de Antunes, 2019.

Nível de Confiança (%)	Limite Inferior (m)	Limite Superior (m)
30	0,94	1,34
60	0,74	1,54
90	0,51	1,77
95	0,39	1,89
99	0,16	2,12

Assim, o valor utilizado no estudo de Antunes *et al.* (2019), para a SNMM, corresponde ao Mod.FC_2b, cuja projeção para 2100 é de $1,14 \pm 0,15$ m.

Para a modelação do máximo de maré, foram utilizados modelos de Antunes (2007) com o ano de referência de 2010, o que permitiu determinar funções de densidade acumulada, isto é, a frequência acumulada ou função de percentil. O ano de 2010 foi escolhido como referência por corresponder às marés vivas desse ano, que representam o máximo das preia-mar equinociais.

Para a modelação do *storm surge* (SS), e considerando que, ao longo da costa ocidental de Portugal continental, a máxima sobre-elevação do nível do mar associada a eventos de SS, observada entre 1960 e 2018, apresentou valores médios entre 50 e 70 cm nos diversos marégrafos portugueses, com valores máximos de 80 cm a 1 m para períodos de retorno iguais ou superiores as 100 anos, foi possível, através de uma análise harmónica dos dados dos marégrafos, avaliar e caracterizar o SS.

Assim, com base nas projeções e na modelação do máximo de maré, foram calculados percentis de submersão para 2050 e 2100. Adicionando a isso o SS e o *setup* de ondas e vento, foram criados os EFLs (*Extreme Flood Levels*).

Para incorporar os EFLs de cada cenário de SNMM e as incertezas na avaliação posterior da vulnerabilidade e do risco, foi criado o EFHI (*Extreme Flood Hazard Index*). Este índice tem cinco classes (Quadro V), que variam de 1 (perigo baixo com baixa probabilidade) a 5 (perigo extremo com alta probabilidade). O EFHI é calculado considerando a incerteza dos modelos de frequência de submersão, resultantes das estimativas do desvio padrão das marés, do período de retorno da SS e da SNMM, resultando na probabilidade de uma área ficar inundada. Estes valores vão depois representar na cartografia o nível de probabilidade de inundação de cada área.

Quadro V - Classes e probabilidade de inundação do EFHI. Fonte: adaptado de Antunes, 2019.

Nível de Classe de Risco	Muito Baixo (1)	Baixo (2)	Moderado (3)	Alto (4)	Extremo (5)
Probabilidade de Inundação (%)	0,01–20	20–40	40–60	60–80	> 80

4.2.3. Rocha *et al.*, 2020

À semelhança do estudo anterior, a área de estudo para este trabalho é a costa atlântica de Portugal continental, estendendo-se desde o sul da foz do rio Minho (norte), até à foz do rio Guadiana (sul), cobrindo aproximadamente uma extensão de 987 km. A resolução espacial utilizada é de 20 m, e todos os dados utilizados seguiram o sistema de referência de coordenadas PT-TM06/ETRS89 (EPSG: 3763).

Para o desenvolvimento deste estudo têm por base os EFHI e os valores da SNMM definidos por Antunes *et al.* (2019), no estudo anterior. Para este estudo vão ser necessários os dados apresentados no Quadro VI.

Quadro VI - Parâmetros e fontes dos dados utilizados para a realização do estudo Fonte: adaptado de Rocha *et al.*, 2020.

Parâmetro	Fonte de Dados	Características
Subsecção Estatística	INE, 2011	Dados dos Censos de 2011 (população e edifícios)
Linha de Costa	IH, 2011	Escala: 1:25.000
Uso do Solo (COS2007)	DGT, 2014	Nível 1 e 2
Carta Litológica	APA, 2015	Escala: 1:1.000.000
Unidades Administrativas (CAOP2015)	DGT, 2015	Delimitação dos distritos administrativos.
Rede Hidrográfica	CIGeoE, 2016	Escala: 1:25.000—Estuário do Tejo, Ria de Aveiro e Lagoa da Formosa; Outros: vetorizados manualmente.

O estudo começa por definir seis parâmetros físicos para a avaliação do PVI. O cálculo do PVI é obtido através da combinação dos EFHI com estes seis parâmetros. Esta combinação é necessária, pois, enquanto o EFHI representa as áreas com probabilidade de inundação, os parâmetros refletem as características costeiras socioeconómicas das áreas afetadas. Importa

salientar que os mapas obtidos no estudo anterior servem de base para a avaliação da vulnerabilidade costeira realizada neste estudo.

Dos seis parâmetros definidos, cinco representam as características costeiras – rede hidrográfica, tipo de costa, distância à linha de costa, geologia sólida e geologia dinâmica – enquanto o uso do solo reflete as características socioeconómicas (Quadro VII).

Quadro VII - Classificação dos parâmetros físicos de vulnerabilidade. Fonte: adaptado de Rocha et al., 2020.

Classe/ Parâmetro Físico	Muito Baixo (1)	Baixo (2)	Moderado (3)	Alto (4)	Extremo (5)
Rede Hidrográfica	Dist. 200–300 m	Dist. 150–200 m	Dist. 100–150 m	Dist. 50–100 m	Dist. ≤50 m
	Inclinação ≥3°	Inclinação 2,0–3,0°	Inclinação 1,5–2,0°	Inclinação 0,5–1,0°	Inclinação ≤0,5°
Tipo de Costa	Costa de arriba	-			Costa de praia
Distância à Linha de Costa	≥1000 m	200–1000 m	50–200 m	20–50 m	≤20 m
Geologia Sólida	Rochas plutónicas, metamórficas e vulcânicas	-	Arenitos e formações sedimentares consolidadas	-	Formações sedimentares finas e grossas não consolidadas
Geologia dinâmica	Urbano ou rochas	Pedra ou argila	-	Praias ou sedimentos	Aluviões; areias soltas ou cascalho
Uso do Solo (níveis 1 e 2)	Corpos de água; vegetação esparsa; pântano ou rocha nua	Areias costeiras	Florestas	Agricultura	Infraestruturas urbanas e industriais

De acordo com os autores, os parâmetros mais importantes para o PVI são o EFHI e a rede hidrográfica, correspondendo a 55 %. Ou seja, a vulnerabilidade costeira, de acordo com o PVI, é predominantemente influenciada pelo EFHI e pela rede hidrográfica da área de análise. De seguida, com 30 % de influência no PVI temos o tipo de costa e a distância à linha de costa, e por fim, com 14 % de influência temos a geologia sólida, a geologia dinâmica e o uso do solo.

A cartografia final apresenta o PVI classificado em cinco níveis de risco, numa escala de 1 (Muito Baixo) a 5 (Extremo).

4.2.4. Lopes et al., 2022a

Neste estudo, a área de análise inclui os cinco sistemas estuarinos mais relevantes em Portugal. Foram escolhidos devido ao seu grande valor ecológico e socioeconómico para as áreas envolventes, onde a vulnerabilidade à SNMM e a eventos de inundação é particularmente elevada. Os sistemas escolhidos são: o rio Mondego, a Ria de Aveiro, a Ria formosa, o rio Sado e o rio Tejo.

No caso do estuário do Tejo, a resolução espacial escolhida, ajustada às características de cada estuário, foi 50 m. Esta abordagem assegura que as áreas urbanas e/ou agrícolas de baixa elevação, com maior suscetibilidade a inundações, sejam devidamente representadas no modelo

de inundação. Além disso, este nível de resolução permite detetar pequenas ilhas e áreas de maré no estuário superior, essenciais para observar as dinâmicas locais do fluxo de água.

Para a construção do modelo de inundação, foram usados dados do marégrafo de Cascais, abrangendo um intervalo temporal de 1960 a 2019.

Os dados dos cenários futuros da SNMM foram extraídos dos cenários do IPCC nos AR5 e AR6 para a costa portuguesa. Do AR5, foram escolhidos os cenários RCP4.5 e RCP8.5; e do AR6, os cenários SSP4.5 e SSP8.5, estes retirados da Ferramenta de Projeção do Nível do Mar da NASA³, para permitir a análise de projeções locais (Figura 12). Para o desenvolvimento deste estudo, foi definido o uso do RCP8.5 como valor de referência para a elaboração e análise da cartografia.

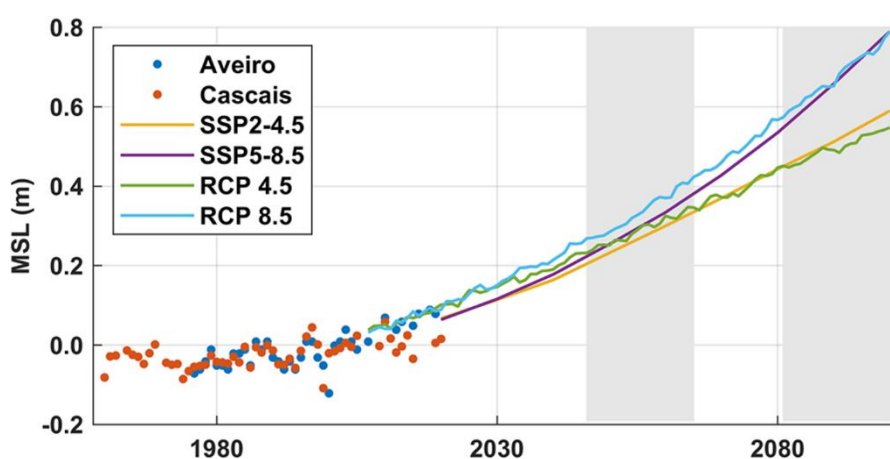


Figura 12 - Variação do nível médio do mar na costa portuguesa. Os pontos representam observações e as linhas, projeções. As observações e os cenários RCP são valores médios anuais relativos a 1986-2005, e os cenários SSP são valores médios decadais relativos a 1995. Fonte: Lopes et al., 2022a, pag. 3.

Para a definição dos cenários futuros, foram estabelecidos quatro cenários principais que refletem períodos de retorno de 2 e 100 anos e os horizontes temporais de 2046-2065 e 2081-2100. Os cenários de 2 anos representam eventos mais frequentes, e os de 100 anos, eventos menos frequentes e mais intensos. Cada cenário inclui séries temporais com três componentes: maré astronómica, SS e RCP8.5. A maré astronómica foi simulada apenas como uma condição de fronteira no limite oceânico, enquanto o SS foi simulado com uma função sinusoidal de três dias, representando a intensidade máxima durante o pico da maré viva, maximizando assim a probabilidade de inundação no estuário.

O modelo utilizado foi o *Delft3D-Flow* (modelo hidrodinâmico). No caso do estuário do Tejo, os dados foram recolhidos em levantamentos realizados entre 1964 e 2009. Os dados sobre as regiões intertidais, planícies aluviais e margens foram obtidos por tecnologia *LiDAR* em 2011, fornecidos pela DGT, com resolução de 1 m. Foram também definidos dois coeficientes: o coeficiente de atrito, para avaliar a rugosidade do fundo do estuário, e o coeficiente de Manning,

³ <https://sealevel.nasa.gov/ipcc-ar6-sea-level-projection-tool>

que representa a resistência ao fluxo de água em canais e corpos de água. Este último foi baseado nos dados do *Corine Land Cover* de 2006.

No estuário do Tejo, nas simulações realizadas com o modelo *Delft3D-Flow*, foi definido um *time step* de 30 segundos, correspondendo ao intervalo de tempo entre cada iteração de cálculo do modelo. Este valor foi obtido após testes de sensibilidade, de forma a garantir a estabilidade numérica e a precisão dos resultados.

Para replicar de forma detalhada, o modelo inclui barreiras de inundação existentes. Este processo foi aplicado no estuário do Tejo para representar estradas e diques existentes, de acordo com os dados topográficos disponíveis (Figura 13).

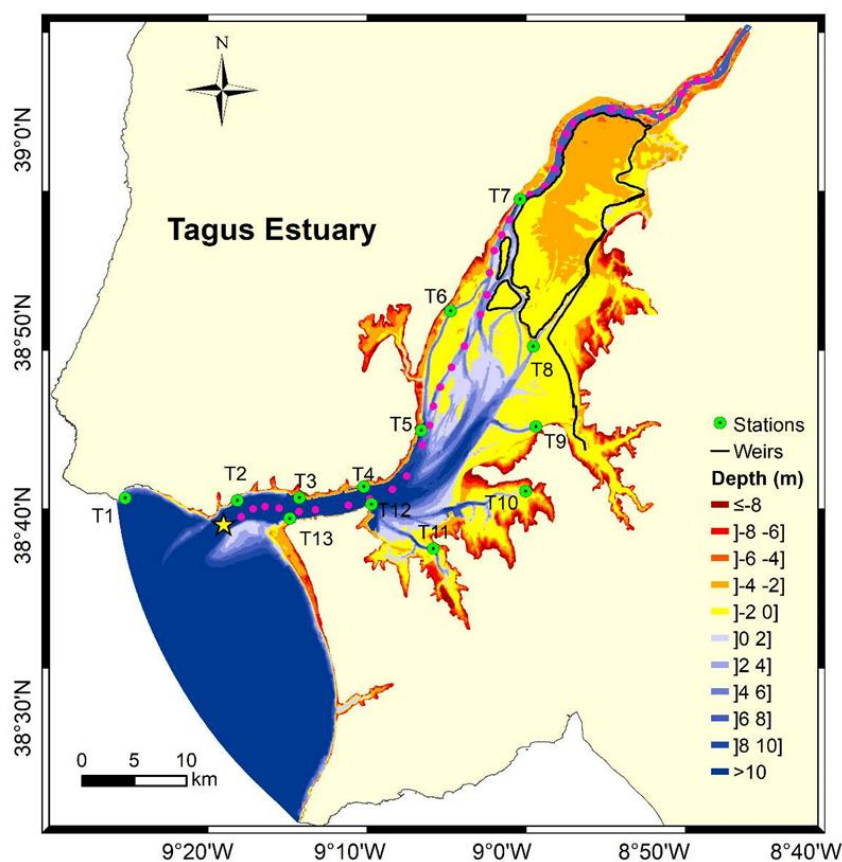


Figura 13 - Batimetria numérica do estuário do Tejo. As linhas pretas representam as barreiras de inundação e os pontos verdes a localização das estações utilizadas para validar o modelo hidrodinâmico. Os pontos cor-de-rosa representam o segmento com origem na foz. Fonte: Lopes et al., 2022b, pag. 2.

A cartografia final apresenta então a área inundada para os dois horizontes temporais definidos, demonstrando a diferença entre os períodos de retorno de 2 anos e 100 anos.

4.3. Comparação dos resultados

Começando por comparar os dois estudos que abordam a vulnerabilidade territorial, no estudo de Tavares et al. (2015) obtiveram-se diferentes formas de resultados, originando num total de nove mapas e quatro gráficos que traduzem em números a informação presente nos mapas.

Estes mapas não apresentam um horizonte temporal, ao contrário dos restantes estudos, mas sim refletem como é o cenário à data da recolha dos dados. A ACP, permitiu identificar oito componentes principais (FAC), que, em conjunto, explicam cerca de 75 % da variância total associada às variáveis de vulnerabilidade aplicadas às secções estatísticas. Essas FAC estão identificadas como: bairros antigos e população vulnerável, áreas residenciais de famílias tradicionais, áreas residenciais de população com elevado estatuto económico, mobilidade populacional, tamanho e tipologia dos edifícios, áreas urbanas antigas e população idosa, escolaridade e desenvolvimento urbano.

Através dessa abordagem, os autores obtêm um mapa global (Figura 14), que tendo em conta todas as variáveis, refletem a vulnerabilidade territorial presente. No mapa é evidente a assimetria territorial entre as duas margens, com destaque para a margem sul que apresenta uma maior vulnerabilidade territorial elevada e muito elevada, nomeadamente nos municípios do Barreiro, Almada e Seixal.

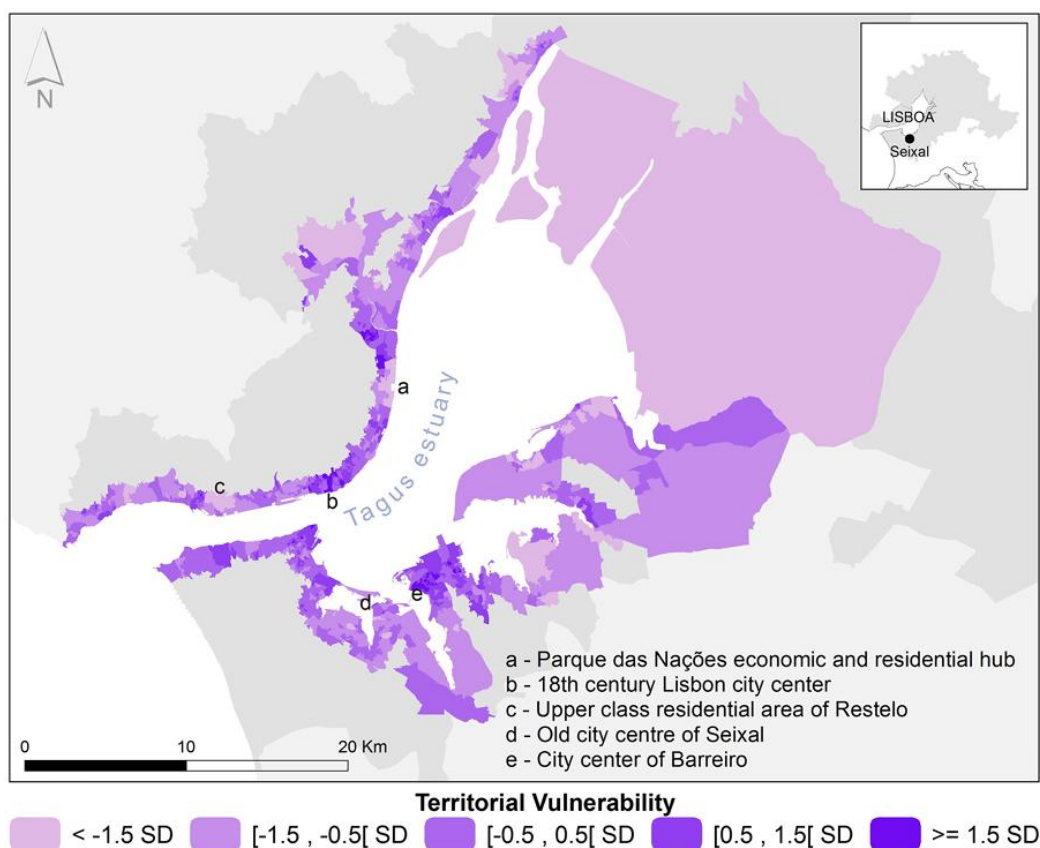


Figura 14 - Valores compostos de vulnerabilidade no estuário do Tejo. Fonte: Tavares et al. 2015, pag. 250.

Através da análise dos gráficos (Figura 15 e Figura 16), é também possível verificar a tendência para a margem sul do estuário, sendo aqui possível destacar o Barreiro como o município com maior vulnerabilidade territorial uma vez que apresenta os valores relativos mais elevados, tanto em número de secção estatística como em classes de vulnerabilidade. Assim, pode-

se afirmar que, com base nos dados, modelos e metodologia utilizados por Tavares *et al.* (2015), o município da margem sul que apresenta maior vulnerabilidade aos fenómenos de inundações estuarinas é o Barreiro, sendo, portanto, o que requer maior prioridade de intervenção.

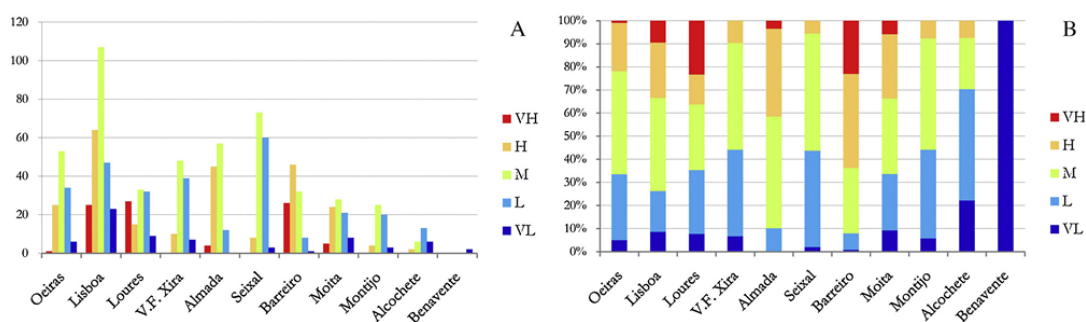


Figura 15 - Frequência absoluta (A) e relativa (B) do número de secções estatísticas por classe de vulnerabilidade, por município. Fonte: Tavares *et al.* 2015, pag. 251.

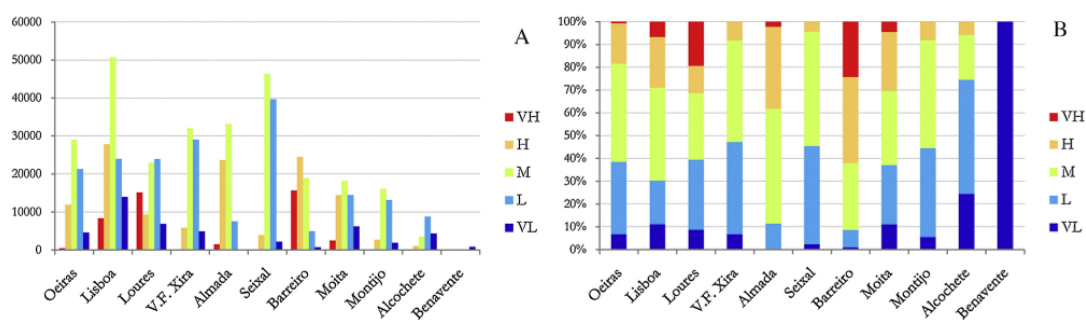


Figura 16 - Frequência absoluta (A) e relativa (B) da população residente por classe de vulnerabilidade, por município. Fonte: Tavares *et al.* 2015, pag. 251.

O estudo conclui ainda que os principais fatores de vulnerabilidade são: a idade dos edifícios, a idade e escolaridade da população, e a proximidade a interfaces de transporte fluviais. Sendo estes os principais condicionantes de vulnerabilidade e que indicam áreas de potencial intervenção. O que também justifica a maior vulnerabilidade observada nos municípios de Almada e Seixal.

Relativamente ao segundo estudo sobre vulnerabilidade territorial⁴ (Rocha *et al.*, 2020), apesar das diferenças nos dados e nas metodologias aplicadas, observa-se um padrão global semelhante nos resultados obtidos. A principal divergência surge no horizonte temporal de 2050 (Figura 17), no qual, contrariamente ao estudo anterior a área do Barreiro apresenta níveis de vulnerabilidade significativamente mais reduzidos. Contudo, no horizonte de 2100 (Figura 18), essa mesma área revela já uma vulnerabilidade bastante elevada.

