



ÁGUA PARA O ALGARVE - INIMA, AQUAPOR E LUSÁGUA, A.C.E.

ESTAÇÃO DE DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA DO MAR DO ALGARVE

RELATÓRIO DE CONFORMIDADE AMBIENTAL DO PROJETO DE EXECUÇÃO (RECAPE)

ANEXO 04 – ESTUDO DOS IMPACTES DA CAPTAÇÃO NO ICTIOPLANCTON

Revisão 02

Lisboa, 23 de maio de 2025

Esta página foi deixada propositadamente em branco

REVISÃO	DATA	DESCRIÇÃO
00	14-03-2025	Versão Inicial
01	30-03-2025	Revisão documental
02	23-05-2025	Revisão - Amostragem

Esta página foi deixada propositadamente em branco

**ÁGUA PARA O ALGARVE - INIMA, AQUAPOR E LUSÁGUA, A.C.E.
ESTAÇÃO DE DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA DO MAR DO ALGARVE**

RELATÓRIO DE CONFORMIDADE AMBIENTAL DO PROJETO DE EXECUÇÃO (RECAPE)

VOLUME I – RESUMO NÃO TÉCNICO

VOLUME II – RELATÓRIO BASE

VOLUME III – PEÇAS DESENHADAS

VOLUME IV – ANEXOS

ANEXO 04 – ESTUDO DOS IMPACTES DA CAPTAÇÃO NO ICTIOPLANCTON

ÍNDICE GERAL

1	INTRODUÇÃO	6
1.1	IDENTIFICAÇÃO DO PROJETO, DO PROPONENTE E DA ENTIDADE LICENCIADORA.....	6
1.2	LOCALIZAÇÃO DO PROJETO E ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO	7
2	ESTUDO DE IMPACTE ECOLÓGICO DA EDAM ALGARVE SOBRE A ICTIOFAUNA E O ICTIOPLÂNCTON	8
2.1	ENQUADRAMENTO	8
2.2	OBJECTIVOS DO RELATÓRIO	10
2.3	ICTIOFAUNA E O ICTIOPLÂNCTON LOCAL	10
2.4	IMPACTES DURANTE A FASE DE CONSTRUÇÃO.....	13
2.5	IMPACTES DURANTE A FASE DE OPERAÇÃO	14
2.5.1	CAMPANHA DE MONITORIZAÇÃO AMBIENTAL.....	15
2.5.2	IMPACTE DOS FATORES AMBIENTAIS NA ICTIOFAUNA E NO ICTIOPLANCTON	18
2.5.3	FATORES ABIÓTICOS	18
2.5.4	FACTORES BIÓTICOS	19
2.5.5	IMPACTE DA SALINIDADE NA DISPONIBILIDADE DE ALIMENTO.....	20
2.5.6	DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON EM RESPOSTA A MUDANÇAS DE SALINIDADE	20
2.5.7	DINÂMICA DO ZOOPLÂNCTON EM RESPOSTA A MUDANÇAS DE SALINIDADE	21
2.5.8	IMPLICAÇÕES PARA O RECRUTAMENTO DE PEIXES E A ESTABILIDADE DO ECOSISTEMA.....	22
2.6	IMPACTES DURANTE A FASE DE REMOÇÃO E DESATIVAÇÃO.....	22
2.7	IMPACTES - QUADRO SÍNTESE	24

3	CONCLUSÕES	25
4	BIBLIOGRAFIA	27

ANEXOS

ANEXO I – LISTA DE ESPÉCIES

ANEXO II – AMOSTRAGEM: COMPROVATIVO DE ENTRADA EM LABORATÓRIO (GLOBAL BIOSCIENCES CENTER)

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Distribuição da abundância de ovos de sardinha (ovos/m ³) obtida a partir de amostras cufes. <i>Fonte: campanha pelago23</i>	11
Figura 2.2 - Distribuição Da Abundância de Ovos De Biqueirão (Ovos/M ³) Obtida A Partir de Amostras Cufes. <i>Fonte: Campanha Pelago23</i>	11
Figura 2.3- Volumes De Plâncton (Ml/10m ³), Integração dos 60m Superiores da Coluna de Água, Obtidos com A Rede Bongo60 (60cm Ø E Malha De 200µm). <i>Fonte: Campanha Pelago23</i>	12
Figura 2.4 – Toma de Amostras 1 E 2	17
Figura 2.5 – Transecto A – Captação De Água	17
Figura 2.6 – Transecto B Descarga de Salmoura	17
Figura 2.7 – Transecto B . Descarga 2	17
Figura 2.8 – Transecto B . Descarga 3	17

RELATÓRIO DE CONFORMIDADE AMBIENTAL DO PROJETO DE EXECUÇÃO (RECAPE)

VOLUME I – RESUMO NÃO TÉCNICO

VOLUME II – RELATÓRIO BASE

VOLUME III – PEÇAS DESENHADAS

VOLUME IV – ANEXOS

ANEXO 04 – ESTUDO DOS IMPACTES DA CAPTAÇÃO NO ICTIOPLANCTON

1 INTRODUÇÃO

1.1 IDENTIFICAÇÃO DO PROJETO, DO PROPONENTE E DA ENTIDADE LICENCIADORA

O presente documento refere-se ao **Anexo 04 - Estudo dos Impactes da Captação no Ictioplancton** que integra o **Relatório de Conformidade Ambiental do Projeto de Execução (RECAPE)**, relativo ao **Projeto da Estação de Dessalinização de Água do Mar (EDAM) do Algarve** que se encontra em fase de Projeto de Execução, localizado no concelho de Albufeira.

Em específico, o presente anexo visa dar resposta à seguinte medida da DIA, a apresentar em fase de RECAPE:

3. Estudo dos impactes da captação no ictioplancton.

O presente RECAPE decorre do procedimento de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) nº 3667, no âmbito do qual foi emitido o Título Único Ambiental n.º TUA 20240403001056, onde foram avaliados os impactes do projeto em fase de Estudo Prévio.

O **proponente** do projeto da Estação de Dessalinização da Água do Mar do Algarve, são as Águas do Algarve (AdA), com o NIPC 505176300, com sede em Rua do Repouso, nº 10, 8000-302 Faro.

Face ao enquadramento constante do Decreto-Lei n.º 11/2023, de 10 de fevereiro, que procedeu à reforma e simplificação dos licenciamentos ambientais, alterando e republicando o disposto no Decreto-Lei n.º 151-B/2013, de 31 de outubro, e no Decreto-Lei 152-B/2017, de 11 de dezembro, a **entidade competente para licenciamento** das diversas componentes do projeto é a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), dado que se trata de um projeto que se desenvolve em espaço marítimo.

1.2 LOCALIZAÇÃO DO PROJETO E ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO

O Projeto, na sua totalidade, abrange o distrito de Faro, freguesia de Albufeira e Olhos de Água, no concelho de Albufeira.