⁴ Os resultados apresentados são provenientes de Rocha *et al.* (2020), mas as imagens utilizadas para ilustrar esses mesmos resultados foram obtidas do *site* do SNM Portugal (Antunes *et al.*, 2017).

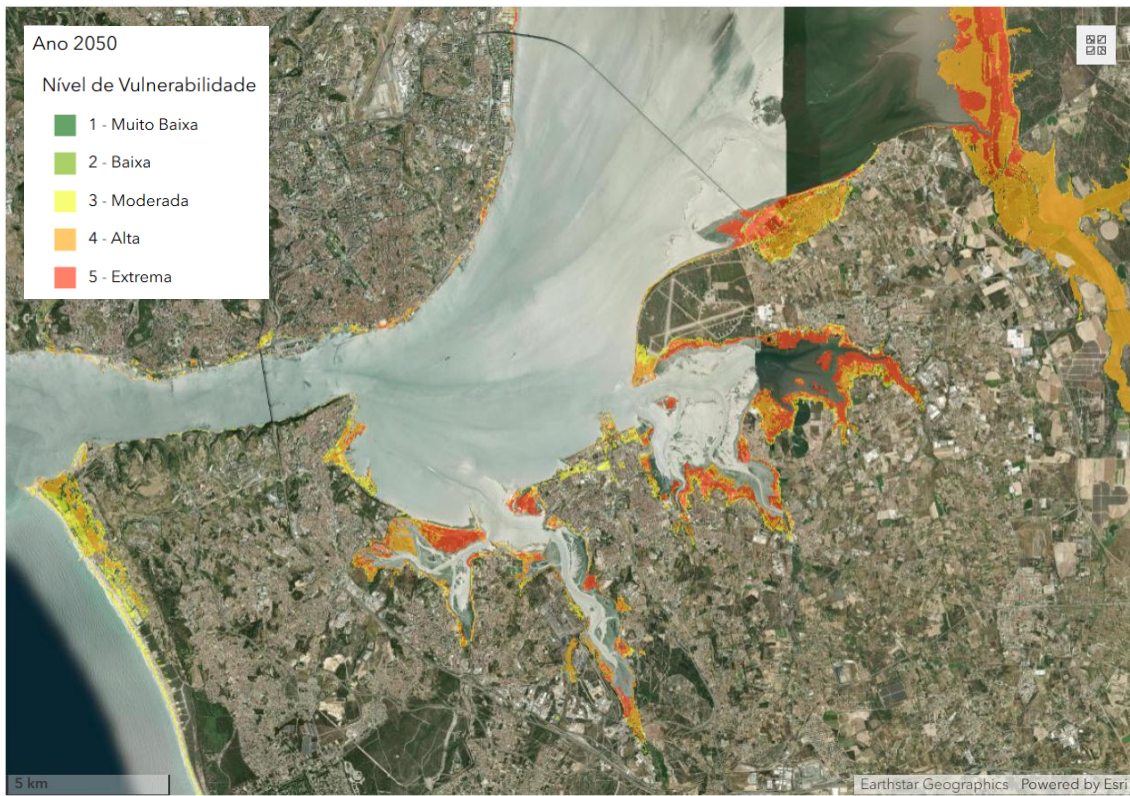


Figura 17 - Índice de vulnerabilidade costeira para o estuário do Tejo com um horizonte temporal de 2050. Fonte: Antunes et al., 2017.

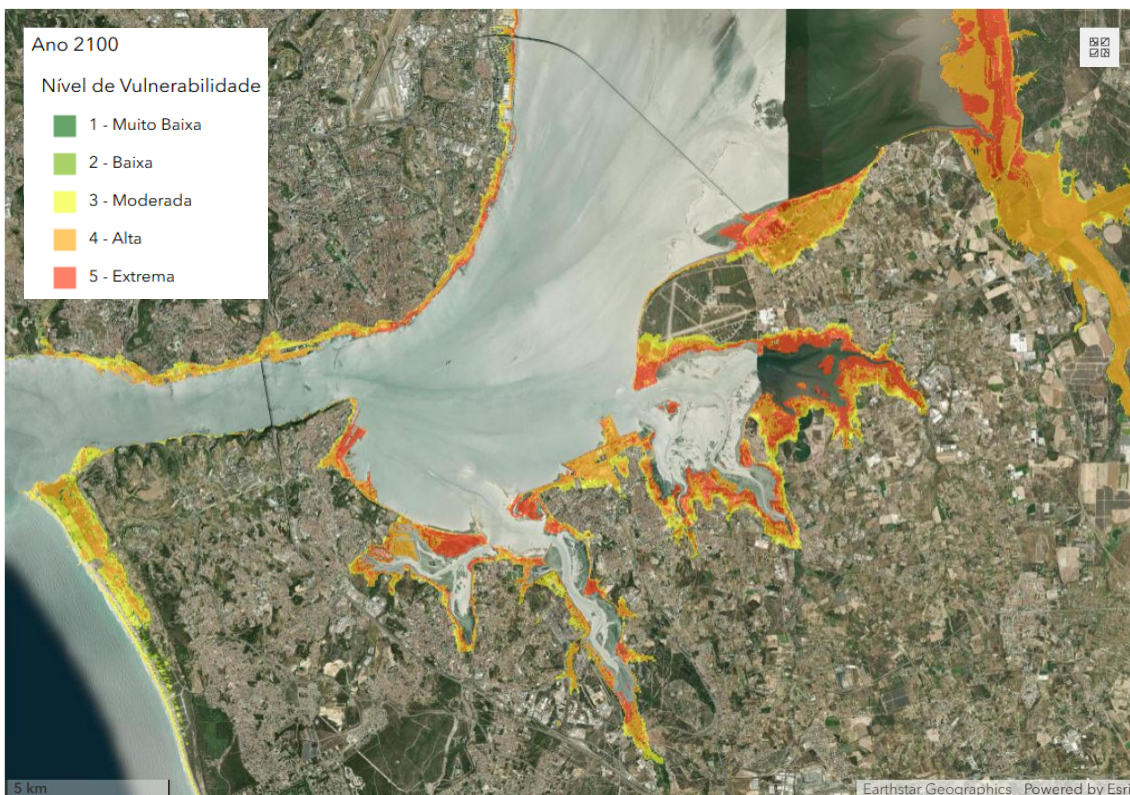


Figura 18 - Índice de vulnerabilidade costeira para o estuário do Tejo com um horizonte temporal de 2100. Fonte: Antunes et al., 2017.

Para além desta variação, importa destacar quatro zonas com particular relevância no contexto da análise: a área da Lisnave (Almada), a Baía do Seixal, o Parque Empresarial do Seixal e a frente ribeirinha da Moita. Embora o Parque Empresarial do Seixal não apresente à primeira vista, uma expressão tão evidente em termos de área vulnerável, o facto de se tratar de uma zona classificada em solo urbano industrial, com elevado valor económico e estratégico para a região, confere-lhe um peso considerável na definição de prioridades de intervenção.

Apesar de a Lisnave, a Baía do Seixal e a frente ribeirinha da Moita apresentarem níveis de vulnerabilidade superiores, ou abrangerem áreas mais extensas no território em análise, importa sublinhar que os dois últimos correspondem maioritariamente a solo natural e/ou hídrico. Este aspeto reduz, em termos relativos, a urgência da sua intervenção imediata, sobretudo quando comparado com áreas urbanizadas e economicamente mais relevantes.

Já as áreas da Lisnave, do Parque Empresarial do Seixal e da Quimiparque evidenciam-se como as zonas com maior vulnerabilidade localizada em solo urbano. Entre essas três, a área da Lisnave destaca-se ainda por ser identificada em ambos os horizontes temporais.

O estudo termina com o cálculo de valores estimados para o município do Barreiro, projetando que, no horizonte de 2100, poderão existir cerca de 1600 edifícios e aproximadamente 9700 residentes em áreas classificadas como consideravelmente vulneráveis, o que evidencia a dimensão potencial do impacto sobre o tecido urbano e social do concelho.

Indo para os dois estudos que abordam os cenários e projeções da SNMM, no estudo de Antunes *et al.* (2019), a cartografia⁵ é probabilística e foi aplicada apenas às áreas acima do NMM, ou seja, massas de água do estuário não foram consideradas para as áreas inundadas devido aos EFLs.

A cartografia divide-se em dois horizontes temporais, um para 2050 e outro para 2100, ambos com 100 anos de períodos de retorno, com o máximo de maré, o SS e os valores obtidos na SNMM.

Visto que este estudo é a base para o estudo anterior, as áreas afetadas são idênticas. Para 2050 (Figura 19), dentro do estuário do Tejo, é possível identificar como zonas urbanas mais suscetíveis à inundação a Lisnave, a Baía do Seixal e a frente ribeirinha da Moita. Sendo que mais uma vez, apesar de haver valores de inundação na área do Barreiro, para o horizonte de 2050, estes não são muito graves.

Para 2100 (Figura 20), verifica-se um agravamento generalizado, como seria de esperar. Contudo, destaca-se que, entre as áreas anteriormente mencionadas, a área com maior aumento de superfície inundada é o Barreiro, sendo que a totalidade da área da Quimiparque agora passa a estar inundada. No geral, a frente ribeirinha deste município passa a estar quase totalmente submersa, atingindo, em algumas zonas, os valores mais extremos.

⁵ Os resultados apresentados são provenientes de Antunes *et al.* (2019), mas as imagens utilizadas para ilustrar esses mesmos resultados foram obtidas do *site* do SNM Portugal (Antunes *et al.*, 2017).



Figura 19 - Inundação costeira para o estuário do Tejo com um horizonte temporal de 2050. Fonte: Antunes et al., 2017.



Figura 20 - Inundação costeira para o estuário do Tejo com um horizonte temporal de 2100. Fonte: Antunes et al., 2017.

Já em Lopes *et al.* (2022a), a cartografia apresenta diferenças significativas (Figura 21), o que era expectável, dada a diferença metodológica entre os dois estudos. Mesmo considerando o mapa b (Figura 21), cuja representação se aproxima mais do horizonte temporal adotado por Antunes *et al.* (2019), verifica-se que as áreas inundadas e afetadas são praticamente nulas.

A área da Lisnave, que nos três estudos anteriores foi consistentemente assinalada como uma das mais vulneráveis, aqui não apresenta praticamente nenhum sinal alarmante de inundação. Esta ausência aparente demonstra como o uso de um modelo de inundação diferente pode ter impacto na produção dos resultados. Já a área da Quimiparque, embora também apresente uma diferença bastante notória face aos restantes estudos, revela sinais ligeiramente mais expressivos do potencial de inundação.

As únicas áreas com resultados de inundação semelhantes são aquelas dominadas por solo hídrico, uma vez que as mesmas, pela sua baixa altitude e ausência de barreiras físicas de proteção, têm uma menor capacidade de resistência e controlo da subida do mar e dos efeitos de galgamento e de submersão. Destacando-se então certas partes da frente ribeirinha da Moita, Montijo, Alcochete e Benavente.

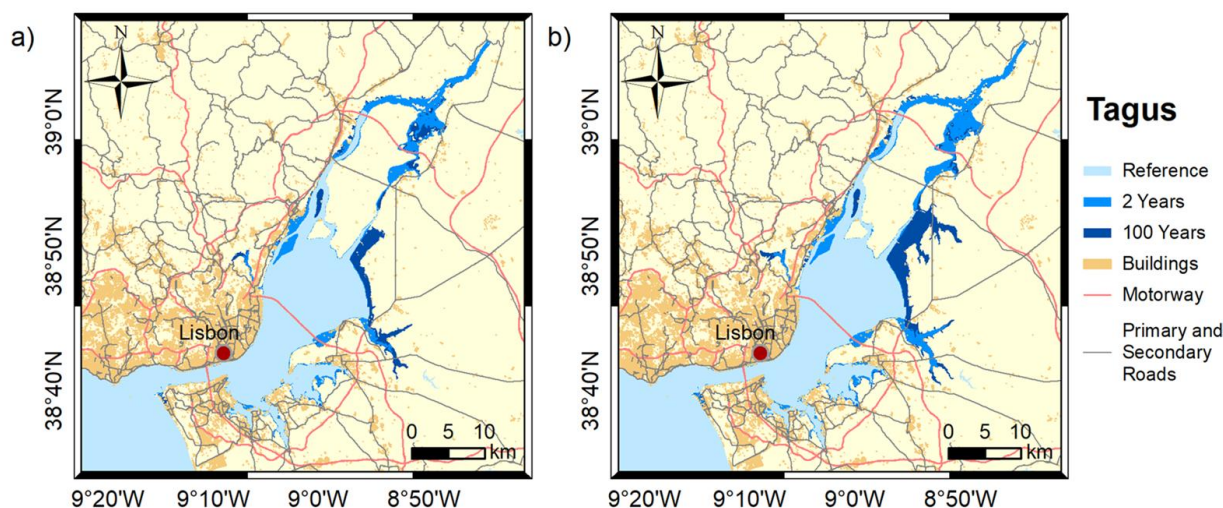


Figura 21 - Extensões de inundação induzidas por níveis extremos do mar com períodos de retorno de 2 e 100 anos no estuário do Tejo em: (a) 2046-2065; e (b) 2081-2100. Fonte: Lopes *et al.*, 2022a, pag. 5.

Considerando os resultados dos quatro estudos, mesmo com a grande discrepância de valores entre Lopes *et al.* (2022a) e os restantes, comprova-se uma tendência clara na identificação das áreas mais afetadas pela SNMM. Entre os municípios localizados a sul do estuário, o Barreiro destaca-se como aquele que apresenta maior propensão para a vulnerabilidade territorial e para a inundação, sendo frequentemente referido de forma explícita nos diversos estudos. Dentro deste município, a zona da Quimiparque revela-se como sendo potencialmente a área mais afetada.

Importa ainda salientar a relevância da área da Lisnave e do Parque Empresarial do Seixal, uma vez que são áreas que também apresentam níveis críticos de vulnerabilidade territorial e de exposição às inundações estuarinas, mas não só. Estas, juntamente com a área da Quimiparque,

fazem também parte do projeto *Lisbon South Bay*, promovido pela empresa Baía do Tejo em conjunto com as Câmaras Municipais de Almada, Barreiro e Seixal, que prevê projetos de requalificação, desenvolvimento e promoção destas três frentes ribeirinhas (Figura 22) (Lisbon South Bay, 2016).

Deste modo, considerando o foco desta dissertação, conclui-se que as frentes ribeirinhas dos municípios de Almada, Seixal e Barreiro reúnem as condições essenciais para serem consideradas áreas de intervenção prioritária e urgente no contexto dos municípios que integram o ARS.



Figura 22 - Localização geográfica dos projetos estruturantes pensados para a frente ribeirinha de Almada, Barreiro e Seixal.

4.4. Análise final dos casos de estudo

Todos os estudos analisados apresentam contributos valiosos para a compreensão da SNMM, das inundações estuarinas e da vulnerabilidade territorial. O estudo de Antunes *et al.* (2019) destaca-se pela sua metodologia baseada em cartografia probabilística, que proporciona uma avaliação detalhada dos riscos de inundações. Esta abordagem permite a criação de mapas detalhados, que identificam áreas suscetíveis a inundações, fundamentais para o planeamento e gestão do território. A utilização dos dados do marégrafo de Cascais, bastante precisos e que apresentam um longo registo histórico (desde 1882), reforça a fiabilidade das projeções.

O estudo de Lopes *et al.* (2022a) é notável pela aplicação de modelos numéricos de alta resolução, algo pouco comum em análises à escala nacional. A integração de fatores hidrodinâmicos nos modelos possibilita um grau de detalhe e precisão elevado, sendo especialmente útil em contextos locais, para a gestão de risco e implementação de processos de adaptação.

O estudo de Rocha *et al.* (2020), com o cálculo do PVI e uma resolução espacial elevada, facilita a identificação de zonas vulneráveis, contribuindo assim para a definição de estratégias de mitigação.

Por último, o estudo de Tavares *et al.* (2015) oferece uma análise integrada, que considera variáveis físicas, sociais e económicas. Esta combinação permite uma compreensão mais abrangente do território e é essencial para avaliar como as comunidades e infraestruturas poderão reagir a eventos de inundação, através de uma abordagem holística.

Contudo, todos os trabalhos apresentam as suas limitações. O estudo de Antunes *et al.* (2019) utiliza um modelo hidrostático simplificado, que, embora seja adequado para avaliações em grande escala, como é o trabalho dele, pode não captar corretamente as dinâmicas locais das marés e correntes num contexto estuarino, não integrando a influência de barreiras naturais ou artificiais. O estudo de Lopes *et al.* (2022a), devido ao seu elevado nível de detalhe, exige uma grande quantidade de dados e recursos tecnológicos, o que pode limitar a sua aplicabilidade em estudos com menos capacidade técnica ou para escalas mais pequenas.

O estudo de Rocha *et al.* (2020), ao focar-se apenas nos fatores físicos, acaba por não considerar o impacto dos fatores socioeconómicos nas comunidades. Embora o PVI forneça resultados detalhados sobre a vulnerabilidade física do território, a ausência de variáveis socioeconómicas limita a compreensão completa do território. Por fim, o estudo de Tavares *et al.* (2015), apesar de apresentar uma análise completa, não apresenta projeções nem estimativas futuras para o território, o que reduz a utilidade dos seus resultados a médio e longo prazo, tornando-os mais suscetíveis a desatualização.

Em suma, os estudos de Antunes *et al.* (2019) e Rocha *et al.* (2020) revelam-se mais adequados para análises de grande dimensão territorial, oferecendo uma visão abrangente com um nível de detalhe suficiente para identificar zonas de risco. Já o estudo de Lopes *et al.* (2022a) destaca-se pela sua maior precisão e nível de pormenor, sendo particularmente útil para análises focadas em contextos estuarinos. Por outro lado, para avaliar a resiliência e capacidade adaptativa de um território, o contributo mais robusto é o de Tavares *et al.* (2015), ao integrar de forma aprofundada a análise da vulnerabilidade territorial e das infraestruturas existentes.

5. Ordenamento do Território e Soluções de Base Natural

O OT constitui uma política pública central para a gestão territorial, orientando a distribuição da população, das atividades económicas e da localização de infraestruturas e espaços naturais. Neste âmbito, grande parte das decisões que determinam a capacidade de adaptação às AC decorre deste instrumento, reconhecido como essencial para a implementação de respostas eficazes. A diversidade de vulnerabilidades e de níveis de exposição existentes nos territórios evidencia a necessidade de estratégias de ordenamento diferenciadas e ajustadas a cada contexto, assegurando uma adaptação mais robusta e integrada (Direção-Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, 2011; Barroso *et al.*, 2016).

A política de OT e de urbanismo organiza-se em quatro níveis de gestão: nacional, regional, intermunicipal e municipal (Decreto-Lei n.º 80/2015, de 14 de maio). No plano nacional, destacam-se o programa nacional da política de ordenamento do território, os programas setoriais e especiais; no regional, os programas regionais; no intermunicipal, os planos diretores, de urbanização e de pormenor intermunicipais; e, ao nível municipal, os planos diretores municipais, de urbanização e de pormenor. No conjunto, estes instrumentos regulam o uso e ocupação do solo, os modelos de urbanização e de redes de infraestruturas, bem como parâmetros de edificação, constituindo-se como mecanismos centrais para a sustentabilidade ambiental, socioeconómica e financeira dos territórios (Decreto-Lei n.º 80/2015, de 14 de maio).

Tendo em conta os impactos e as consequências diretas que a SNMM provoca, através de fenómenos como as inundações estuarinas, ajustes no OT tornam-se necessários. Estes ajustes podem ser classificados de formas diferentes e desempenhar papéis diversos. Para ajudar a reduzir as vulnerabilidades dos sistemas afetados, distinguem-se três categorias de adaptação (Figura 23): proteção, acomodação e deslocalização (Wilby & Keenan, 2012; Brown *et al.*, 2013; Hauer *et al.*, 2019; Sharaan *et al.*, 2022).

A estratégia de proteção remete para intervenções práticas, ou seja, a construção ou implementação de medidas que visam proteger o sistema afetado. Essas intervenções podem ser “duras” ou “suaves”. As duras, também conhecidas como

infraestruturas cinzentas, fornecem uma proteção física não natural, contra a água, como a construção de diques e barragens. As suaves, oferecem uma proteção física natural, reforçando a resiliência dos ecossistemas, através de intervenções como a plantação de vegetação para reforçar

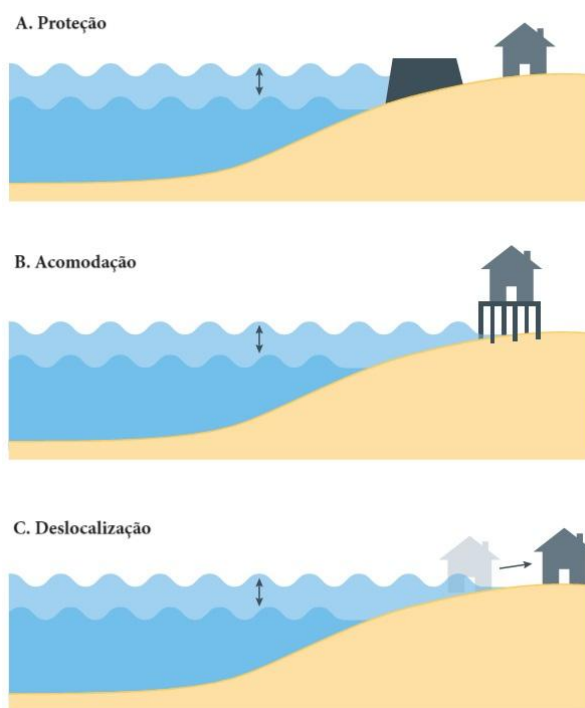


Figura 23 - Processos de adaptação à SNMM. Fonte: adaptado de Hauer *et al.*, 2019.

o sistema de drenagem natural ou o restauro de zonas de inundação natural (Barroso *et al.*, 2016; Jongman, 2018; Sharaan *et al.*, 2022; Keech *et al.*, 2023).

Entre estas duas abordagens, as infraestruturas cinzentas são mais eficazes na proteção contra eventos extremos, são replicáveis e fáceis de monitorizar, e oferecem soluções imediatas e tangíveis para os problemas (Davis & Naumann, 2017; Depietri & McPhearson, 2017). No entanto, o seu custo elevado de construção e manutenção, aliado ao impacto ambiental negativo nos ecossistemas e à falta de flexibilidade face às AC, limita a sua viabilidade a longo prazo (Depietri & McPhearson, 2017; Familkhalili *et al.*, 2023; Esraz-Ul-Zannat *et al.*, 2024). Estes fatores fazem com que decisores políticos comecem a optar por intervenções suaves, devido ao menor custo de implementação e manutenção, à capacidade de reforçar a resiliência climática e aos co-benefícios sociais e ecológicos, como a melhoria da qualidade do ar, promoção da biodiversidade e o aumento do bem-estar social (Barroso *et al.*, 2016; Jongman, 2018; Moraes *et al.*, 2022; Sharaan *et al.*, 2022; Keech *et al.*, 2023; Esraz-Ul-Zannat *et al.*, 2024).

Ainda que as estratégias de proteção sejam eficazes, não conseguem garantir uma segurança total do território (Wilby & Keenan, 2012). Assim, torna-se necessário adaptar os sistemas à convivência com o risco, ou seja, apostar na acomodação (Wilby & Keenan, 2012; Brown *et al.*, 2013; Sharaan *et al.*, 2022). Esta estratégia consiste em aceitar que certos danos são inevitáveis, sem abandonar o território, mas adotando medidas de minimização dos impactos. Entre essas medidas, destacam-se a revisão ou criação de planos de gestão e ordenamento do território, o reordenamento urbano, e a adaptação de infraestruturas para aumentar a resiliência (por exemplo, elevação de edifícios em zonas de risco). Além disso, é importante instruir as comunidades sobre como reagir a estes fenómenos. Entre as três medidas de adaptação, esta é a mais comum, pois implica custos mais reduzidos e medidas mais exequíveis (Wilby & Keenan, 2012; Brown *et al.*, 2013; Sharaan *et al.*, 2022).

Por fim, a deslocalização implica a migração de populações e infraestruturas de áreas de risco elevado para zonas mais seguras. Pode incluir, também, a proibição de novos projetos em zonas vulneráveis. Apesar de ser a estratégia menos desejada, por implicar mudanças profundas nos hábitos e modos de vida das populações, pode ser inevitável em contextos extremos. A deslocalização pode ser planeada ou forçada, e a diferença entre ambas está no grau de preparação dos governos, decisores políticos e territórios recetores da população migrante. Entre as duas, a deslocalização planeada tende a traduzir-se em processos mais sustentáveis e bem-sucedidos (Hauer *et al.*, 2019; Sharaan *et al.*, 2022).

Para o desenvolvimento desta dissertação, e tendo em conta as três estratégias, dar-se-á maior ênfase às estratégias de proteção e acomodação, com recurso a SBN.

As SBN referem-se ao uso sustentável dos recursos naturais para enfrentar desafios sociais e ambientais, como as AC. Promovem a proteção, gestão sustentável e restauro de ecossistemas, integrando princípios ecológicos para criar benefícios às pessoas e para valorizar os ecossistemas. Estas soluções incluem o aproveitamento de ecossistemas já existentes, a sua gestão ou restauro, ou até a criação de novos ecossistemas (Eggermont *et al.*, 2015, Seddon *et al.*, 2020, Guerry *et al.*, 2022).

Baseiam-se na premissa de que ecossistemas saudáveis fornecem serviços essenciais, como a proteção contra erosão, a retenção de carbono e a melhoria da qualidade de vida (Doelle & Puthucherril, 2023). Para além de combaterem as AC, as SBN promovem cidades mais verdes, resilientes e adaptadas, contribuindo para benefícios ambientais, sociais e económicos (Muñoz *et al.*, 2024).

O termo surgiu no final dos anos 2000, numa altura em que se começou a pensar em estratégias que permitissem mitigar e adaptar às AC, protegendo simultaneamente a biodiversidade (Eggermont *et al.*, 2015). O conceito tem origem na ideia de serviços de ecossistema (SE), que começou a ganhar um maior destaque nos anos 1970 e consolidou-se na década de 1990, com o reconhecimento da necessidade de compreender de forma mais sistemática a interação entre as pessoas e a natureza (Cohen-Shacham *et al.*, 2016).

A *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) forneceu a base científica para esta abordagem, ao reconhecer que os seres humanos não são apenas beneficiários passivos dos recursos naturais, mas também agentes ativos na sua proteção, gestão e restauro (Cohen-Shacham *et al.*, 2016).

A popularidade das SBN foi impulsionada por orientações à escala internacional, como:

- a Convenção de Ramsar (1971), que destacou a conservação das zonas húmidas;
- a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (UNCLOS, 1982), com um enquadramento legal para a gestão sustentável dos oceanos;
- a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD, 1992), que promoveu a preservação da biodiversidade;
- o Acordo de Paris (2015), que incentivou a integração das SBN nas estratégias climáticas globais (Doelle & Puthucherril., 2023);
- a Lei do Restauro da Natureza (2024), que visa reverter o declínio da biodiversidade na União Europeia, estabelecendo objetivos juridicamente vinculativos para que os Estado-Membros restaurem os seus ecossistemas (Conselho da União Europeia, 2024). Ao nível nacional, em resposta às obrigações definidas por este regulamento europeu, o governo português deu início ao processo de elaboração do Plano Nacional de Restauro da Natureza, conforme determinado pelo Despacho n.º 12734/2024, de 25 de outubro.

Além disso, mecanismos como o *Green Climate Fund*, que fomentaram o financiamento de SBN, e organizações como a IUCN e o *World Bank*, também desempenharam um papel fundamental no desenvolvimento do conceito, ao promover alternativas baseadas em ecossistemas, em detrimento de soluções puramente convencionais (Cohen-Shacham *et al.*, 2016; Doelle & Puthucherril., 2023).

Entre as SBN existem vários tipos e formas de aplicação. Segundo Eggermont *et al.* (2015), a tipologia das SBN pode ser dividida em três categorias distintas, com base no nível de intervenção nos ecossistemas (Figura 24):

- Tipo 1: Envolve pouca ou nenhuma intervenção humana, com foco na preservação e manutenção dos ecossistemas existentes, garantido a continuidade da oferta de SE. Exemplo: áreas protegidas.
- Tipo 2: Baseia-se em práticas que promovem ecossistemas e paisagens multifuncionais e sustentáveis, aumentando a oferta de SE em relação às práticas convencionais. Exemplo: silvicultura sustentável.
- Tipo 3: Envolve uma intervenção mais intensiva ou até a criação de ecossistemas artificiais, com o objetivo de gerar SE específicos em contextos urbanos ou degradados. Exemplo: coberturas verdes.

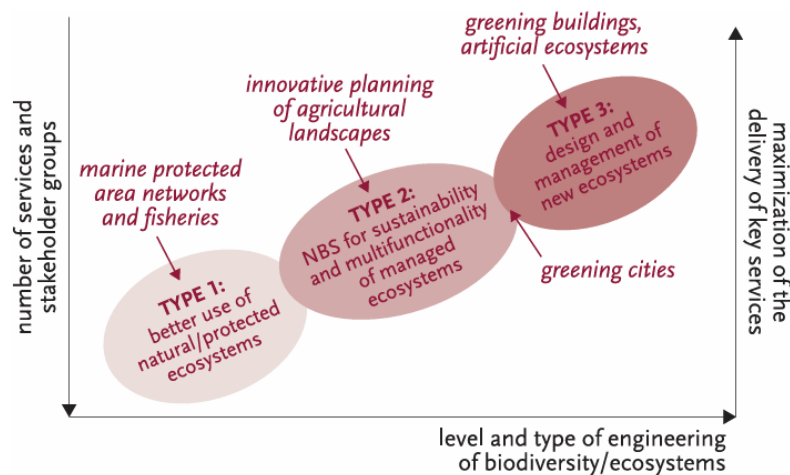


Figura 24 - Representação esquemática dos tipos de SBN. Fonte: Eggermont et al., 2015, pag. 245.

5.1. Limitações

No entanto, apesar das suas vantagens, as SBN apresentam também algumas limitações. A sua eficácia depende de vários fatores, nomeadamente: o contexto geográfico onde são implementadas; o estado de conservação do ecossistema (quanto mais degradado, menor a eficácia); a frequência e intensidade dos eventos extremos; e o *design* da solução adotada (Moraes et al., 2022; Esraz-Ul-Zannat et al., 2024).

Além disso, a necessidade de uma gestão e monitorização ativa constitui um desafio adicional (Morris et al., 2018; Seddon et al., 2020). A gestão eficaz das SBN requer uma abordagem intersectorial, que envolva formação técnica, desenvolvimento de competências, estratégias de comunicação, parecerias inovadoras e estruturas de governança adaptadas às especificidades locais (Cohen-Shacham et al., 2016; Seddon et al., 2020).

A escassez de investimento, a dificuldade em comprovar a eficiência a longo prazo, a falta de estudos sobre impactos específicos, a ausência de métricas formalizadas para avaliar o impacto e a insuficiência de dados para análises custo-benefício ou custo-eficácia, dificultam a escalabilidade destas soluções e a sua replicação noutros contextos (Depietri & McPhearson, 2017; van Ham & Klimmek, 2017; Morris et al., 2018; Seddon et al., 2020; Moraes et al., 2022;

Familkhalili *et al.*, 2023; Esraz-Ul-Zannat *et al.*, 2024). É então essencial desenvolver uma base de evidência robusta sobre os múltiplos benefícios para garantir um maior apoio às SBN.

No contexto urbano, a implementação de SBN apresenta desafios específicos. O espaço disponível é geralmente limitado e densamente ocupado, o que pode comprometer uma adaptação sustentável (Guerry *et al.*, 2022).

A diversidade funcional das soluções desempenha um papel essencial neste contexto: quanto maior a diversidade, maior a resiliência das SBN, permitindo que resistam tanto a condições normais como a eventos extremos, aumentando a probabilidade de sucesso a longo prazo (Andersson *et al.*, 2017).

Além disso, questões de governança, regulamentação, financiamento e propriedade do solo dificultam a coordenação entre os vários *stakeholders*, travando decisões integradas que beneficiem o território como um todo (Seddon *et al.*, 2020; Guerry *et al.*, 2022).

O crescente interesse nas SBN tem também provocado um efeito colateral associado à valorização imobiliária, o que potencia fenômenos de gentrificação ecológica (Guerry *et al.*, 2022).

Em última análise, as infraestruturas cinzentas continuam a ser necessárias em áreas urbanas densamente povoadas, uma vez que não existe espaço suficiente para restaurar e implementar todos os *habitat* naturais (Morris *et al.*, 2018).

5.2. Implementação e governança

A implementação eficaz das SBN exige abordagens experimentais e processos de adaptação contínuos (Andersson *et al.*, 2017). Requer também um diagnóstico inicial detalhado, uma definição clara dos objetivos, e integração de plataformas de colaboração e partilha de conhecimento (Moraes *et al.*, 2022).

De acordo com Guerry *et al.* (2022), é necessário que as estratégias sejam desenvolvidas em conjunto com os *stakeholders* e que respondam a três questões essenciais:

- Como varia a exposição no território?
- Onde é viável investir em SBN?
- Que benefícios adicionais serão obtidos por se usar SBN, em comparação com soluções tradicionais?

Os autores salientam, ainda, que os diferentes *stakeholders* devem estabelecer seis princípios orientadores para apoiar o processo de adaptação. Estes princípios incluem:

- Promoção de processos colaborativos para soluções eficazes;
- Adoção de processos inclusivos e equitativos baseados na comunidade para a tomada de decisão;
- Garantia de informação fiável e transparente para com a comunidade;
- Desenvolvimento e gestão de infraestruturas resilientes;

- Foco em soluções que combatam os perigos, mas que mantenham os serviços de ecossistema;
- Acompanhamento e avaliação contínua dos progressos para mitigar riscos e impactos.

Neste contexto, os *stakeholders* incluem entidades governamentais locais, agências públicas, organizações científicas e não-governamentais, técnicos de planeamento e representantes da comunidade, ou seja, todos os atores com interesse direto ou influência no processo de adaptação.

A participação contínua dos *stakeholders* permite lidar com conflitos de interesses, diversidade de visões e diferentes níveis de conhecimento, reforçando a mobilização social e a sensibilização para as vantagens das SBN (Cohen-Shacham *et al.*, 2016).

A aceitação pública das SBN depende do envolvimento direto das comunidades locais nos processos de tomadas de decisão, e está fortemente associada à participação ativa dos *stakeholders* na definição dos co-benefícios das soluções, como melhorias na saúde física e mental, criação de espaços verdes e aumento das oportunidades de emprego no setor ambiental (van Ham & Klimmek, 2017; Moraes *et al.*, 2022).

A perceção pública varia consoante o contexto social, sendo, por isso, essencial uma governança equilibrada que acomode diferentes expectativas e interesses (Andersson *et al.*, 2017). Uma governança inclusiva gera decisões mais eficazes e amplamente aceites, desde que sejam criados mecanismos de participação eficientes. O envolvimento da população no planeamento urbano melhora a qualidade dos espaços e contribui para soluções mais ajustadas às necessidades locais (van Ham & Klimmek, 2017).

Os setores público e privado desempenham um papel crucial no financiamento e implementação das SBN, assim como na valorização do capital natural como base para a prosperidade económica e o bem-estar da população (Cohen-Shacham *et al.*, 2016; Droste *et al.*, 2017; van Ham & Klimmek, 2017).

Parcerias público-privadas são também estratégias relevantes para viabilizar restauros ambientais e intervenções de grande escala, permitindo uma aplicação mais ampla destas soluções (Cohen-Shacham *et al.*, 2016). Estas parcerias podem promover mudanças nas práticas empresariais e reforçar o contributo do setor privado (van Ham & Klimmek, 2017). Para que sejam eficazes, é fundamental alinhar perspetivas e respeitar as necessidades ambientais e sociais das comunidades locais (van Ham & Klimmek, 2017).

Neste sentido, a implementação eficaz das SBN não depende apenas dos princípios técnicos ou metodológicos, mas sobretudo da capacidade de articular diferentes domínios (ecológico, social, económico e político) de forma integrada. A governança e implementação das SBN deve ser entendida como um processo dinâmico, que evolui através do diálogo entre os diversos atores e da criação de processos que assegurem a eficácia das SBN.

5.3. Soluções híbridas

A implementação de SBN tem-se mostrado mais eficaz e resiliente quando adotada numa abordagem híbrida (Depietri & McPhearson, 2017; van Coppenolle & Temmerman, 2020; Guerry *et al.*, 2022; Moraes *et al.*, 2022; Esraz-UI-Zannat *et al.*, 2024; Taylor-Burns *et al.*, 2024). Isto significa que, em vez de optar exclusivamente por SBN, a conjugação com infraestruturas cinzentas já existentes é considerada preferível.

Uma das principais vantagens das soluções híbridas é a relação custo-benefício. De acordo com Moraes *et al.* (2022), estas soluções apresentam custos de manutenção mais baixos e prolongam a durabilidade das infraestruturas existentes, evitando investimentos elevados em novas construções. Esraz-UI-Zannat *et al.* (2024), reforçam que a redução dos custos é uma das grandes vantagens, tornando estas soluções economicamente viáveis a longo prazo.

As soluções híbridas superam as infraestruturas exclusivamente cinzentas. Guerry *et al.* (2022) defendem que a conjugação entre infraestruturas verdes e cinzentas permite mitigar os impactos negativos dos desastres naturais, mantendo a funcionalidade dos sistemas urbanos. Depietri & McPhearson (2017) acrescentam que soluções como zonas húmidas restauradas em conjunto com diques artificiais são mais eficazes na adaptação às AC e na redução do risco de desastres naturais. O estuário do Ems, entre os Países Baixos e a Alemanha, é um exemplo desta abordagem, integrando a criação de *habitat* naturais com o reforço de diques.

A engenharia ecológica representa uma solução intermédia, combinando elementos naturais e artificiais para maximizar os benefícios da proteção costeira (Morris *et al.*, 2018). Um exemplo é a colocação de zonas húmidas em frente de diques, prolongando a vida útil e proporcionando benefícios adicionais, como retenção de água e o aumento da biodiversidade. Além disso, novas iniciativas têm explorado diques removíveis ou barreiras móveis, que podem ser ajustadas conforme necessário para reforçar a resiliência costeira (Morris *et al.*, 2018).

A flexibilidade e capacidade de adaptação das soluções híbridas são também fatores determinantes para a sua escolha. Dadas as incertezas associadas às AC, estratégias que permitam ajustes dinâmicos são essenciais para um desenvolvimento urbano sustentável (Depietri & McPhearson, 2017).

No entanto, a literatura destaca que, apesar da crescente aceitação, as soluções híbridas ainda carecem de informação e dados suficientes (Depietri & McPhearson, 2017), o que fragiliza a sua implementação e reduz a capacidade de atração junto dos decisores políticos e das comunidades locais.

6. Implementação de Soluções de Base Natural

Existem diversos tipos de SBN que podem ser aplicadas em contextos estuarinos. No entanto, considerando as especificidades do estuário em análise e a localização das áreas de intervenção, foram selecionadas três soluções que se consideram mais adequadas: o restauro ou construção de zonas húmidas, as florestas ripícolas e os prados marinhos. Esta escolha fundamenta-se no facto de estas soluções já se encontrarem parcialmente presentes no território ou beneficiarem de condições favoráveis à sua implementação, o que lhes confere uma viabilidade prática superior à de outras SBN, como as dunas ou os recifes artificiais, cuja aplicação seria mais limitada ou desajustada ao contexto local.

Para além da sua compatibilidade territorial, estas soluções foram também selecionadas pela forma complementar como respondem aos principais fatores associados ao risco de inundação. As zonas húmidas contribuem diretamente para a redução da profundidade da inundação, enquanto as florestas ripícolas e os prados marinhos, embora não interfiram na subida estática do NMM, desempenham um papel essencial na dissipação da energia hidrodinâmica, atenuando a altura e intensidade das ondas, das correntes e do galgamento costeiro.

A organização do presente capítulo inicia-se com a caracterização detalhada dos mecanismos de funcionamento das três SBN selecionadas, com especial atenção ao seu desempenho em cenários de inundação extrema. Posteriormente, procede-se à interpretação dos resultados expectáveis das SBN decorrentes da implementação no contexto da SNMM. Segue-se da discussão relativa à perceção e aceitação social destas soluções, elemento essencial para a viabilidade prática. Por último, conclui-se com a aplicabilidade das SBN às áreas de intervenção previamente definidas (Lisnave, Parque Empresarial do Seixal e Quimiparque) com o objetivo de discutir a adequação de cada uma ao respetivo contexto territorial.

6.1. SBN a implementar

6.1.1. Restauro ou construção de zonas húmidas

As zonas húmidas (Figura 25), mais especificamente os sapais, têm demonstrado ser componentes importantes para a mitigação dos riscos costeiros associados às inundações estuarinas e a situações de tempestade, funcionando como infraestruturas naturais capazes de dissipar a energia hidrodinâmica e estabilizar os ecossistemas litorais. À escala global, cerca de 30 % das planícies costeiras baixas expostas a inundações beneficiam da atenuação natural das zonas húmidas, sendo que aproximadamente 35 % da população costeira mundial recebe proteção direta das mesmas (van Coppenolle & Temmerman, 2020).



Figura 25 - Zona húmida presente na baía do Seixal. Fonte: Câmara Municipal do Seixal, 2017.

As zonas húmidas são capazes de atenuar naturalmente estas situações de tempestade e de SNMM através da fricção causada pela vegetação e das suas características geomorfológicas, o que resulta numa diminuição da altura e velocidade das marés quando se propagam em direção ao território costeiro. As taxas observadas para a diminuição da altura variam entre poucos centímetros até 25 cm/km nos sapais (van Coppenolle & Temmerman, 2020).

A eficácia das zonas húmidas como barreiras naturais é reforçada noutros estudos. Schuerch *et al.* (2022) identificaram que estes ecossistemas podem reduzir a altura das ondas em 12 a 20 % ao longo de apenas 40 m, sendo que entre 40 e 60 % desse efeito é atribuído exclusivamente à vegetação. Fairchild *et al.* (2021) reforçam esta conclusão, demonstrando que sapais vegetados não pastoreados podem reduzir a extensão terrestre das inundações em 34,5 % e sapais pastoreados em 29,1 %, em comparação com áreas sem qualquer tipo de vegetação. Além disso, em cenários de tempestade mais intensos, com períodos de retorno de 100 anos, observou-se uma redução da profundidade da água nas zonas interiores dos estuários em 16,7 %, comparando com os 8 % nas zonas exteriores ao estuário. Ainda que os sapais vegetados possam amplificar localmente a altura das ondas nas zonas mais próximas à foz dos estuários, este efeito não se traduz em aumentos significativos de inundações em terra (Fairchild *et al.*, 2021).

A par das soluções totalmente verdes, existem as híbridas, nas quais diversos estudos demonstram a sua eficácia no controlo de inundações e na atenuação de tempestades.

No município de Delfzijl, no estuário do Ems (Países Baixos), a implementação de uma solução híbrida composta por uma praia urbana e dois sapais (um acessível ao público, outro apenas para investigação), em combinação com diques, demonstrou-se eficiente na atenuação de tempestades (Baptist *et al.*, 2021). A combinação de zonas húmidas com diques, ou barreiras físicas semelhantes, é a forma mais comum de uma solução híbrida neste contexto. Com a implementação da praia e das duas zonas húmidas (a acessível ao público com 13 ha e outra com 15 ha), registou-se não só uma redução de 25 % da altura das ondas para eventos de cheia de sete metros e de 60 % para eventos de quatro metros acima do nível médio do mar, comparativamente à situação sem sapal, mas também um aumento da biodiversidade regional e a criação de novos espaços de lazer, recreação e educação. O sapal passou a servir de local de nidificação para aves

limícolas, acessível através de passadiços com a inclusão de um observatório de aves (Baptist *et al.*, 2021).

Nos Estados Unidos, Taylor-Burns *et al.* (2024) estudaram o restauro de um sapal de 14,7 hectares a sul do aeroporto de São Francisco, demonstrando benefícios económicos diretos de 12,7 milhões de dólares na redução do risco de inundação (cerca de 900 mil dólares por hectare). Estes benefícios aumentam com a SNMM, atingindo os 9,2 milhões de dólares por hectare com uma subida do nível do mar em 0,5 m. Na área do estudo, assim como noutras áreas da Baía de São Francisco, os sapais restaurados estão localizados no lado dos diques em contacto direto com a água. Nessas situações, as áreas só são afetadas por inundações quando os diques são ultrapassados, o que torna os sapais particularmente relevantes em cenários futuros de SNMM e tempestades intensas. A análise às planícies de inundação para eventos com períodos de retorno de 100 anos confirma que, à medida que os níveis de água excedem os diques, as zonas interiores tornam-se vulneráveis à intrusão hídrica. Nesses casos, os sapais restaurados atenuam a profundidade e extensão das inundações, gerando benefícios crescentes ao longo do tempo.

Os custos estimados destas intervenções representam menos de 1 % do investimento necessário para adaptar infraestruturas convencionais a uma subida de um metro do nível do mar, demonstrando a sua eficiência económica. O mesmo estudo avaliou os SE resultantes do restauro dos sapais a norte da baía, concluindo que 86 % dos benefícios se devem à redução de inundações fluviais e costeiras, e os restantes 14 % a funções adicionais como lazer e melhoria da qualidade da água (Taylor-Burns *et al.*, 2024).

As zonas húmidas, naturais ou construídas, atuam também como reguladores hidrológicos e bioquímicos. Retêm e regulam os fluxos de água, mantendo os caudais saudáveis durante períodos secos e abrandando o escoamento superficial, funcionando como “esponjas”, absorvendo e libertando lentamente a água, como no caso das turfeiras. Uma análise por hectare mostra que zonas húmidas desenhadas para controlo de inundações têm maior impacto na redução do pico de fluxo do que intervenções como a reflorestação, reduzindo significativamente nutrientes e sedimentos (Griffiths *et al.*, 2024).

Com custos de manutenção relativamente baixos, são ideais para áreas naturais com depressões topográficas. No entanto, a sua eficácia depende de parâmetros como a profundidade da água (recomenda-se que não ultrapasse metade da altura das plantas por mais de 20 % do tempo) e a qualidade do solo (solos muito permeáveis requerem maior investimento). A sua implementação pode ser limitada por declives reduzidos e pela ausência de regeneração natural da vegetação. Além disso, podem implicar perda de oportunidade de uso do solo e exigem gestão contínua, como o controlo de espécies invasoras e manutenção das infraestruturas (Griffiths *et al.*, 2024).

Os benefícios não se limitam à proteção física. Em 2011, os SE prestados por zonas húmidas foram estimados em 140 mil dólares por hectare ao ano (Costanza *et al.*, 2014). Estes incluem melhoria da qualidade da água, regulação do ciclo hidrológico, sequestro de carbono, suporte à biodiversidade e oportunidades de lazer e educação ambiental. No caso das soluções híbridas, embora aumentem a eficácia das infraestruturas cinzentas, não oferecem a mesma

diversidade de SE e podem favorecer espécies não autóctones, com implicações ecológicas negativas.

Assim, confirma-se que as zonas húmidas, especialmente os sapais, são soluções eficazes, multifuncionais e resilientes na gestão do risco costeiro. Proporcionam proteção física contra inundações e oferecem uma gama de benefícios ambientais, sociais e económicos fundamentais para a sustentabilidade das zonas costeiras num cenário de AC. A sua implementação no estuário deveria ser encarada como prioridade estratégica no OT e na adaptação climática das regiões do ARS, uma vez que, já se encontram presentes no território estes tipos de áreas.

6.1.2. Florestas ripícolas

As florestas ripícolas (Figura 26) desempenham um papel vital na regulação ecológica e hidrológica dos sistemas fluviais e zonas húmidas, funcionando como ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos. A sua importância tem vindo a ser cada vez mais reconhecida no contexto das SBN para a mitigação dos impactos das AC, particularmente no que diz respeito à gestão do risco de inundações, estabilização de margens, filtração de poluentes e suporte à biodiversidade (Barth & Döll, 2016; Zanetti *et al.*, 2016; Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2023).



Figura 26 - Floresta ripícola caracterizada por *Salix alba* no estuário de Elba. Fonte: Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2018, pag. 5.

As características morfológicas e fisiológicas das espécies vegetais influenciam os processos ecológicos das zonas ribeirinhas, uma vez que a vegetação desempenha um papel crucial na dissipação da energia das ondas, no controlo da erosão costeira e na mitigação do risco de inundação (Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2023). Estes ecossistemas dinâmicos contribuem significativamente para a atenuação dos picos de cheia, através do armazenamento do excesso de água (Barth & Döll, 2016).

Nos climas temperados do hemisfério norte, as florestas ripícolas são compostas maioritariamente por espécies da família *Salicaceae*, incluindo choupos (*Populus*) e salgueiros (*Salix*), que demonstram resiliência a eventos hidrodinâmicos extremos. Este tipo de floresta na Eurásia é caracterizado principalmente pelo salgueiro-branco (*Salix alba*) (Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2023).

O salgueiro-branco (*Salix alba*) (Figura 27) é uma espécie autóctone em Portugal, de crescimento rápido e curta longevidade (20 a 30 anos), podendo atingir até 30 m de altura. Apresenta elevada capacidade de adaptação a diferentes tipos de solo, desde que as raízes tenham acesso permanente à água e o clima seja temperado.



Figura 27 - Exemplo de uma *Salix alba* em meio aquático. Fonte: QUICKCROP, 2025.

No território nacional, é comum junto a linhas de água, com maior incidência nas regiões Centro e Sul, estando protegido pelo Anexo I da Diretiva Habitats da União Europeia⁶, sendo reconhecido como prioritário integrando a rede Natura 2000 (Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2023; FLORESTAS.PT, 2025).

Embora o salgueiro-branco ocorra sobretudo em meios de água doce, a sua presença em sistemas salobros tem vindo a ser documentada (Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2018; 2023). Este aspeto assume particular relevância no caso do estuário do Tejo, onde a mistura entre águas fluviais e marinhas origina condições de salinidade reduzida a moderada dependendo da localização.

Nestes contextos, o salgueiro-branco tem demonstrado alguma resiliência, sobretudo em indivíduos mais adultos estabelecidos em cotas mais elevadas, menos expostos à intrusão direta da água salgada. Embora os salgueiros-brancos mais jovens revelem maior sensibilidade à salinidade, a presença desta espécie em estuários parcialmente salobros sugere que a espécie poderá adaptar-se a cenários de salinização progressiva, desde que a seleção dos locais de plantação seja criteriosa e acompanhada de monitorização. No entanto, a resposta a aumento súbitos de salinidade elevada ainda não está esclarecida (Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2018; 2023).

Esta espécie contribui significativamente para o aumento da rugosidade superficial, reduzindo a velocidade do fluxo hídrico e promovendo a retenção temporária da água em eventos de inundação, fatores cruciais para a regulação do regime hidrológico e para a mitigação do risco

⁶ <https://www.icnf.pt/api/file/doc/74955ef5dfd56949>

de inundações em zonas ribeirinhas densamente povoadas (Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2023; FLORESTAS.PT, 2025).

A eficácia das florestas ripícolas, nomeadamente das formações dominadas por salgueiro-branco, tem sido comprovadas por diversos estudos. No âmbito do programa *Room for the River*⁷, promovido pelo governo neerlandês, foi implementada, em 2011, uma floresta de salgueiro-branco ao longo de uma barreira com 600 m de comprimento, 0,8 m de altura e largura variável entre 60 e 100 m, com densidade de plantação de 4,3 árvores por metro quadrado. Os resultados revelaram uma redução da altura das ondas entre 60 e 80 %, o que permitiu diminuir a altura necessária do dique em 0,8 m (Borsje *et al.*, 2011).

Para testar a capacidade da espécie em reduzir a força das ondas em situações extremas e de lidar com a SNMM, van Wesenbeeck *et al.* (2022) construíram uma floresta de salgueiros-brancos num canal artificial com 300 m de comprimento. Foram plantadas 32 árvores com 15 anos de idade, dispostas em 16 filas ao longo de 40 m. As árvores mantinham as raízes intactas e foram testadas com diferentes níveis de água e ondas até 1,5 m de altura, com e sem folhas.

Os testes mostraram uma redução das alturas das ondas em 22 % ao longo dos 40 m. A maior atenuação ocorreu na floresta com folhas e copa densa. A redução com folhas foi entre 1,5 e 4 % superior à de uma copa sem folhas. A copa densa, mesmo sem folhas, atenuou entre 3 e 7 % mais do que uma copa pouco densa. Em águas menos profundas (3 m), a redução foi maior do que em águas profundas (4,5 m), onde as ondas atravessavam as copas menos densas. Apesar das condições extremas (ondas até 2,5 m), a perda de biomassa foi mínima (menos de 1 %) e quase não se registou quebra de ramos ou caules, demonstrando a elevada flexibilidade dos salgueiros.

A atenuação das ondas pelos salgueiros foi também avaliada com base na medição da subida das ondas. A redução relativa na altura da subida das ondas em comparação com a atenuação relativas das ondas, verifica que estas duas apresentam magnitudes semelhantes no efeito de redução. Em florestas localizadas ao longo do rio Elba e do estuário do Scheldt, com presença de *Salix alba* e *Salix viminalis* (vimeiro), verificou-se o controlo eficaz de inundações semidiurnas até 60 cm de profundidade (Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2023).

Do ponto de vista ecológico, as florestas ripícolas são reservatórios de biodiversidade. Os salgueiros possuem elevada capacidade de colonização, dispersão de sementes e adaptação morfológica, o que os torna essenciais em *habitat* de transição e em zonas sujeitas a regeneração pós-inundação (Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2023).

Além da sua função ecológica, oferecem benefícios sociais e paisagísticos relevantes. A vegetação densa atua como barreira contra ventos fortes e ruído urbano, além de criar espaços de lazer e bem-estar à população (Zanetti *et al.*, 2016). Quando localizadas junto a áreas agrícolas, funcionam como zonas-tampão na filtração de poluentes, como nitratos, fósforo e pesticidas, reduzindo a eutrofização e melhorando a qualidade da água (Zanetti *et al.*, 2016).

⁷ Programa que surgiu em 2006 que tinha como principal objetivo reduzir os níveis extremos de água nos rios, criando mais espaço nos rios para acomodarem descargas intensas simultaneamente aumentando a biodiversidade.

Contudo, os benefícios das florestas dependem de uma gestão adequada. A colonização vegetal descontrolada pode abrandar o escoamento durante inundações (Zanetti *et al.*, 2016). É assim fundamental implementar planos de gestão integrada que maximizem os benefícios ecológicos e hidrológicos, minimizando os riscos operacionais e estruturais.

A integração destas florestas nas estratégias de adaptação climática exige uma avaliação multicritério que considere fatores como topografia, uso do solo, estado de conservação e propriedades biofísicas do local. Ao contrário das abordagens de gestão natural de cheias, focadas nos troços superiores das bacias hidrográficas, a intervenção em zonas estuarinas e de jusante permite restaurar *habitat* prioritários e reforçar a proteção costeira em simultâneo (Markus-Michalczyk & Michalczyk, 2023).

6.1.3. Prados marinhos

As pradarias marinhas (Figura 28) são *habitat* subaquáticos compostos por plantas com flor adaptadas à vida em ambientes salinos e têm vindo a ganhar destaque como elementos centrais na gestão costeira sustentável e na adaptação às AC.

Estas formações vegetais, que ocorrem em todos os continentes, exceto na Antártida, e cobrem até 600.000 km² de áreas marinhas costeiras, oferecem um leque diversificado de SE que vão desde a regulação climática à proteção física da linha de costa (Terrados & Borum, 2004; Cullen-Unsworth & Unsworth, 2013).



Figura 28 - Pradaria marinha presente na baía do Cambalhão (estuário de Setúbal). Fotografia: Sea Trees e Protect.Blue. Fonte: Ocean alive, 2025b.

Na Europa, destacam-se quatro espécies nativas: *Zostera marina*, *Zostera noltei*, *Cymodocea nodosa* e *Posidonia oceanica* (Borum & Greve, 2004). Em Portugal, destacam-se apenas três (*Z. marina*, *Z. noltei* e *Cymodocea nodosa*); estão presentes na Ria de Aveiro, estuário do Mondego, Lagoa de Óbidos, estuários do Tejo, do Sado, do Mira, do Guadiana, Ria de Alvor, Arade, Ria Formosa e ilha da Madeira (Cunha *et al.*, 2013).

No estuário do Tejo, está apenas presente a *Z. noltei*, e apenas no estuário do Sado e na Ria Formosa estão presentes as três (Cunha *et al.*, 2013). Estas ervas marinhas são fundamentais para

o suporte à biodiversidade costeira, pois criam *habitat* para organismos que não sobreviveriam em fundos marinhos não vegetados (Terrados & Borum, 2004).

A *Z. marina* (Figura 29), pode crescer até profundidades de 10 a 15 m, dependendo da transparência da água, sendo por norma perene. Os caules têm entre três e sete folhas com uma largura que varia entre os dois mm (plantas jovens) até 10 mm (plantas adultas). As folhas têm geralmente entre 0,30 e 0,60 m de comprimento, podendo atingir até 1,5 m em prados sobre sedimentos moles a profundidades intermédias (Borum & Greve, 2004).

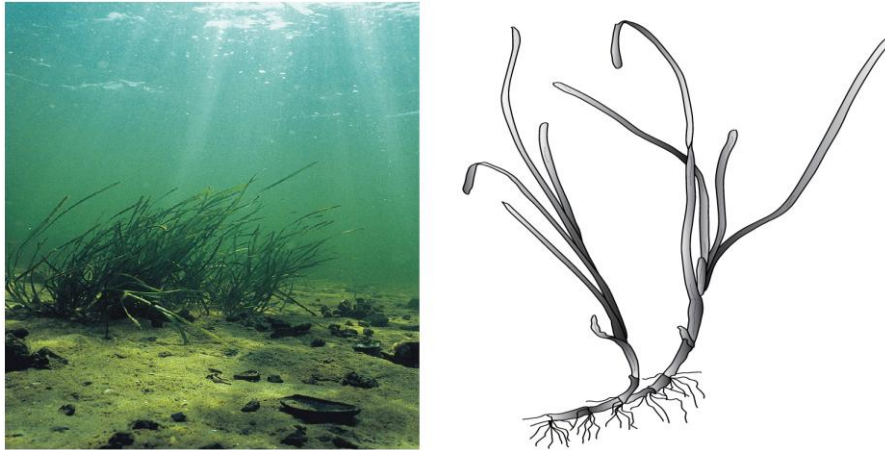


Figura 29 - Imagem de *Z. Marina*. Foto: P.B. Christensen. Desenho: redenhado de Dawes 1981. Fonte: Borum & Greve, 2004, pag. 2.

A *Z. noltei* (Figura 30), forma prados densos em areias lodosas das zonas entremarés, onde a *Z. marina* é escassa devido à sua menor tolerância à exposição ao ar. Também ocorre em zonas sublitorais. Tem pequenos feixes foliares com duas a cinco folhas estreitas. As folhas têm entre 0,5 e 2 mm de largura e entre 5 e 25 cm de comprimento.



Figura 30 - Imagem de *Z. Noltei*. Foto: J. Borum; desenho: redenhado de NN. Fonte: Borum & Greve, 2004, pag. 4.

Estas duas têm sido alvo de estudos que avaliam o impacto dos prados marinhos em situação de tempestade, controlo de erosão, altura das marés e dimensão das ondas.

Um dos contributos mais importantes das pradarias marinhas está relacionado com o sequestro de carbono. Apesar de representarem apenas 1 % da produção primária marinha, são responsáveis por cerca de 12 % do carbono armazenado nos sedimentos oceânicos (Terrados & Borum, 2004). Um hectare de pradaria marinha pode produzir oxigénio suficiente para 180 pessoas e depurar o equivalente a esgotos de 200 famílias (União das Freguesias de Setúbal, 2025). Infelizmente, estima-se que já se perdeu 29 % da cobertura global de ervas marinhas, contribuindo para a libertação de grandes quantidades de carbono por ano (Cullen-Unsworth & Unsworth, 2013).

No estuário do Sado, a área mapeada de pradarias pelo projeto *Ocean Alive* é de 190,91 ha, com um *stock* estimado de 3.823,93 toneladas de carbono nos primeiros 10 cm do sedimento, reforçando a importância destas formações no sequestro de carbono (Ocean Alive, 2025a).

As pradarias atuam como barreiras naturais contra a energia hidrodinâmica de marés, correntes e ondas, sendo eficazes na proteção costeira (Jacob *et al.*, 2023; Forrester *et al.*, 2024). A presença de vegetação reduz significativamente a velocidade das correntes entre 50 e 80 % e pode diminuir a altura significativa das ondas em até 60 cm (ou mais de 50 % em zonas rasas). Em condições de tempestade, estas reduções aumentam, comprovando a utilidade destas pradarias durante eventos extremos (Jacob *et al.*, 2023).

Testes realizados em zonas entremarés da Virgínia e na Baía de Morecambe mostram que núcleos de ervas marinhas reduzem a altura das ondas em até 51,9 %, com maior eficácia nas zonas centrais do prado (Forrester *et al.*, 2024). A eficácia depende da densidade e altura da vegetação, sendo que copas de baixa densidade tendem a proporcionar maior atenuação em contextos hidrodinâmicos complexos.

A vegetação influencia ainda a dinâmica sedimentar, reduzindo em mais de 30 % as partículas em suspensão, estabilizando o fundo marinho e limitando a mobilização de sedimentos durante eventos de alto fluxo, como tempestades. Em áreas rasas (<0 m), estas reduções podem atingir até 2 g/L (Jacob *et al.*, 2023).

Em 2011, os SE prestados por pradarias marinhas foram estimados em mais de 28 mil dólares por hectare ao ano (Costanza *et al.*, 2014).

Apesar da sua importância, estes ecossistemas estão em regressão. A ONU estima a perda de duas áreas do tamanho de campos de futebol por hora. Em Portugal, a *Z. marina* está em acentuado declínio, subsistindo apenas na Lagoa de Óbidos, Ria Formosa e estuário do Sado (União das Freguesias de Setúbal, 2025).

Contudo, o restauro de pradarias marinhas está a ganhar prioridade como estratégia de adaptação climática e conservação da biodiversidade. Projetos de transplantação e recuperação estão a ser implementados globalmente para mitigar emissões e aumentar a resiliência costeira (Forrester *et al.*, 2024). A eficácia destas intervenções depende, porém, da densidade vegetal, da hidrodinâmica local e da topografia submersa.

A conservação destes ecossistemas requer ações coordenadas de planeamento costeiro, monitorização contínua e integração em políticas públicas de mitigação climática. A sua multifuncionalidade, torna as pradarias marinhas elementos-chave na construção de territórios resilientes e sustentáveis.

6.2. Resultados esperados para a situação da SNMM

Com base nos cenários de SNMM apresentados por Antunes *et al.* (2019), foi possível quantificar o contributo das zonas húmidas para a redução da profundidade efetiva da inundação, dado que a literatura fornece valores percentuais claros para zonas interiores do estuário.

Os resultados obtidos por Antunes *et al.* (2019), referem-se a cinco classes de probabilidade de inundação, variando entre 0 e 100 %. Para a análise dos efeitos esperados da SNMM foram considerados dois cenários opostos:

- O cenário mais provável, com uma probabilidade de inundação igual ou superior a 80 %, corresponde a níveis de água até 2,65 m em 2050 e até 3 m em 2100 (Figura 38, Figura 41 e Figura 46).
- O cenário menos provável, com uma probabilidade igual ou inferior a 20 %, corresponde a níveis entre 2,90 e 3,25 m em 2050, e entre 3,95 e 4,85 m em 2100 (Figura 38, Figura 41 e Figura 46).

Deste modo,   possível avaliar a eficácia das zonas húmidas em contexto contrastantes de risco de inundação.

Para 2050, no cenário mais provável (até 2,65 m), as zonas húmidas permitem uma redução estimada de 16,7 % (Fairchild *et al.*, 2021), o que equivale a cerca de 0,44 m. A este valor soma-se a atenua o adicional associada ao percurso que a água tem de fazer sobre a zona húmida, estimada entre 0,15 e 0,25 m para frentes funcionais com 0,6 a 1 km de extensão (van Coppenolle & Temmerman, 2020). Assim, a redução total plausível varia assim entre 0,59 e 0,69 m.

No cenário menos provável para 2050 (entre 2,90 e 3,25 m), a redução direta   de cerca de 0,48 a 0,54 m, acrescida da atenua o por percurso (0,15 a 0,25 m), resultando em reduções totais entre 0,63 e 0,73 m para 2,90 m, e entre 0,69 e 0,79 m para 3,25 m.

Para 2100, no cenário mais provável (até 3 m), estima-se uma redução direta de 0,5 m, que, com a atenua o por percurso, se eleva para 0,65 a 0,75 m. No cenário menos provável (entre 3,95 e 4,85 m), os valores de redução variam entre 0,66 e 0,81 m, podendo atingir entre 0,81 e 0,91 m para 3,95 m, e entre 0,96 e 1,06 m para 4,85 m, quando considerada a atenua o adicional pelo percurso nas zonas húmidas.

Embora estes resultados não tenham em conta a especificidades geomorfológicas locais, mas apenas os valores de SNMM, demonstraram de forma clara que, mesmo em cenários de subida acentuada, a presença de zonas húmidas pode contribuir significativamente para a redução da profundidade e da extensão das inundações em zonas interiores do estuário.

Para além desta redução direta da SNMM, deve assinalar-se a capacidade das zonas húmidas vegetadas em reduzir a altura de onda em cerca de 12 a 20 % ao longo dos primeiros 40 m, efeito que, embora não entre nos cálculos principais por falta de dados de onda, representa um contributo adicional para a mitigação do risco (Schuerch *et al.*, 2022). Já quando se considera com soluções híbridas, a integração de zonas húmidas com diques ou outras infraestruturas pode vir a reduzir em 25 % da altura da onda em eventos de cheia de 7 m e 60 % para eventos de 4 m acima do NMM (Baptist *et al.*, 2021).

Já no caso das florestas ripícolas e dos prados marinhos, a evidência científica disponível para o contexto de cenários climáticos extremos em estuário não permite ainda calcular reduções diretas no nível de inundação. Os estudos existentes demonstram sobretudo o papel em contextos de tempestade, onde a capacidade de dissipar energia se traduz em reduções significativas da altura e intensidade das ondas, da velocidade das correntes e do galgamento.

No caso das florestas ripícolas, como descrito anteriormente em experiências à escala real e laboratorial, mostrou-se reduções de 22 % em apenas 40 m de floresta e até 60 a 80 % em corredores de 600 m, revelando uma eficácia notável de contenção (van Wesenbeeck *et al.*, 2022; Borsje *et al.*, 2011). Quanto aos prados marinhos, os resultados apontam para reduções até 51,9 % da altura das ondas e uma diminuição da velocidade das correntes na ordem dos 50 a 80 %, a par de uma forte estabilização sedimentar (Jacob *et al.*, 2023; Forrester *et al.*, 2024).

Embora estes valores não possam ser diretamente convertidos em metros de redução da subida do mar, são indicadores robustos de que, em cenários de tempestade, a presença destas formações pode representar a diferença entre uma inundação descontrolada e uma inundação controlada e mais curta. Acresce ainda a sua importância em SE, como a retenção de nutrientes e poluente no caso das florestas, ou sequestro de carbono azul no caso das pradarias, que reforçam o valor estratégico destas soluções na adaptação às AC.

6.3. Perceção e aceitação social das SBN

Apesar de se reconhecerem as vantagens que as SBN acima mencionadas podem trazer para o território, a perceção pública é um fator determinante para o sucesso da implementação das mesmas.

No caso das zonas húmidas, a receção das comunidades tende a ser amplamente positiva, sobretudo quando os benefícios ecológicos são bem comunicados. Num inquérito realizado no Reino Unido, obtiveram-se as perspetivas dos inquiridos (39 % a viver em zonas semi-rurais, 32 % em zonas urbanas e os restantes em zonas rurais) sobre os usos potenciais das zonas húmidas urbanas (Figura 31) e sobre as funções principais (Figura 32) (Andrews & Russo, 2022).

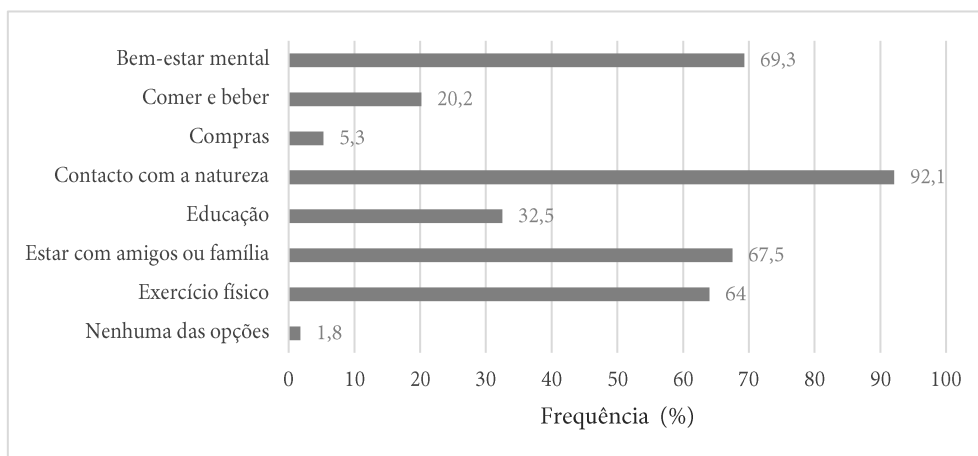


Figura 31 - Perspetiva dos inquiridos sobre os usos potenciais de zonas húmidas urbanas.
 Fonte: adaptado de Andrews & Russo, 2022.

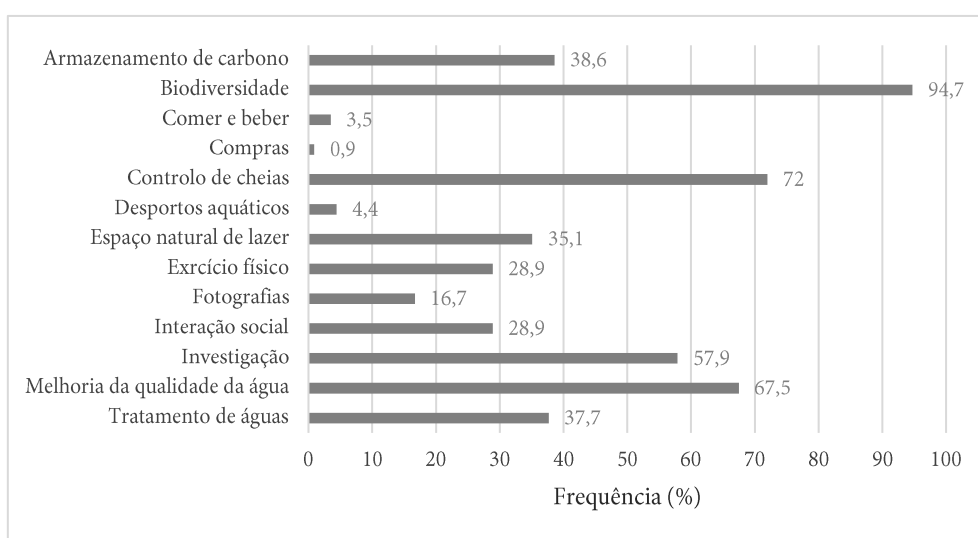


Figura 32 - Perspetiva dos inquiridos sobre as possíveis funções de zonas húmidas urbanas.
 Fonte: adaptado de Andrews & Russo, 2022.

Os resultados revelaram uma forte valorização das suas funções: cerca de 95 % dos inquiridos identificaram a SBN para a biodiversidade como um benefício essencial, 72 % reconheceram o potencial para o controlo de cheias e 68 % para a melhoria da qualidade da água.

Muitos manifestaram interesse na sua utilização, principalmente pelo contacto com a natureza (92 %), bem-estar mental (69 %), como local de convívio (68 %) e para a prática de exercício físico (64 %).

A maioria (60 %) considerava que estas zonas deveriam ser integradas ativamente no desenho urbano, e mais de 80 % defendia o envolvimento das comunidades locais no planeamento. Estes dados demonstram um nível de apoio público, aliado a um interesse crescente no potencial educativo e recreativo (Andrews & Russo, 2022).

No entanto, persistem preocupações que, se não forem abordadas, podem enfraquecer esse apoio. Um receio recorrente é a associação entre zonas húmidas e a proliferação de mosquitos, vistas como potenciais focos de doença. Esta perceção é comum, apesar de zonas húmidas bem projetadas incluírem medidas eficazes de controlo (Sarneckis, 2002).

A questão da segurança é outro receio. Alguns residentes podem temer o risco de afogamento (devido à presença de água aberta perto de zonas infantis) ou consideram a vegetação densa como um local propício a criminalidade. É o caso nos parques em Nova Iorque, onde áreas naturais com zonas húmidas e florestas são significativamente menos frequentadas do que relvados bem cuidados, em parte porque alguns utilizadores (especialmente mulheres e pais com crianças) as consideram inseguras e inacessíveis. Mesmo que muitos apreciem o contacto com a natureza, a perceção de insegurança continua a ser um obstáculo (Alikhani *et al.*, 2021).

Apesar destes desafios, estudos demonstram que, à medida que o público se familiariza com as zonas húmidas e os seus objetivos, a aceitação aumenta. A falta de conhecimento é, muitas vezes, a principal barreira. Inquéritos realizados na região de Veneto no nordeste da Itália, mostraram que, apesar do conhecimento inicial sobre SBN ser baixo, a maioria apoiou a implementação das mesmas após receber informação e compreender melhor os riscos das AC (Bernello *et al.*, 2022).

No caso das florestas ripícolas, num inquérito realizado nos condados de Salacgrīva e Limbaži (Letónia) a maioria dos inquiridos referiu utilizar esta SBN para caminhar e apreciar a natureza (60 %), nadar (55 %) e colher frutos, cogumelos e plantas vulnerárias (50 %) (Figura 33). Ao contrário das zonas húmidas, aqui, o uso das florestas ripícolas para a realização de atividade física é mais reduzido (16 %) (Saklaurs *et al.*, 2022).

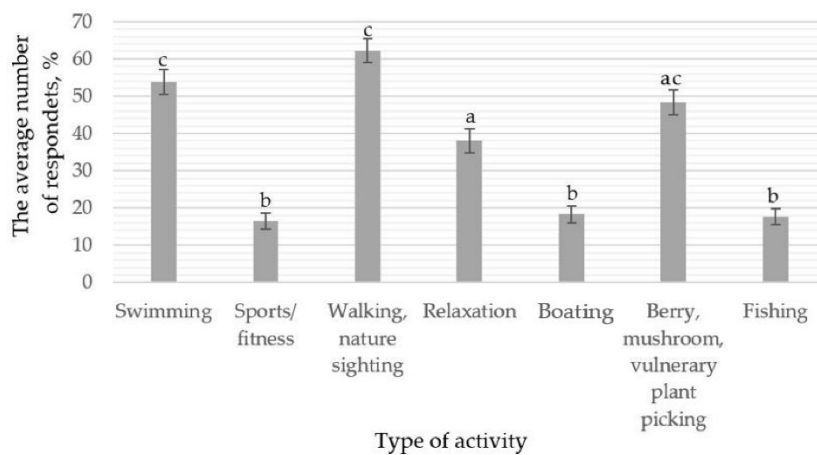


Figura 33 - O número médio de inquiridos (%) que visitam as florestas ripícolas para um determinado tipo de atividade recreativa. As barras de erro representam o erro padrão; as letras por cima das barras indicam se existem diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) no número médio de inquiridos que visitam as florestas ripícolas para um determinado tipo de atividade (a mesma combinação de letras para o tipo de atividade - sem diferenças estatisticamente significativas; se as combinações de letras diferem entre os tipos de atividades - existem diferenças estatisticamente significativas). Fonte: Saklaurs *et al.*, 2022, pag. 5.

No entanto, a população tem também alguns receios relativamente à implementação desta SBN (Figura 34), mais relacionados com a água do que com a vegetação em si: 84 % receiam o transbordo de água devido à vegetação ripícola; 78 % mencionam o risco de acumulação de árvores caídas e 71 % manifestam preocupação com o aumento do número de troncos e madeira nos rios (Saklaurs *et al.*, 2022). Estes receios podem estar ligados à natureza das atividades por eles realizadas, como natação, pesca, ou passeios de barco, que exigem contacto direto com o rio.

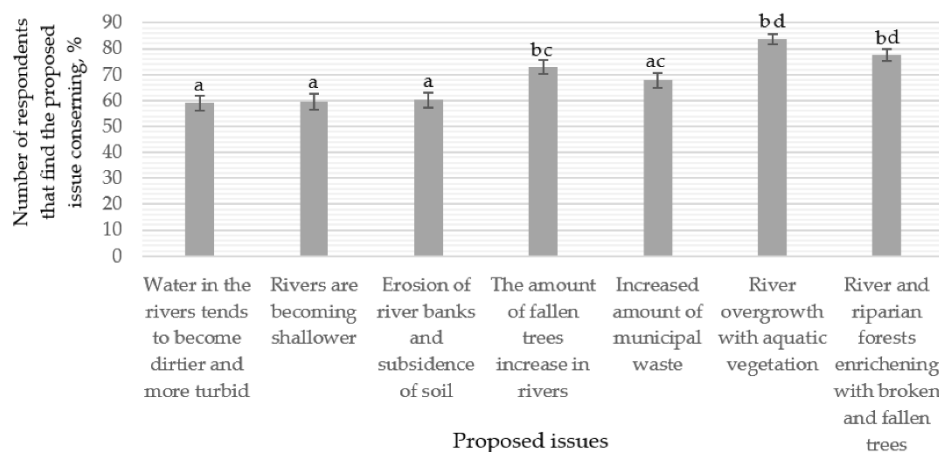


Figura 34 - Atitude dos inquiridos (preocupado/não preocupado) em relação a questões propostas relacionadas com o estado dos rios e das florestas ripícolas. As barras de erro representam o erro padrão; as letras acima das barras indicam se existem diferenças estatisticamente significativas; se as combinações de letras diferem entre os tipos de atividades - existem diferenças estatisticamente significativas). Fonte: Saklaurs *et al.*, 2022, pag. 8.

Os inquiridos também reconheceram a queda de valor económico das florestas ripícolas devido à falta de gestão como um problema. Isso sugere que as pessoas percecionam a vegetação excessiva e a acumulação de madeira como um problema (Saklaurs *et al.*, 2022).

Na Pensilvânia (EUA), nos parques ribeirinhos de Wilkes-Barre, margens densamente vegetadas contribuía para sensações de desordem e perigo. A população, tal como em Nova Iorque, associava a vegetação densa a criminalidade e também a pragas e doenças, defendendo até que o espaço deveria ser desbastado e convertido em áreas desportivas (PennState Extension, 2024).

Além disso, acreditavam que a vegetação diminuía a velocidade da água, agravando o risco de inundações, chegando alguns residentes a promover a ideia de que se devia remover as árvores como uma medida de segurança (PennState Extension, 2024).

Em Marlborough, na Nova Zelândia, o acesso à água foi outro motivo de preocupação da população residente. Foi discutido o problema do acesso a ribeiras e os possíveis custos económicos para os proprietários dos terrenos que teriam de reservar e ceder espaço a faixas ripícolas, perdendo algum do seu terreno (O'Brien, 1994).

No caso dos prados marinhos, embora a sua importância ecológica seja reconhecida pela comunidade científica, a sua valorização pelo cidadão comum é limitada. Estudos realizados na Austrália e na Indonésia evidenciam esta realidade.

Na região da Grande Barreira de Coral (Townsville, Austrália), um inquérito realizado à população residente demonstrou que apenas 17 % dos inquiridos reconheciam os prados marinhos como um *habitat* relevante, contrastando fortemente com a visibilidade dos recifes de coral (75 %) (Losciale *et al.*, 2022). Esta diferença está associada à falta de visibilidade (física e mediática) dos prados marinhos, onde *habitat* discretos, por estarem submersos e fora do campo de visão são frequentemente esquecidos ou subestimados. Mesmo quando os inquiridos estavam cientes da presença dos prados marinhos, estes foram associados a menos SE do que os recifes.

Este fator também se refletiu na disponibilidade e disposição da população para contribuir financeiramente para o restauro dos prados marinhos. De acordo com Losciale *et al.* (2022), os indivíduos que praticam atividades recreativas marinhas demonstraram ser oito vezes mais propensos a pagar pelo restauro de recifes de coral do que pelo restauro de prados marinhos, revelando uma clara disparidade na valorização percebida entre os dois ecossistemas.

Na Indonésia, também através de um inquérito realizado à população, apesar de 99 % dos inquiridos afirmarem conhecer os prados marinhos do Parque Nacional de Karimunjawa, o conhecimento sobre os serviços reguladores foi substancialmente mais fraco do que sobre os serviços culturais, de provisão e de suporte (Figura 35) (Rifai *et al.*, 2023).

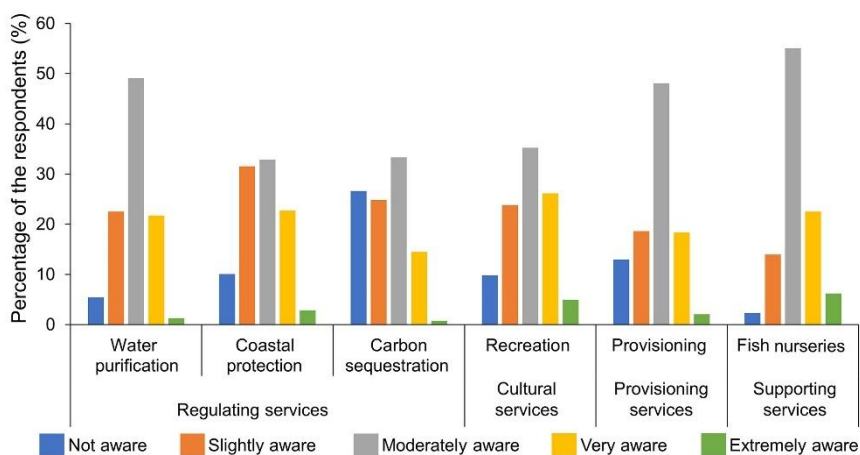


Figura 35 - Nível de consciencialização dos inquiridos sobre os SE dos prados marinhos, medido utilizando uma escala Likert de 5 pontos, de 1 («não consciente») a 5 («extremamente consciente»). Fonte: Rifai *et al.*, 2023, pag. 546.

Além da falta de conhecimento, surgem também percepções quanto ao impacto humano e ao valor dos prados. Em ambos os estudos, profissões mais dependentes do uso direto do mar (como pescadores) revelam menor valorização dos SE. Na Indonésia, os pescadores tendem a ver os prados marinhos mais como obstáculos à navegação ou à pesca de arrasto do que recursos a conservar. Por outro lado, profissionais ligados ao turismo reconhecem mais os SE e têm mais predisposição para apoiar medidas de conservação.

À semelhança das restantes SBN, a desconfiança institucional é outro entrave identificado. No estudo australiano, muitos inquiridos expressaram ceticismo quanto à eficácia das ações governamentais, o que reduzia a disposição para contribuir financeiramente para projetos de restauros.

Assim, a aceitação social dos prados marinhos como SBN encontra-se condicionada por múltiplos fatores: menor visibilidade e apelo emocional, fraco reconhecimento dos seus serviços menos tangíveis, assimetrias na perceção de ameaça, e barreiras sociais e institucionais.

Tal como nas outras SBN, a sensibilização, o envolvimento comunitário, a comunicação eficaz e estratégias participativas são essenciais para ultrapassar estas barreiras. A familiarização prática e emocional com estes *habitat*, através da educação ambiental e do contacto direto, revelou-se um dos principais catalisadores da mudança de perceção nos dois estudos analisados.

Concluindo, a falta de inclusão no planeamento pode gerar desconfiança por parte da comunidade em aceitar a implementação destes tipos de SBN. O estudo em Marlborough apontou para um forte sentimento de revolta, uma vez que os habitantes sentiram que as decisões eram tomadas pelas autoridades, sem contributo da comunidade (O'Brien, 1994), e no estudo em Townsville também se notou uma desconfiança institucional (Losciale *et al.*, 2022).

Lidar com estas preocupações exige informação e um processo de envolvimento das comunidades. A experiência de Wilkes-Barre é um bom exemplo. Depois de o comité dos parques ribeirinhos ter organizado fóruns públicos e contratado um especialista para liderar programas no parque, os residentes, de todas as idades, começaram a descobrir os benefícios da floresta e a utilizá-la com frequência, reduzindo os receios ligados à vegetação e à criminalidade. Através de visitas escolares, passeios e trabalho com grupos cívicos e empresariais, o comité foi mudando lentamente a perceção pública, promovendo um sentimento de orgulho e responsabilidade para com uma floresta ripícola antes desvalorizada (PennState Extension, 2024).

6.4. Discussão do potencial de aplicação às áreas de intervenção

Importa sublinhar que a discussão realizada nesta secção não parte de uma lógica de planeamento concebido em função das SBN. O exercício consistiu, antes, em olhar para os planos urbanísticos já existentes para o ARS, todos eles integrados no projeto *Lisbon South Bay*, cuja missão é requalificar antigas zonas industriais ao longo da frente ribeirinha da margem sul do Tejo (Lisbon South Bay, 2016; Câmara Municipal do Seixal, 2025), e verificar em que medida seria possível, sem alterar a sua estrutura ou os usos projetados, integrar as SBN previamente mencionadas. Trata-se, portanto, de uma leitura de compatibilidade e de oportunidade, procurando identificar onde estas soluções poderiam ser encaixadas no desenho urbano e territorial definido.

É igualmente importante reconhecer que, caso os planos tivessem sido concebidos desde o início à luz da integração das SBN, o seu potencial impacto seria seguramente mais expressivo. Ainda assim, a análise evidencia que existem espaços e condições para a aplicação destas soluções, capazes de reforçar a resiliência dos territórios face à SNMM e às inundações estuarinas.

6.4.1. Plano de Urbanização de Almada Nascente

O Plano de Urbanização de Almada Nascente (PUAN), também conhecido como Projeto Cidade da Água, localiza-se na área correspondente aos antigos estaleiros da Lisnave (Figura 36) e constitui um dos mais ambiciosos projetos de reabilitação urbana e territorial em Portugal desde a Expo 98 (Baía Tejo, 2019).

A área de intervenção (Figura 36) abrange cerca de 113 ha da frente ribeirinha entre Cacilhas e a Cova da Piedade, incluindo aproximadamente 50 ha ocupados pelos antigos estaleiros da Lisnave, na zona da Margueira (Câmara Municipal de Almada, 2009).



Figura 36 - As diferentes áreas de intervenção do PUAN. Fonte: Baía Tejo, 2019, pag. 16.

O PUAN surge da necessidade de reconversão de um vasto território industrial abandonado, transformando-o numa nova centralidade metropolitana (Câmara Municipal de Almada, 2009). Em termos urbanísticos, está prevista uma edificabilidade total de 867 765 m² de nova construção, num total de 1 251 548 m² de carga construtiva, considerando também o edificado existente (Câmara Municipal de Almada, 2009).

A distribuição funcional da área edificada proposta é a seguinte (Figura 37): 61 % para áreas mistas, 26 % para atividades terciárias, 5 % para residências, 4 % para áreas culturais, 4 % para equipamentos coletivos e 1 % para usos fluviais. No que respeita à estrutura ecológica, estão previstas áreas verdes e de água que ocupam cerca de 31 hectares (29 % da área de intervenção), às quais se poderão somar espaços de estadia, que representam mais 5 % do total (Câmara Municipal de Almada, 2009).

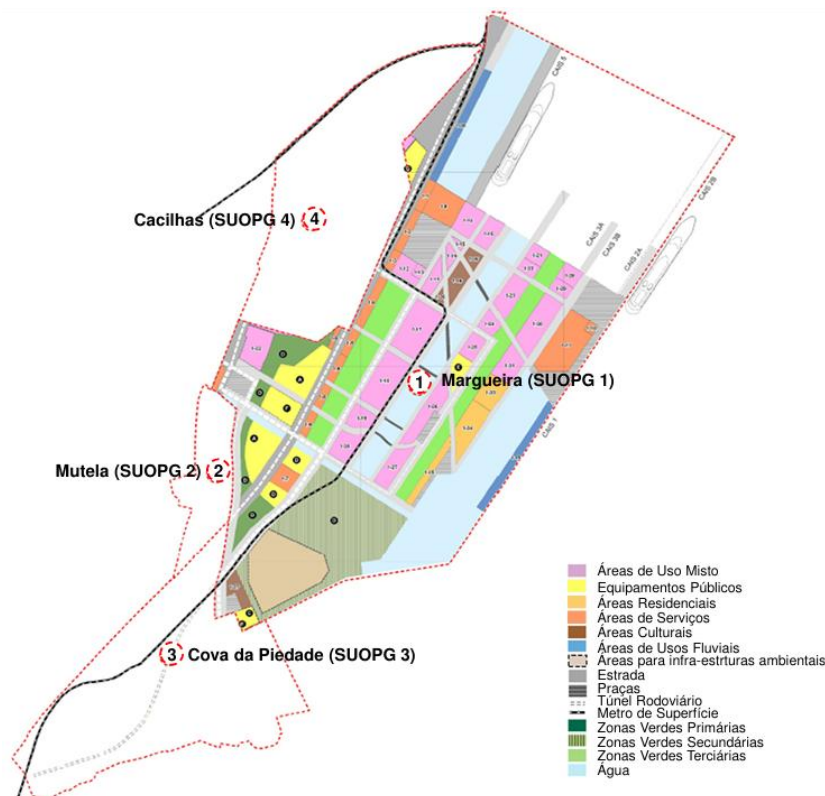


Figura 37 - Plano de Urbanização de Almada Nascente. Fonte: *Baía Tejo*, 2019, pag. 17.

Entre os principais espaços e projetos-âncora destacam-se: a Praça do Tejo, concebida como um grande espaço cívico e cultural; a Praça Lisnave, em articulação com o futuro Museu da Indústria Naval; o Museu do Tejo, na Cova da Piedade; o Ecoparque, previsto como o pulmão verde do território; e a requalificação das docas para fins culturais, recreativos e náuticos, incluindo a instalação de uma marina e a possível construção de um terminal de cruzeiros (Câmara Municipal de Almada, 2009).

O plano incorpora ainda uma forte componente de sustentabilidade ambiental, abordando a adaptação às AC, com especial enfoque nos cenários de cheia e na SNMM. Apesar de, à data da elaboração do plano, não existir uma carta de cheias específica para a frente ribeirinha de Almada, reconhecia-se já a exposição significativa desta zona ao risco de inundação. Para colmatar essa lacuna, foi desenvolvida uma delimitação preventiva de zonas inundáveis com base nos estudos do LNEC e nas orientações do Decreto-Lei n.º 58/2005, incluindo ainda margens de segurança ajustadas aos cenários de agravamento da SNMM (Câmara Municipal de Almada, 2009).

Neste contexto, o PUAN integrou desde o início o risco de inundação e a SNMM no seu planeamento, tendo adotado medidas de carácter sobretudo adaptativo e de acomodação. Foram delimitadas zonas inundáveis e estabelecidas regras específicas de construção, como a obrigatoriedade de localizar os pisos habitáveis acima da cota de cheia de precaução (cerca de 3,7 metros acima do NMM), sendo apenas permitidos parques de estacionamento abaixo desse nível. Para edifícios de funções sensíveis como hospitais, escolas ou centros de emergência, o plano prevê

ainda a obrigatoriedade de localizar logradouros e acessos fora das zonas de risco, assegurando a sua operacionalidade em situações de cheia (Câmara Municipal de Almada, 2009).

No âmbito do presente trabalho, a melhor aplicação de SBN localiza-se na zona verde secundária (Figura 37), uma vez que se trata de uma área fortemente exposta (Figura 38), com características propícias à implementação deste tipo de soluções. Esta zona combina dois elementos fundamentais, o espaço verde (para as florestas ripícolas) e a presença de água (para os prados marinhos), o que favorece a adoção e implementação das SBN.

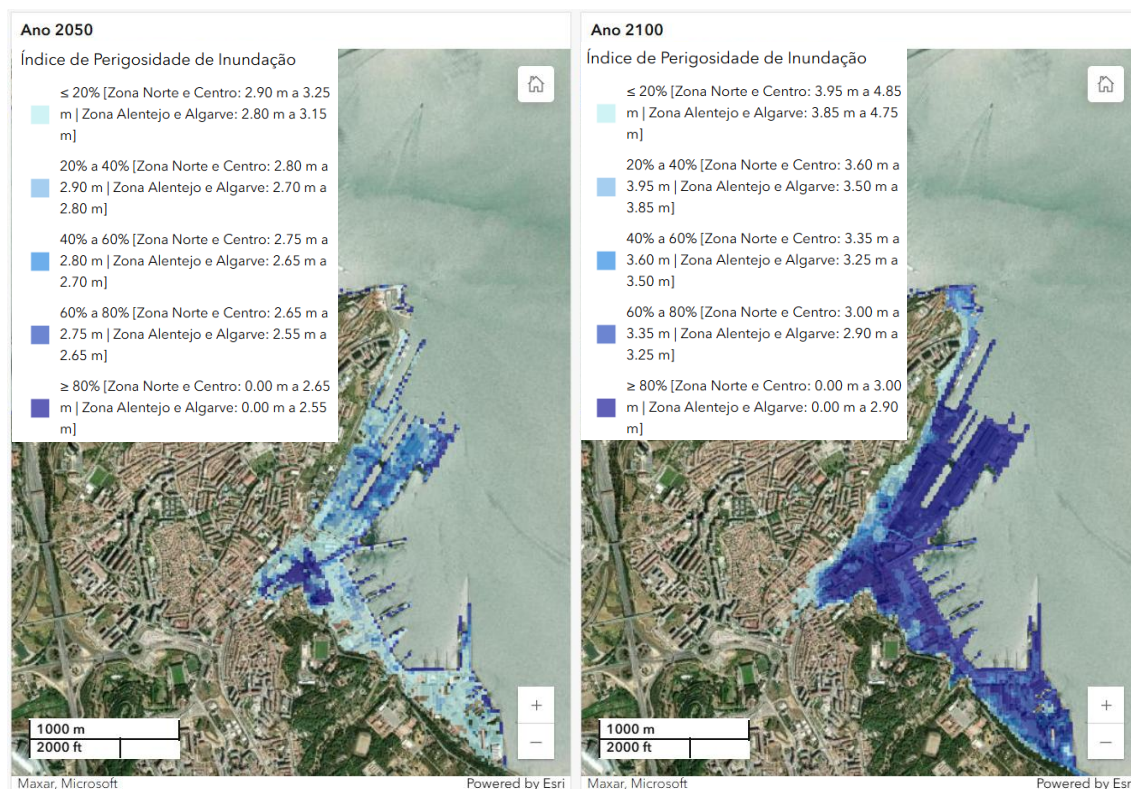


Figura 38 - Índice de Perigosidade de Inundação na área de intervenção do PUAN. Fonte: Antunes et. al, 2017.

Neste sentido, a instalação de prados marinhos como barreira inicial, em articulação com um corredor de floresta ripícola, revela-se como a solução mais adequada para o local em estudo. Esta escolha justifica-se pelo facto de a área imediatamente adjacente à zona verde estar destinada a uso fluvial, o que inviabiliza a implementação de zonas húmidas, embora estas sejam das SBN mais eficazes na mitigação dos impactos da SNMM. A intervenção no território exige uma leitura atenta do plano urbano previsto e das condicionantes morfológicas do local, que não permitem a instalação de uma zona húmida com a dimensão e densidade necessárias para garantir a sua plena eficácia.

Para além disso, estas duas soluções apresentam, à partida, maior probabilidade de aceitação institucional e social. A floresta ripícola seria implementada num espaço já definido e estruturado como zona verde no próprio plano de urbanização, o que favorece a sua integração

paisagística e funcional. Por sua vez, os prados marinhos não entram em conflito direto com os usos previstos para o meio aquático adjacente, permitindo manter as funções e possibilitando, consoante a profundidade e a densidade da vegetação, a circulação de determinadas embarcações. No caso específico da espécie *Z. marina*, a sua implementação é viável até profundidades entre os 10 e os 15 metros (Borum & Greve, 2004), o que reforça a compatibilidade com o uso fluvial previsto para o local.

Deste modo, a combinação destas duas SBN representa uma solução integrada, adaptada às condições territoriais e aos objetivos do plano. Caso a proteção proporcionada pelos prados marinhos se revele insuficiente, a floresta ripícola funcionará como um reforço complementar, capaz de absorver o impacto residual. Esta abordagem aumenta a eficácia global da intervenção, assegurando uma maior proteção para as áreas residenciais e infraestruturas envolventes.

6.4.2. Parque Empresarial do Seixal

O Parque Empresarial do Seixal (Figura 39), assume-se como uma das maiores zonas industriais da AML, com uma área total de 537 ha. A sua localização estratégica, próxima da cidade de Lisboa e servida por uma rede diversificada de transportes rodoviários, ferroviários e portuários, confere-lhe um elevado potencial económico e logístico (Câmara Municipal do Seixal, 2025).



Figura 39 - Localização geográfica do Parque Empresarial do Seixal.

O plano de desenvolvimento para esta área prevê o reforço do cluster siderúrgico que historicamente marcou a identidade deste território, articulando-o com novas atividades económicas e assegurando, em simultâneo, a valorização ambiental da frente ribeirinha (Câmara Municipal do Seixal, 2025).

No âmbito desta dissertação, a área de intervenção selecionada corresponde à Unidade Operativa de Planeamento e Gestão (UOPG) 47, designada por Siderparque (Figura 39). Esta unidade localiza-se em Paio Pires e ocupa aproximadamente 67 ha, anteriormente pertencentes à Siderurgia Nacional. Após o desmantelamento das antigas instalações, o território ficou disponível para novos usos, tendo sido classificado no PDM como zona destinada à indústria transformadora pesada (Sulplano-Sigmara, 2021).

Porém, a escolha desta área de intervenção vem também do facto de, dentro do território total do Parque Empresarial do Seixal, apesar de se verificarem índices de inundações ligeiros ao longo da frente ribeirinha, no território da Siderparque, o caso já é diferente, já é notório uma entrada da água e de inundações muito dentro do território (Figura 41), constituindo, por isso, um caso relevante de intervenção.

A Siderparque encontra-se subdividida em oito unidades de execução (Figura 40), destinadas à instalação de indústrias pesadas, atividades complementares, como reciclagem e produção de cal, e infraestruturas de apoio, como a ETAR do Seixal. Inclui ainda espaços verdes e áreas de proteção ambiental. O plano urbanístico contempla a criação de corredores viários com ligação à rede regional e nacional de transportes, bem como a implementação de faixas verdes e arborizadas, com funções paisagísticas e ambientais junto ao estuário (Sulplano-Sigmara, 2021).

Além disso, a Siderparque encontra-se parcialmente inserida em áreas classificadas como Domínio Público Hídrico (DPH) e Reserva Ecológica Nacional (REN), refletindo a sua exposição a condicionantes ambientais e riscos naturais. Mais de metade da área (36 ha) encontra-se sob jurisdição da Administração do Porto de Lisboa (APL), o que implica o cumprimento de restrições associadas à dinâmica estuarina e à vulnerabilidade a inundações. Na sua área delimitada pela REN, as margens são protegidas, sendo exigida a implementação de faixas de proteção, incluindo cortinas arbóreas e arbustivas, com o objetivo de mitigar impactos ambientais e garantir a integração paisagística (Sulplano-Sigmara, 2021). Esta exigência vai ao encontro das SBN, nomeadamente das florestas ripícolas, reconhecidas pela sua eficácia na contenção de riscos e na valorização ecológica do território.

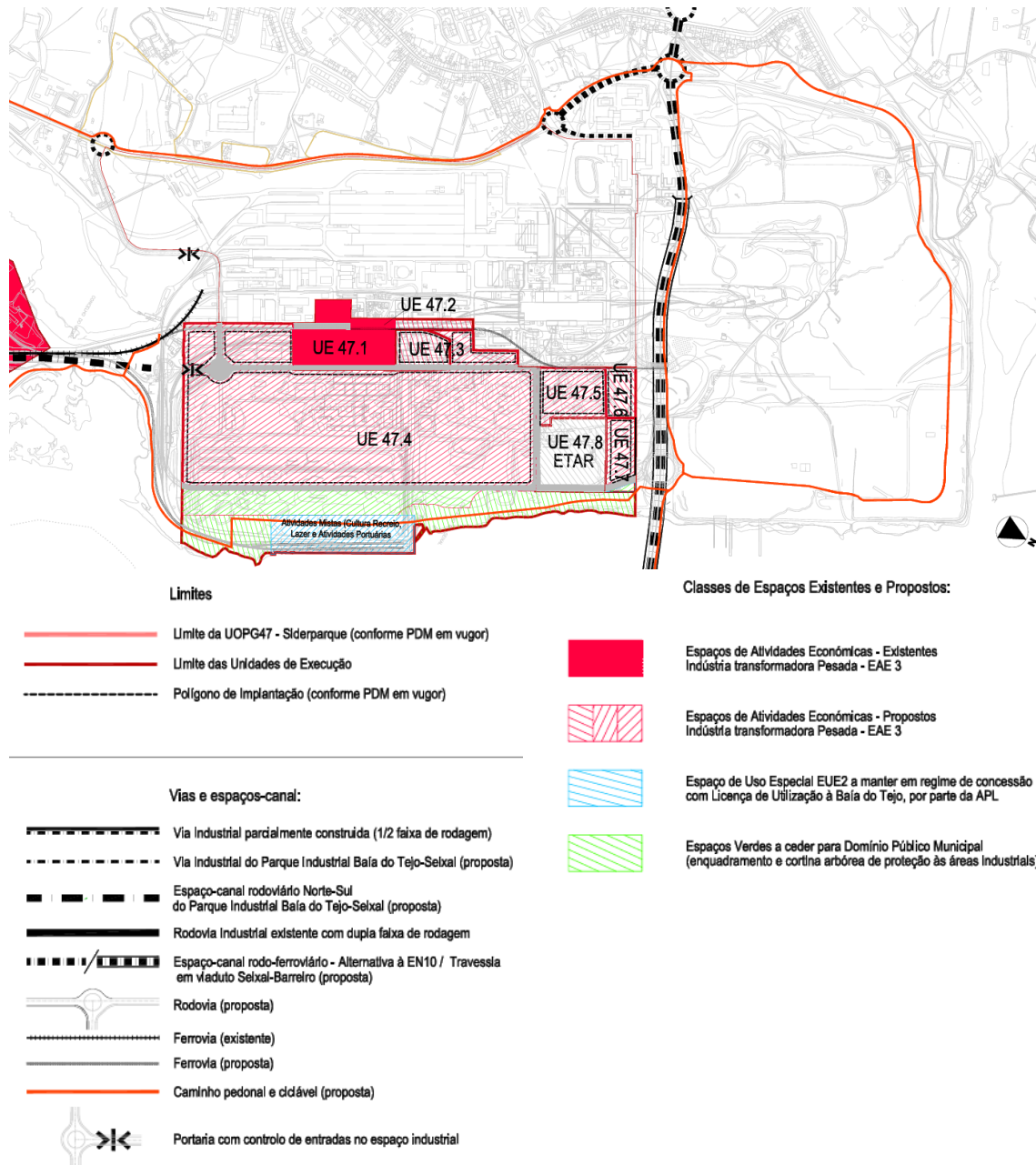


Figura 40 - UOPG 47 - Delimitação de unidades de execução. Fonte: Sulplano Sigmara, 2021.

De acordo com os cenários de SNMM propostos por Antunes *et al.* (2019), a área prevista para espaços verdes (Figura 40) encontra-se integralmente coberta por água no horizonte temporal de 2100 (Figura 41). Esta projeção reforça a necessidade de implementar soluções de proteção eficazes. Ao contrário do PUAN, aqui existe espaço disponível para a instalação de zonas húmidas com dimensão suficiente para atuarem como barreira de primeira linha contra inundações, beneficiando ainda da presença pré-existente de áreas intertidais que poderão ser expandidas para reforçar o sistema ecológico envolvente.

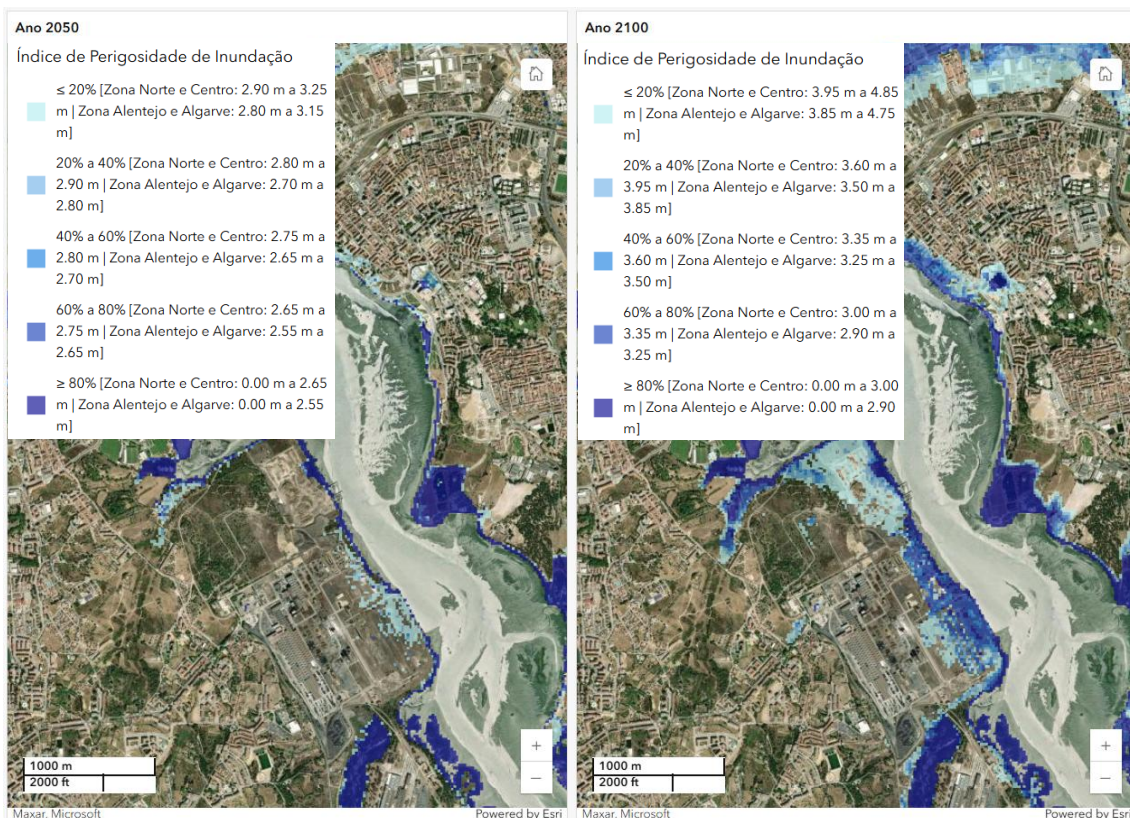


Figura 41 - Índice de Perigosidade de Inundação na área de intervenção da UOPG 47. Fonte: Antunes et al, 2017.

A implementação de florestas ripícolas neste contexto justifica-se por duas razões principais: em primeiro lugar, pela sua capacidade de atenuar a energia hidrodinâmica associada à intrusão das águas; e em segundo lugar, pelo seu papel como filtro natural, funcionando como zona tampão contra a contaminação difusa proveniente das atividades industriais previstas para o local. Acresce ainda o facto de a implementação destas faixas arbóreas estar já prevista no PDM, o que favorece a sua aceitação institucional e operacionalização.

A articulação entre zonas húmidas e florestas ripícolas constitui, assim, a solução mais indicada para esta área. Ambas são compatíveis com o enquadramento territorial previsto, respondem às exigências ecológicas e oferecem um elevado grau de eficácia na mitigação do risco. As zonas húmidas, funcionarão como primeira barreira de contenção. As florestas ripícolas, para além de reforçarem essa proteção, asseguram a continuidade ecológica com o restante território.

6.4.3. Plano de Urbanização do Território da Quimiparque e Área Envoltante

O projeto proposto para a área da Quimiparque, constitui, à semelhança da área do PUAN, uma das mais ambiciosas operações de regeneração urbana em Portugal. O Plano de Urbanização do Território da Quimiparque e Área Envoltante (PUQAE) abrange cerca de 632 ha, dos quais a Quimiparque ocupa 287 (Figura 42) (Câmara Municipal do Barreiro, 2010).

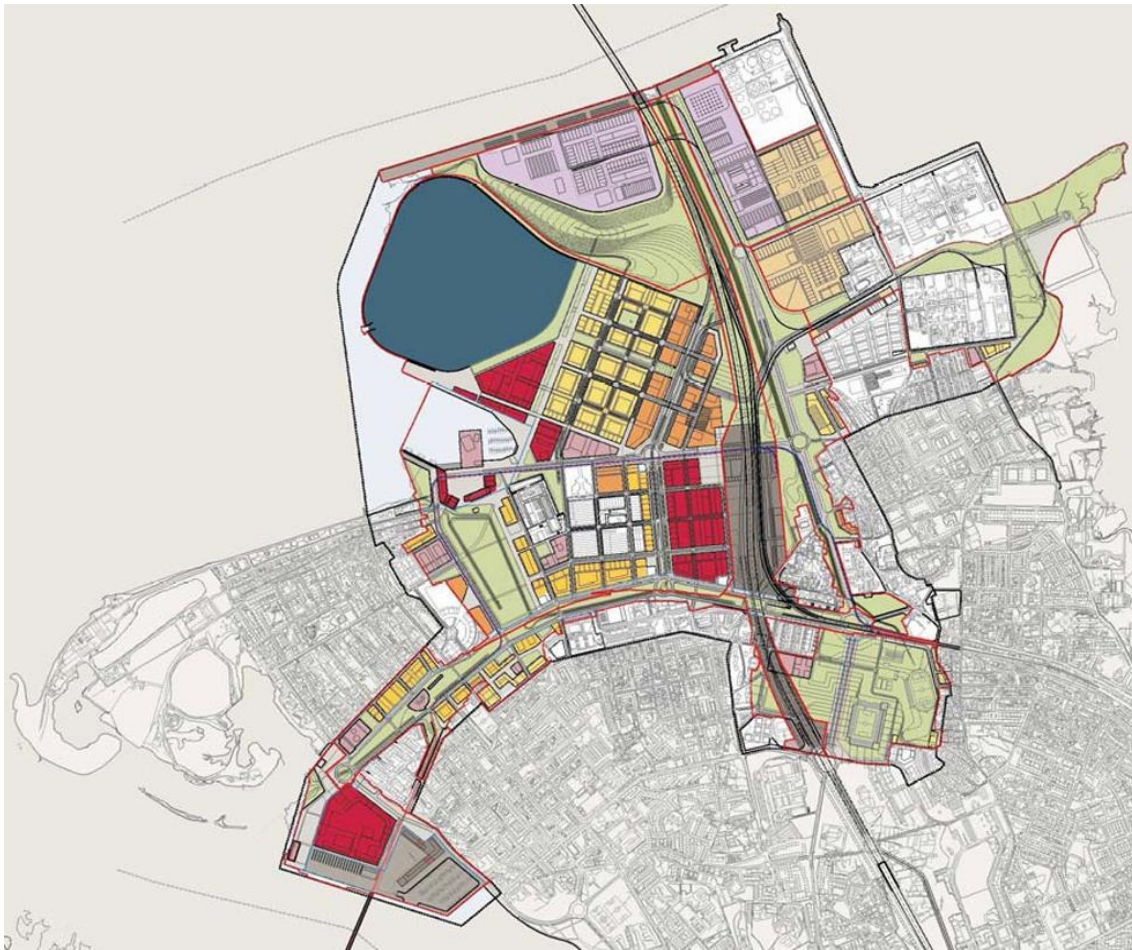


Figura 42 - Localização do Plano de Urbanização da Quimiparque e Áreas Envolventes.

O plano visa transformar uma antiga zona industrial num território multifuncional, integrando usos habitacionais, económicos, logísticos e recreativos (Figura 43). Para isso prevê-se a construção de infraestruturas estruturantes, como a Terceira Travessia do Tejo (TTT) e uma nova estação ferroviária intermodal no Lavradio, com o objetivo de melhorar a acessibilidade e articulação com Lisboa e concelhos vizinhos (Câmara Municipal do Barreiro, 2010).

Um dos eixos centrais do plano é a estrutura ecológica (EE) (Figura 44), que ocupa cerca de 223 ha e é concebida como um sistema integrado de corredores verdes e parques urbanos. Destacam-se, neste âmbito, o Corredor da Vala Real (com mais de 5,5 km), a Nova Alameda, o Parque Central e a Laguna, esta última concebida como novo cais de carga, mas também espaço para atividades náuticas. Ainda no âmbito da estrutura ecológica, o PUQAE prevê a implementação de um Sistema Urbano de Drenagem Sustentável, com cerca de 6 km para combater e lidar com as águas pluviais, para dar resposta aos riscos de inundação (Câmara Municipal do Barreiro, 2010).

Do ponto de vista urbanístico, o plano define três grandes núcleos de centralidade: o Núcleo da Gare do Sul, associado à mobilidade e ao comércio; a Praça Central, com funções simbólicas, culturais e de lazer, junto ao terminal fluvial; e o Porto de Recreio da Verderena, vocacionado para atividades de turismo náutico. No total está prevista a construção de cerca de 5 250 fogos capacitados para 15 770 habitantes (Câmara Municipal do Barreiro, 2010).



ZONAMENTO: categorias funcionais

SOLO URBANIZADO

ESPAÇOS RESIDENCIAIS	ESPAÇOS DE ACT. ECONÓMICAS	ESPAÇOS DE USO ESPECIAL	ESPAÇOS VERDES	ESPAÇOS URBANOS DE BAIXA DENSIDADE
	Tipo A Tipo B	Equipamentos de utilização colectiva Infra-estruturas		

SOLO URBANIZÁVEL

ESPAÇOS CENTRAIS	ESPAÇOS RESIDENCIAIS	ESPAÇOS DE ACT. ECONÓMICAS	ESPAÇOS DE USO ESPECIAL	ESPAÇOS VERDES
	Tipo A Tipo B	Tipo A Tipo B	Equipamentos de utilização colectiva Projecto logístico da APL / Barreiro Laguna	
Infra-estruturas:				
Terceira Travessia do Tejo				
Área portuária				
Arruamentos				

Figura 43 - Planta de zonamento do Plano de Urbanização da Quimiparque e Áreas Envolventes. Fonte: Câmara Municipal do Barreiro, 2010, pag. 26.

No contexto deste território, tendo em conta a extensa área e os diferentes contextos morfológicos de cada SBN, as mesmas poderão ser adaptadas em diferentes zonas, de modo a proteger as frentes mais vulneráveis à SNMM e à inundação.

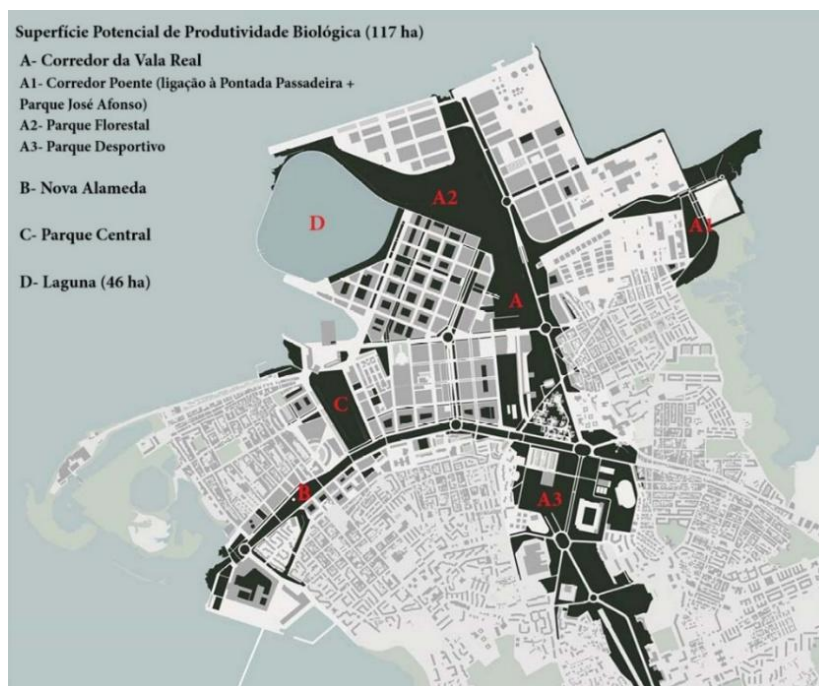


Figura 44 – Diagrama da Estrutura Ecológica do PUQAE. Fonte: adaptado de Câmara Municipal do Barreiro, 2010.

No caso da Laguna (área D da EE, Figura 44) os cenários projetados por Antunes *et al.* (2019) (Figura 46) não podem ser aplicados diretamente, uma vez que esta área ainda não se encontra construída. Contudo, tendo em conta o projeto previsto e os valores observados nas zonas onde ocorrerá contacto com a água, conclui-se que o risco de inundação é iminente.

Esta zona ficará envolvida por áreas residenciais e espaços de uso especial (Figura 43), o que reforça a necessidade de medidas de proteção. Assim, propõe-se a combinação de prados marinhos, a implementar no fundo da Laguna com a criação de um corredor ripícola no seu perímetro.

Esta solução assegura a compatibilidade com os usos planeados para o espaço, seguindo a lógica das soluções apresentadas para o PUAN. Os prados marinhos não comprometem a função recreativa da Laguna, enquanto a floresta ripícola se integra no parque florestal previsto para o território (área A2 da EE, Figura 44). Neste caso, a intervenção necessária para implementação da floresta ripícola passaria sobretudo pelo incentivo à plantação de salgueiro-branco, espécie adequada para reforçar a EE e a resiliência do espaço, na área prevista do plano de arborização (Figura 45).



Figura 45 - Plano de arborização do PUQAE. Fonte: Câmara Municipal do Barreiro, 2010, pag. 40.

Avançando para a zona este do território, a área do Corredor Poente (área A1 da EE, Figura 44) apresenta características particularmente favoráveis à implementação de zonas húmidas, devido à reduzida profundidade das águas e à presença de áreas intertidais. Todavia, importa reconhecer as condicionantes de uso do espaço, nomeadamente o facto de a zona norte desta área albergar a Praia da Barra, uma área com valor social e recreativo, utilizada pela comunidade local. A instalação de uma zona húmida nesta parte da área poderia gerar conflitos com a população, uma vez que iria condicionar o uso da praia.

Assim, recomenda-se que a zona húmida seja implementada no lado sul da área. Esta escolha tem a vantagem de evitar potenciais conflitos com a comunidade local, enquanto permite aproveitar uma área que já apresenta características de zona húmida natural. A implementação nesta localização traria ainda uma vantagem estratégica adicional, pois reforçaria a proteção da frente ribeirinha em contacto com a ETAR do Barreiro/Moita.

Por outro lado, a área adjacente ao Terminal Rodo-Ferro-Fluvial do Barreiro, localizada junto ao troço final da Nova Alameda (área B da EE, Figura 44), não se apresenta adequada à implementação de prados marinhos ou zonas húmidas.

No caso das zonas húmidas, a instalação comprometeria o funcionamento do terminal, por exemplo, ao dificultar o fluxo de embarcações fluviais. Já os prados marinhos, embora menos invasivos, também apresentam limitações, uma vez que a profundidade e a densidade de tráfego fluvial reduzem significativamente a sua eficácia, viabilidade e comprometem a sua manutenção. Resta, teoricamente, a possibilidade de aplicação de florestas ripícolas. No entanto, esta alternativa é igualmente inviável, dada a ausência de espaços verdes previstos nessa parte do território e a falta

de área disponível para uma implementação de um corredor ripícola com largura e densidade mínima necessária para assegurar a eficácia desta SBN, como é possível ver na Figura 45.

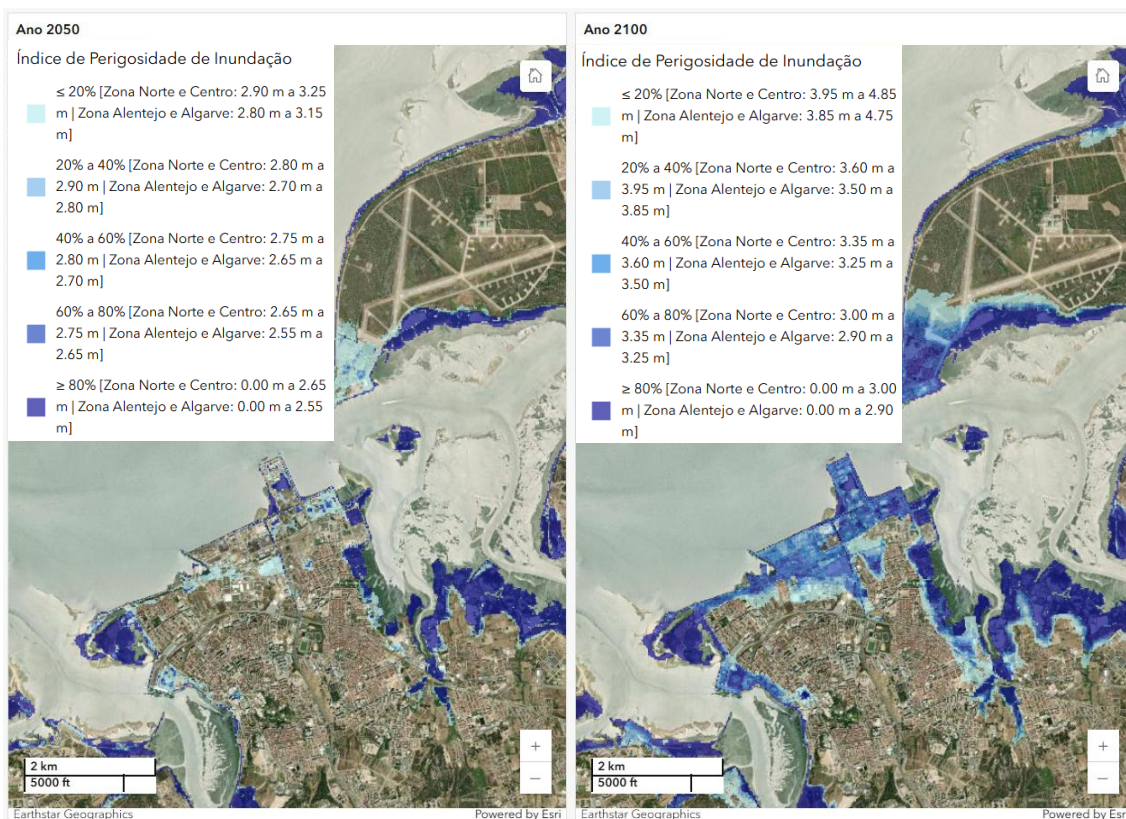


Figura 46 - Índice de Perigosidade de Inundação na área de intervenção do PUQAE. Fonte: Antunes et. al, 2017.

Por fim, importa salientar que os três planos discutidos foram concebidos numa lógica predominantemente urbanística e económica, em que as componentes ambientais surgem como complemento e não como elemento estruturante. As SBN não foram pensadas desde a conceção inicial dos projetos, mas apenas consideradas de forma indireta através de medidas de adaptação convencionais ou pela reserva de espaços verdes. Esta opção reduz a margem de integração plena das SBN, que acabam por ser aplicáveis sobretudo em zonas residuais ou já vocacionadas para usos ecológicos e recreativos. Assim, ainda que exista compatibilidade para a introdução de algumas soluções, a sua eficácia será sempre limitada quando comparada com o impacto que poderiam alcançar caso o desenho tivesse sido estruturado, desde o início, em torno da natureza como infraestrutura de proteção.

Neste sentido, a discussão confirma que o potencial de aplicação das SBN é real, mas também evidencia uma oportunidade perdida, isto é, conceber planos verdadeiramente resilientes, em que a requalificação urbana, a valorização económica e a adaptação climática se articulem de forma integrada.

7. Conclusões e Recomendações Futuras

O presente trabalho teve como objetivo identificar as áreas da frente ribeirinha da margem sul do estuário do Tejo mais vulneráveis à SNMM e propor SBN que se adequassem às especificidades territoriais e urbanas da região. Partindo de uma análise comparada de quarto estudos-chave, foi possível identificar padrões de vulnerabilidade no território e definir um conjunto de medidas sustentáveis que respondessem aos desafios colocados pelas AC.

A investigação apontou que o município do Barreiro é a área com maior vulnerabilidade às inundações estuarinas, seguido por Almada e Seixal. Importa salientar que, apesar das diferenças metodológicas entre os estudos analisados, houve uma consistência na identificação das zonas críticas, o que reforça a robustez das conclusões e a urgência de atuação.

As SBN surgem como soluções com elevado potencial para mitigar estes riscos, destacando-se o restauro e criação de zonas húmidas, a implementação de florestas ripícolas e o reforço de prados marinhos em áreas submersas. Para além da eficácia à redução da exposição a inundações, estas medidas oferecem múltiplos co-benefícios, como a promoção da biodiversidade, a melhoria da qualidade da água, o reforço dos serviços de regulação climática e a valorização paisagística do território. Estes resultados demonstram claramente que abordagens baseadas apenas em infraestruturas cinzentas tendem a ser menos sustentáveis e flexíveis a longo prazo, sendo as soluções híbridas, aquelas que mais se adaptam no contexto urbano e às dinâmicas de um estuário com muita densidade populacional.

Outro aspeto central prende-se com a necessidade de integrar as SBN nos instrumentos de gestão territorial (IGT), de modo a garantir a sua efetiva aplicação e enquadramento legal. A inclusão destas soluções nos instrumentos de planeamento permitirá não apenas orientar futuras intervenções, mas também institucionalizar uma nova visão sobre o OT, centrada na convivência com os ecossistemas e não na sua artificialização. Nesse sentido, Barreiro, Almada e Seixal sugerem-se como prioritários para a implementação de projetos-piloto, tanto à escala local (como nos planos urbanos) como à escala municipal (através dos PDM) onde se possa testar a eficácia das intervenções e criar exemplos replicáveis para outros contextos costeiros nacionais.

Neste contexto, destaca-se o papel crescente da legislação e dos instrumentos de planeamento nacionais e europeus, na definição das estratégias de adaptação. A recente Lei do Restauro da Natureza (2024) estabelece metas vinculativas que obrigam os Estados-Membros a integrar medidas ecológicas nas suas políticas e planos, encontrando-se em elaboração, para Portugal, o Plano Nacional de Restauro da Natureza. Também os PMAAC já reconhecem a relevância das SBN. No entanto, importa reforçar esta integração, garantindo que estes instrumentos não se limitam a mencionar as SBN, mas que as orientem como componentes estruturantes na adaptação territorial. A articulação entre legislação ambiental, planos de adaptação climática e IGT constitui, assim, uma oportunidade para consolidar o papel das SBN como eixo estratégico, assegurando que a sua implementação deixe de ser meramente opcional e passe a configurar um requisito obrigatório e transversal à escala municipal.

A colaboração entre diferentes níveis de administração, bem como o envolvimento do setor privado, da comunidade científica e local, é condição indispensável para o sucesso da

implementação das SBN. O papel da comunidade local deve ser valorizado, através de processos de participação pública e campanhas de sensibilização, assegurando não só a aceitação social das medidas, mas também a sua manutenção a longo prazo. Experiências internacionais, como a iniciativa *Room for The River*, demonstram que devolver o espaço aos sistemas naturais pode ser uma estratégia altamente eficaz e duradoura. Reforçando a ideia de que, em vez de ocuparmos os sistemas naturais, devemos aprender a conviver com eles.

Contudo, importa reconhecer as limitações deste trabalho. A realização de uma componente prática mais aprofundada foi condicionada pela escassez de dados disponíveis, nomeadamente de carácter espacial e hidrodinâmico, o que prejudicou a análise de simulações e contextos mais detalhados. Esta lacuna representa uma oportunidade para investigações futuras, que devem apostar na recolha de dados, permitindo o desenvolvimento de modelos de simulação e de avaliação custo-benefício mais robustos. Tais modelos seriam fundamentais para comparar a eficiência de diferentes estratégias de adaptação, quantificar os impactos económicos, sociais e ecológicos das SBN e monitorizar a sua eficácia ao longo do tempo.

Em termos globais, este estudo reforça a base científica e técnica, através da sistematização de conhecimento disperso e recente, que sustenta as SBN como ferramentas estratégicas de adaptação às AC e de ordenamento do território.

Conclui-se, assim, que o futuro das áreas costeiras na margem sul do estuário do Tejo dependerá da adoção de estratégias planeadas com base em conhecimento sólido, de ações coordenadas entre diferentes setores institucionais e do envolvimento efetivo da comunidade. Apenas desta forma será possível garantir uma adaptação climática que seja ao mesmo tempo eficaz, sustentável e inclusiva, assegurando a resiliência ecológica e social de uma região fortemente exposta às consequências das AC.

Bibliografia

- Alikhani, S., Nummi, P., & Ojala, A. (2021). Urban Wetlands: A Review on Ecological and Cultural Values. *Water*, 13(22), 3301. <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Andersson, E., Borgström, S., & McPhearson, T. (2017). *Double Insurance in Dealing with Extremes: Ecological and Social Factors for Making Nature-Based Solutions Last* (pp. 51–64). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_4
- Andrews, C., & Russo, A. (2022). Exploring the Driving Factors that Influence the Design, Function, and Use of Urban Wetlands in the United Kingdom. *Wetlands*, 42(7), 93. <https://doi.org/10.1007/s13157-022-01610-1>
- Antunes, C. (2007). Previsão de Marés dos Portos Principais de Portugal. FCUL Webpage, http://webpages.fc.ul.pt/~cmantunes/hidrografia/hidro_mares.html.
- Antunes, C. (2019). Assessment of Sea Level Rise at West Coast of Portugal Mainland and Its Projection for the 21st Century. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(3), 61. <https://doi.org/10.3390/jmse7030061>
- Antunes, C., Rocha C. & Catita C. (2017). Cenários de Subida do Nível do mar para Portugal Continental. In: www.snmportugal.pt, IDL/FCUL
- Antunes, C., Rocha, C., & Catita, C. (2019). Coastal Flood Assessment due to Sea Level Rise and Extreme Storm Events: A Case Study of the Atlantic Coast of Portugal's Mainland. *Geosciences*, 9(5), 239. <https://doi.org/10.3390/geosciences9050239>
- Área Metropolitana de Lisboa. (2019a). *Plano metropolitano de adaptação às alterações climáticas. Volume II Avaliação de Impactes e de Vulnerabilidades*.
- Área Metropolitana de Lisboa. (2019b). *Plano metropolitano de adaptação às alterações climáticas. Volume III Opções de adaptação*.
- Baía Tejo. (2019). *Projeto Cidade da Água: Apresentação a investidores*.
- Baptist, M. J., Dankers, P., Cleveringa, J., Sittoni, L., Willemsen, P. W. J. M., van Puijenbroek, M. E. B., de Vries, B. M. L., Leuven, J. R. F. W., Coumou, L., Kramer, H., & Elschoot, K. (2021). Salt marsh construction as a nature-based solution in an estuarine social-ecological system. *Nature-Based Solutions*, 1, 100005. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2021.100005>
- Barroso, S., Gomes, H., & Telha, J. (2016). ClimAdaPT.Local - Manual Integração das Opções de Adaptação nos Instrumentos de Gestão Territorial de Âmbito Municipal. In *Estratégias Municipais de Adaptação às Alterações Climáticas*.
- Barth, N.-C., & Döll, P. (2016). Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. *Ecosystem Services*, 21, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.012>
- Bernello, G., Mondino, E., & Bortolini, L. (2022). People's Perception of Nature-Based Solutions for Flood Mitigation: The Case of Veneto Region (Italy). *Sustainability*, 14(8), 4621. <https://doi.org/10.3390/su14084621>
- Borsje, B. W., van Wesenbeeck, B. K., Dekker, F., Paalvast, P., Bouma, T. J., van Katwijk, M. M., & de Vries, M. B. (2011). How ecological engineering can serve in coastal protection. *Ecological Engineering*, 37(2), 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.027>
- Borum, J., & Greve, M. T. (2004). The four European seagrass species. In J Borum, C. Duarte, D. Krause-Jensen, & T. Greve (Eds.), *European seagrasses: an introduction to monitoring and management* (pp. 1–7). The M&MS project.
- Brown, S., Nicholls, R. J., Woodroffe, C. D., Hanson, S., Hinkel, J., Kebede, A. S., Neumann, B., & Vafeidis, A. T. (2013). *Sea-Level Rise Impacts and Responses: A Global Perspective* (pp. 117–149). https://doi.org/10.1007/978-94-007-5234-4_5
- Burnay, M. J. (2009). A Gestão das Áreas Classificadas do Estuário do Tejo: RNET, SIC e ZPE. In ARH do Tejo, I. P.. (Ed.), *O Plano de Ordenamento do Estuário do Tejo Saberes e Reflexões* (pp. 144-148).
- Câmara Municipal de Almada. (2009). *Plano de Urbanização de Almada Nascente: Relatório Síntese (versão final)*.
- Câmara Municipal de Lisboa. (2008). *Plano Geral de Intervenções da Frente Ribeirinha de Lisboa. Enquadramento*

- Câmara Municipal de Lisboa. (2020). *Planta de Ordenamento. Planta Sistemas de Vistas*
- Câmara Municipal do Barreiro. (2010). *Plano de Urbanização do Território da Quimiparque e Área Envolvente. Proposta de Plano - Relatório - versão B.*
- Câmara Municipal do Seixal. (2017). *À Descoberta do Sapal.* <https://www.cm-seixal.pt/evento/descoberta-do-sapal>
- Câmara Municipal do Seixal. (2025). *Arco Ribeirinho Sul.* <https://www.cm-seixal.pt/arco-ribeirinho-sul/arco-ribeirinho-sul>
- Chaussard, E., Amelung, F., Abidin, H., & Hong, S.-H. (2013). Sinking cities in Indonesia: ALOS PALSAR detects rapid subsidence due to groundwater and gas extraction. *Remote Sensing of Environment*, 128, 150–161. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.015>
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (eds.) (2016). *Nature-based solutions to address global societal challenges* (E. Cohen-Shacham, G. Walters, C. Janzen, & S. Maginnis, Eds.). IUCN International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.13.en>
- Conselho da União Europeia. (2024, novembro 25). *Restauração da natureza.* <https://www.consilium.europa.eu/pt/policies/nature-restoration/#rules>
- Conselho Nacional da Água. (2012). *Planos de Ordenamento dos Estuários. Contributos para a sua elaboração e implementação.*
- Copernicus. (2024, January 9). *Copernicus: 2023 is the hottest year on record, with global temperatures close to the 1.5°C limit.* <https://climate.copernicus.eu/copernicus-2023-hottest-year-record>
- Costa, M. J. (2021). *Estuário do Tejo: onde o rio encontra o mar* (2nd ed.).
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Cullen-Unsworth, L., & Unsworth, R. (2013). Seagrass Meadows, Ecosystem Services, and Sustainability. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 55(3), 14–28. <https://doi.org/10.1080/00139157.2013.785864>
- Cunha, A. H., Assis, J. F., & Serrão, E. A. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>
- Davis, M., & Naumann, S. (2017). *Making the Case for Sustainable Urban Drainage Systems as a Nature-Based Solution to Urban Flooding* (pp. 123–137). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_8
- Depietri, Y., & McPhearson, T. (2017). *Integrating the Grey, Green, and Blue in Cities: Nature-Based Solutions for Climate Change Adaptation and Risk Reduction* (pp. 91–109). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_6
- Dias, J., & Taborda, R. (1988). Evolução recente do nível médio do mar em Portugal. *Anais Do Instituto Hidrográfico*, 9, 83–97.
- Direção-Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano. (2011). *Glossário do desenvolvimento territorial.* Conferência Europeia dos Ministros Responsáveis pelo Ordenamento do Território (CEMAT), Conselho da Europa. DGOTDU. ISBN: 978-972-8569-51-8.
- Doelle, M., & Puthucherril, T. G. (2023). Nature-based solutions to sea level rise and other climate change impacts on oceanic and coastal environments: a law and policy perspective. *Nordic Journal of Botany*, 2023(1). <https://doi.org/10.1111/njb.03051>
- Douglas, B. C., Kearney, M. S., & Leatherman, S. P. (2001). *Sea Level Rise: History and Consequences* (Vol. 75). Academic Press.
- Droste, N., Schröter-Schlaack, C., Hansjürgens, B., & Zimmermann, H. (2017). *Implementing Nature-Based Solutions in Urban Areas: Financing and Governance Aspects* (pp. 307–321). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_18
- Eggermont, H., Balian, E., Azevedo, J. M. N., Beumer, V., Brodin, T., Claudet, J., Fady, B., Grube, M., Keune, H., Lamarque, P., Reuter, K., Smith, M., van Ham, C., Weisser, W. W., & le Roux, X. (2015). Nature-based Solutions: New

- Influence for Environmental Management and Research in Europe. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 24(4), 243–248. <https://doi.org/10.14512/gaia.24.4.9>
- Emilsson, T., & Ode Sang, Å. (2017). *Impacts of Climate Change on Urban Areas and Nature-Based Solutions for Adaptation* (pp. 15–27). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_2
- Ericson, J., Vorosmarty, C., Dingman, s., Warde, L., & Meybeck, M. (2006). Effective sea-level rise and deltas: Causes of change and human dimension implications. *Global and Planetary Change*, 50(1–2), 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2005.07.004>
- Esráz-Ul-Zannat, Md., Dedekorkut-Howes, A., & Morgan, E. A. (2024). A review of nature-based infrastructures and their effectiveness for urban flood risk mitigation. *WIREs Climate Change*, 15(5). <https://doi.org/10.1002/wcc.889>
- Fairchild, T. P., Bennett, W. G., Smith, G., Day, B., Skov, M. W., Möller, I., Beaumont, N., Karunarathna, H., & Griffin, J. N. (2021). Coastal wetlands mitigate storm flooding and associated costs in estuaries. *Environmental Research Letters*, 16(7), 074034. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac0c45>
- Familkhalili, R., Davis, J., Currin, C. A., Hepe, M. E., & Cohen, S. (2023). Quantifying the benefits of wetland restoration under projected sea level rise. *Frontiers in Marine Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1187276>
- Fernandes, A., & Sousa, J. (2016). A definição de frente ribeirinha: subsídios para uma delimitação conceptual e espacial. *GOT - Journal of Geography and Spatial Planning*, 10, 113–131. <https://doi.org/10.17127/got/2016.10.006>
- FLORESTAS.PT. (2025). *Salgueiro: um género associado às margens de rios e lagoas*. <https://florestas.pt/conhecer/salgueiro-um-genero-associado-as-margens-de-rios-e-lagoas/>
- Forrester, J., Leonardi, N., Cooper, J. R., & Kumar, P. (2024). Seagrass as a nature-based solution for coastal protection. *Ecological Engineering*, 206, 107316. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107316>
- Fortunato, A. B., Freire, P., Bertin, X., Rodrigues, M., Ferreira, J., & Liberato, M. L. R. (2017). A numerical study of the February 15, 1941 storm in the Tagus estuary. *Continental Shelf Research*, 144, 50–64. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2017.06.023>
- Fortunato, A. B., Rodrigues, M., Dias, J. M., Lopes, C., & Oliveira, A. (2013). Generating inundation maps for a coastal lagoon: A case study in the Ria de Aveiro (Portugal). *Ocean Engineering*, 64, 60–71. <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2013.02.020>
- Freire, P., Rilo, A., Ceia, R., Mendes, R., & Catalão, J. (2012). Tipificação das zonas marginais estuarinas. O caso do estuário do Tejo. In Instituto Hidrográfico (Ed.), *Actas das 2.as Jornadas de Engenharia Hidrográfica* (pp. 319–322).
- Gregory, J. M., Griffies, S. M., Hughes, C. W., Lowe, J. A., Church, J. A., Fukimori, I., Gomez, N., Kopp, R. E., Landerer, F., Cozannet, G. le, Ponte, R. M., Stammer, D., Tamisiea, M. E., & van de Wal, R. S. W. (2019). Concepts and Terminology for Sea Level: Mean, Variability and Change, Both Local and Global. In *Surveys in Geophysics* (Vol. 40, Issue 6, pp. 1251–1289). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/s10712-019-09525-z>
- Griffiths, J., Borne, K. E., Semadeni-Davies, A., & Tanner, C. C. (2024). Selection, Planning, and Modelling of Nature-Based Solutions for Flood Mitigation. *Water*, 16(19), 2802. <https://doi.org/10.3390/w16192802>
- Guerreiro, M., Fortunado, A. B., Freire, P., Rilo, A., Taborda, R., Freitas, M. C., Andrade, C., & Silva, T. (2012). Consequências da subida do nível médio do mar na hidrodinâmica do estuário do Tejo. In Instituto Hidrográfico (Ed.), *Actas das 2.as Jornadas de Engenharia Hidrográfica* (pp. 143–146).
- Guerreiro, M., Fortunato, A. B., Freire, P., Rilo, A., Taborda, R., Freitas, M. C., Andrade, C., Silva, T., Rodrigues, M., Bertin, X., & Azevedo, A. (2015). Evolution of the hydrodynamics of the Tagus estuary (Portugal) in the 21st century. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 65–80. <https://doi.org/10.5894/rgci515>
- Guerry, A. D., Silver, J., Beagle, J., Wyatt, K., Arkema, K., Lowe, J., Hamel, P., Griffin, R., Wolny, S., Plane, E., Griswold, M., Papendick, H., & Sharma, J. (2022). Protection and restoration of coastal habitats yield multiple benefits for urban residents as sea levels rise. *Npj Urban Sustainability*, 2(1), 13. <https://doi.org/10.1038/s42949-022-00056-y>
- Haase, D. (2017). *Urban Wetlands and Riparian Forests as a Nature-Based Solution for Climate Change Adaptation in Cities and Their Surroundings* (pp. 111–121). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_7

- Hauer, M. E., Fussell, E., Mueller, V., Burkett, M., Call, M., Abel, K., McLeman, R., & Wrathall, D. (2019). Sea-level rise and human migration. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(1), 28–39. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0002-9>
- Hays, J. D., Imbrie, J., & Shackleton, N. J. (1976). Variations in the Earth's Orbit: Pacemaker of the Ice Ages. *Science*, 194(4270), 1121–1132. <https://doi.org/10.1126/science.194.4270.1121>
- Hussein, H. (2006). Urban Recreational Riverfronts: Successful Revitalisation Elements. *Journal of Design and Built Environment*.
- Imbrie, J., & Imbrie, J. Z. (1980). Modeling the Climatic Response to Orbital Variations. *Science*, 207(4434), 943–953. <https://doi.org/10.1126/science.207.4434.943>
- Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2024). *Reserva Natural do Estuário do Tejo*. <https://www.icnf.pt/conservacao/rnapareasprotegidas/reservasnaturais/rnestuariodotejo>
- Instituto Nacional de Estatística. (2022, November). *População residente (N.º) por Local de residência à data dos Censos [2021] (NUTS - 2013), Sexo e Grupo etário (decenal); Decenal - INE, Recenseamento da população e habitação - Censos 2021*. https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0011688&contexto=bd&selTab=tab2
- IPBES. (2019). Annex I: Glossary of the Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5657079>
- IPCC, 2019: Annex I: Glossary [Weyer, N.M. (ed.)]. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegria, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. In Press
- Jacob, B., Dolch, T., Wurpts, A., & Staneva, J. (2023). Evaluation of seagrass as a nature-based solution for coastal protection in the German Wadden Sea. *Ocean Dynamics*, 73(11), 699–727. <https://doi.org/10.1007/s10236-023-01577-5>
- Jongman, B. (2018). Effective adaptation to rising flood risk. *Nature Communications*, 9(1), 1986. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04396-1>
- Julião, R. P., Nery, F., Ribeiro, J. L., Branco, M. C., & Zêzere, J. L. (2009). *Guia metodológico para a produção de cartografia municipal de risco e para a criação de sistemas de informação geográfica (SIG) de base municipal* (pp. 21–22). <https://cnt.dgterritorio.gov.pt/node/5241>
- Keech, D., Clarke, L., & Short, C. (2023). Nature-based solutions in flood risk management: Unlocking spatial, functional and policy perceptions amongst practitioners in South-West England. *Nature-Based Solutions*, 4, 100096. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2023.100096>
- Kopp, R. E., Hay, C. C., Little, C. M., & Mitrovica, J. X. (2015). Geographic Variability of Sea-Level Change. *Current Climate Change Reports*, 1(3), 192–204. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0015-5>
- Lambeck, K. (2011). *Volcanic Loading and Isostasy* (pp. 1140–1142). https://doi.org/10.1007/978-90-481-2639-2_163
- Lambeck, K., Antonioli, F., Anzidei, M., Ferranti, L., Leoni, G., Scicchitano, G., & Silenzi, S. (2011). Sea level change along the Italian coast during the Holocene and projections for the future. *Quaternary International*, 232(1–2), 250–257. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2010.04.026>
- Lee, J.-Y., J. Marotzke, G. Bala, L. Cao, S. Corti, J.P. Dunne, F. Engelbrecht, E. Fischer, J.C. Fyfe, C. Jones, A. Maycock, J. Mutemi, O. Ndiaye, S. Panickal, and T. Zhou, 2021: Future Global Climate: Scenario-Based Projections and Near-Term Information. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 553–672, doi:10.1017/9781009157896.006

- Lisbon South Bay. (2016). *LISBON SOUTH BAY: THE ATLANTIC WAY OF BUSINESS*. <https://www.lisbonsouthbay.com/pt/sobre-nos/>
- Lopes, C. L., Sousa, M. C., Ribeiro, A., Pereira, H., Pinheiro, J. P., Vaz, L., & Dias, J. M. (2022a). Evaluation of future estuarine floods in a sea level rise context. *Scientific Reports*, *12*(1), 8083. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12122-7>
- Lopes, C. L., Sousa, M., Ribeiro, A., Pereira, H., Pinheiro, J. P., Vaz, L., & Dias, J. M. (2022b). *A Reliable Evaluation of Future Estuarine Floods in a Sea Level Rise Context*. <https://www.esri.com/en-us/home>
- Losciale, R., Hay, R., Rasheed, M., & Heron, S. (2022). ‘The public perception of the role, importance, and vulnerability of seagrass. A case study from the Great Barrier Reef.’ *Environmental Development*, *44*, 100757. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2022.100757>
- Lv, Y., Li, W., Wen, J., Xu, H., & Du, S. (2021). Population pattern and exposure under sea level rise: Low elevation coastal zone in the Yangtze River Delta, 1990–2100. *Climate Risk Management*, *33*. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2021.100348>
- Markus-Michalczyk, H., & Michalczyk, C. (2018). “Make me a willow cabin at your gate”: Legislation and implementation of tidal forest restoration at estuarine upstream sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *210*, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.06.004>
- Markus-Michalczyk, H., & Michalczyk, M. (2023). Floodplain Forest Restoration as a Nature-Based Solution to Create Climate-Resilient Communities in European Lowland Estuaries. *Water*, *15*(3), 440. <https://doi.org/10.3390/w15030440>
- Mauchaza, B. T., Harris, M., Antonova, M., Ramalheiro, F., & Iyengar, A. (2024). *Do Nature-based Solutions promote transformative change for sustainable use and management of biodiversity in socio-ecological systems? An evidence based approach*.
- McPhaden, M. J., Santoso, A., & Cai, W. (2020). *Introduction to El Niño Southern Oscillation in a Changing Climate* (pp. 1–19). <https://doi.org/10.1002/9781119548164.ch1>
- Mendes, N. R., Ceia, R., Silva, T., Rilo, A., Guerreiro, M., Catalão, J., Taborda, R., Freitas, M. C., Andrade, C., Melo, R., Fortunato, A., & Freire, P. (2012). Detecção Remota e Cartografia do Intertidal. O contributo do Projeto MorFeed. In Instituto Hidrográfico (Ed.), *Actas das 2.as Jornadas de Engenharia Hidrográfica* (pp. 341–344).
- Miranda, L. B., de Castro, B. M., & Kjerfve, B. (2002). *Princípios de Oceanografia Física de Estuários* (Vol. 42).
- Moraes, R. P. L., Reguero, B. G., Mazarrasa, I., Ricker, M., & Juanes, J. A. (2022). Nature-Based Solutions in Coastal and Estuarine Areas of Europe. *Frontiers in Environmental Science*, *10*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.829526>
- Moretti, M. (2008). Cities on Water and Waterfront Regeneration: A Strategic Challenge for the Future. In *II meeting Rivers of Change-River/Cities* (Vol. 24).
- Morris, R. L., Konlechner, T. M., Ghisalberti, M., & Swearer, S. E. (2018). From grey to green: Efficacy of eco-engineering solutions for nature-based coastal defence. *Global Change Biology*, *24*(5), 1827–1842. <https://doi.org/10.1111/gcb.14063>
- Muis, S., Haigh, I. D., Guimaraes Nobre, G., Aerts, J. C. J. H., & Ward, P. J. (2018). Influence of El Niño-Southern Oscillation on Global Coastal Flooding. *Earth’s Future*, *6*(9), 1311–1322. <https://doi.org/10.1029/2018EF000909>
- Muñoz, S. M., Elliott, S., Schoelynck, J., & Staes, J. (2024). Urban Stormwater Management Using Nature-Based Solutions: A Review and Conceptual Model of Floodable Parks. *Land*, *13*(11), 1858. <https://doi.org/10.3390/land13111858>
- NASA. (2024). *How does El Niño fit into the sea-level rise picture?* <https://sealevel.nasa.gov/faq/10/how-does-el-nino-fit-into-the-sea-level-rise-picture/>
- Neto, J. M., Caçador, I., Caetano, M., Chaínho, P., Costa, L., Gonçalves, A. M. M., Pereira, L., Pinto, L., Ramos, J., & Seixas, S. (2019). Estuários. In M. J. Feio & V. Ferreira (Eds.), *Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações* (pp. 381–421). Imprensa da Universidade de Coimbra. https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7_16
- NOAA (2024). *What is storm surge?* <https://oceanservice.noaa.gov/facts/stormsurge-stormtide.html>

- NOAA Office for Coastal Management. (2024). *Coastal Zone Management Act of 1972*. <https://coast.noaa.gov/czm/act/sections/>
- O'Brien, M. (1994). Community perspectives of riparian management and restoration: A case study in Marlborough. *Restoration of Aquatic Habitats*. Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 145-163.
- Ocean Alive. (2025a). *Conheça a localização das pradarias marinhas do estuário do Sado*. <https://www.ocean-alive.org/pgp-pradaria-caldeira-copy>
- Ocean Alive. (2025b). *Conservação da pradaria marinha da baía do Cambalhão*. <https://www.ocean-alive.org/pradaria-marinha-cambalhao>
- Pekin, U. (2013). Urban Waterfront Regenerations. In *Advances in Landscape Architecture*. InTech. <https://doi.org/10.5772/55759>
- PennState Extension. (2024). Managing Urban Forested Natural Areas. *PennState Extension*. <https://extension.psu.edu/managing-urban-forested-natural-areas>
- Pieuch, C. G., & Quinn, K. J. (2016). El Niño, La Niña, and the global sea level budget. *Ocean Science*, 12(6), 1165–1177. <https://doi.org/10.5194/os-12-1165-2016>
- Porto Editora. (2025). *Ribeirinha*. <https://www.infopedia.pt/dicionarios/lingua-portuguesa/Ribeirinha>
- Pugh, David., & Woodworth, Philip. (2014). *Sea-level science: understanding tides, surges, tsunamis and mean sea-level changes*.
- Quickcrop. (2025). *White Willow - Salix Alba*. <https://www.quickcrop.ie/products/willow-salix-alba-white-willow.html?srsltid=AfmBOoo2-Ek87YT08tUOFppnArxg-3DOO-LrviKQyEUt6zUIKQk5XEIB>
- Rebelo, F. (1999). *A teoria do risco analisada sob uma perspectiva geográfica*. Cadernos de Geografia, (18), 3–13. Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra.
- Ricardo-AEA (2013). *Adaptation Strategies for European Cities – Final Report*, Oxfordshire, Ricardo-AEA
- Rifai, H., Quevedo, J. M. D., Lukman, K. M., Hernawan, U. E., Alifatri, L., Risandi, J., Kuswadi, Kristiawan, Uchiyama, Y., & Kohsaka, R. (2023). Understanding community awareness of seagrass ecosystem services for their blue carbon conservation in marine protected areas: A case study of Karimunjawa National Park. *Ecological Research*, 38(4), 541–556. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12391>
- Rilo, A., Freire, P., Mendes, R. N., Ceia, R., Catalão, J., Tabora, R., Melo, R., Caçador, M. I., Freitas, M. da C., Fortunato, A. B., & Alves, E. (2014). Metodologia para o traçado da Linha de Máxima Preia-Mar de Águas Vivas Equinociais em ambientes de transição: aplicação ao estuário do Tejo (Portugal). *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 14(1), 95–107. <https://doi.org/10.5894/rgci450>
- Rocha, C., Antunes, C., & Catita, C. (2020). Coastal vulnerability assessment due to sea level rise: The case study of the Atlantic coast of Mainland Portugal. *Water (Switzerland)*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/w12020360>
- Rovere, A., Stocchi, P., & Vacchi, M. (2016). Eustatic and Relative Sea Level Changes. *Current Climate Change Reports*, 2(4), 221–231. <https://doi.org/10.1007/s40641-016-0045-7>
- Saklaurs, M., Liepiņa, A. A., Elferts, D., & Jansons, Ā. (2022). Social Perception of Riparian Forests. *Sustainability*, 14(15), 9302. <https://doi.org/10.3390/su14159302>
- Sarneckis, K. (2002). *Mosquitoes in Constructed Wetlands*.
- Schuerch, M., Mossman, H., & Moore, H. (2022). *Invited perspectives: Nature-based solutions to mitigate coastal flood risks – Optimizing success through knowledge co-production*. <https://doi.org/10.5194/nhess-2022-104>
- Seddon, N., Chausson, A., Berry, P., Girardin, C. A. J., Smith, A., & Turner, B. (2020). Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 375(1794), 20190120. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0120>
- Sharaan, M., Iskander, M., & Udo, K. (2022). Coastal adaptation to Sea Level Rise: An overview of Egypt's efforts. *Ocean & Coastal Management*, 218, 106024. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.106024>

- Silva, A. A. A., Freire, E., & Crisóstomo, G. (2008). Variações do nível médio anual do mar em cascais: características e tendências. *Estudos Do Quaternário*, 5, 51–66.
- Silva, J. B., Serdoura, F., & Pinto, P. (2006, September). Urban rivers as factors of urban (dis) integration. In *42nd ISoCaRP Congress* (pp. 1-14).
- Sulplano-Sigmará. (2021). *UOPG 47 - Siderparque - Delimitação de Unidades de Execução*.
- Syvitski, J. P. M., Kettner, A. J., Overeem, I., Hutton, E. W. H., Hannon, M. T., Brakenridge, G. R., Day, J., Vörösmarty, C., Saito, Y., Giosan, L., & Nicholls, R. J. (2009). Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, 2(10), 681–686. <https://doi.org/10.1038/ngeo629>
- Tavares, A. O., dos Santos, P. P., Freire, P., Fortunato, A. B., Rilo, A., & Sá, L. (2015). Flooding hazard in the Tagus estuarine area: The challenge of scale in vulnerability assessments. *Environmental Science and Policy*, 51, 238–255. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.010>
- Taylor-Burns, R., Lowrie, C., Tehranirad, B., Lowe, J., Erikson, L., Barnard, P. L., Reguero, B. G., & Beck, M. W. (2024). The value of marsh restoration for flood risk reduction in an urban estuary. *Scientific Reports*, 14(1), 6856. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-57474-4>
- Terrados, J., & Borum, J. (2004). Why are seagrasses important? - Goods and services provided by seagrass meadows. In J. Borum, C. Duarte, D. Krause-Jensen, & T. Greve (Eds.), *European seagrasses: an introduction to monitoring and management* (pp. 8–10). The M&MS project.
- União das Freguesias de Setúbal. (2025). *Pradarias marinhas do Sado – florestas vitais, refúgio de biodiversidade*. <https://www.uf-setubal.pt/atividades/ambiente/setubal-e-mar/1348-pradarias-marinhas-do-sado-florestas-vitais-refugio-de-biodiversidade>
- van Coppenolle, R., & Temmerman, S. (2020). Identifying global hotspots where coastal wetland conservation can contribute to nature-based mitigation of coastal flood risks. *Global and Planetary Change*, 187, 103125. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103125>
- van Ham, C., & Klimmek, H. (2017). *Partnerships for Nature-Based Solutions in Urban Areas – Showcasing Successful Examples* (pp. 275–289). https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_16
- van Wesenbeeck, B. K., Wolters, G., Antolínez, J. A. A., Kalloe, S. A., Hofland, B., de Boer, W. P., Çete, C., & Bouma, T. J. (2022). Wave attenuation through forests under extreme conditions. *Scientific Reports*, 12(1), 1884. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-05753-3>
- Vink, A., Steffen, H., Reinhardt, L., & Kaufmann, G. (2007). Holocene relative sea-level change, isostatic subsidence and the radial viscosity structure of the mantle of northwest Europe (Belgium, the Netherlands, Germany, southern North Sea). *Quaternary Science Reviews*, 26(25–28), 3249–3275. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2007.07.014>
- Webb, P. (2021). *Introduction to Oceanography*. Roger Williams University.
- Wilby, R. L., & Keenan, R. (2012). Adapting to flood risk under climate change. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 36(3), 348–378. <https://doi.org/10.1177/0309133312438908>
- Yassin, A. B. M., Eves, C., & McDonagh, J. (2010). *An Evolution of Waterfront Development in Malaysia*.
- Yokoyama, Y., & Esat, T. M. (2011). Global Climate and Sea Level: Enduring Variability and Rapid Fluctuations Over the Past 150,000 Years. *Source: Oceanography*, 24(2), 54–69. <https://doi.org/10.2307/24861268>
- Zanetti, C., Macia, J., Liency, N., Vennetier, M., Mériaux, P., & Provansal, M. (2016). Roles of the riparian vegetation: the antagonism between flooding risk and the protection of environments. *E3S Web of Conferences*, 7, 13015. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20160713015>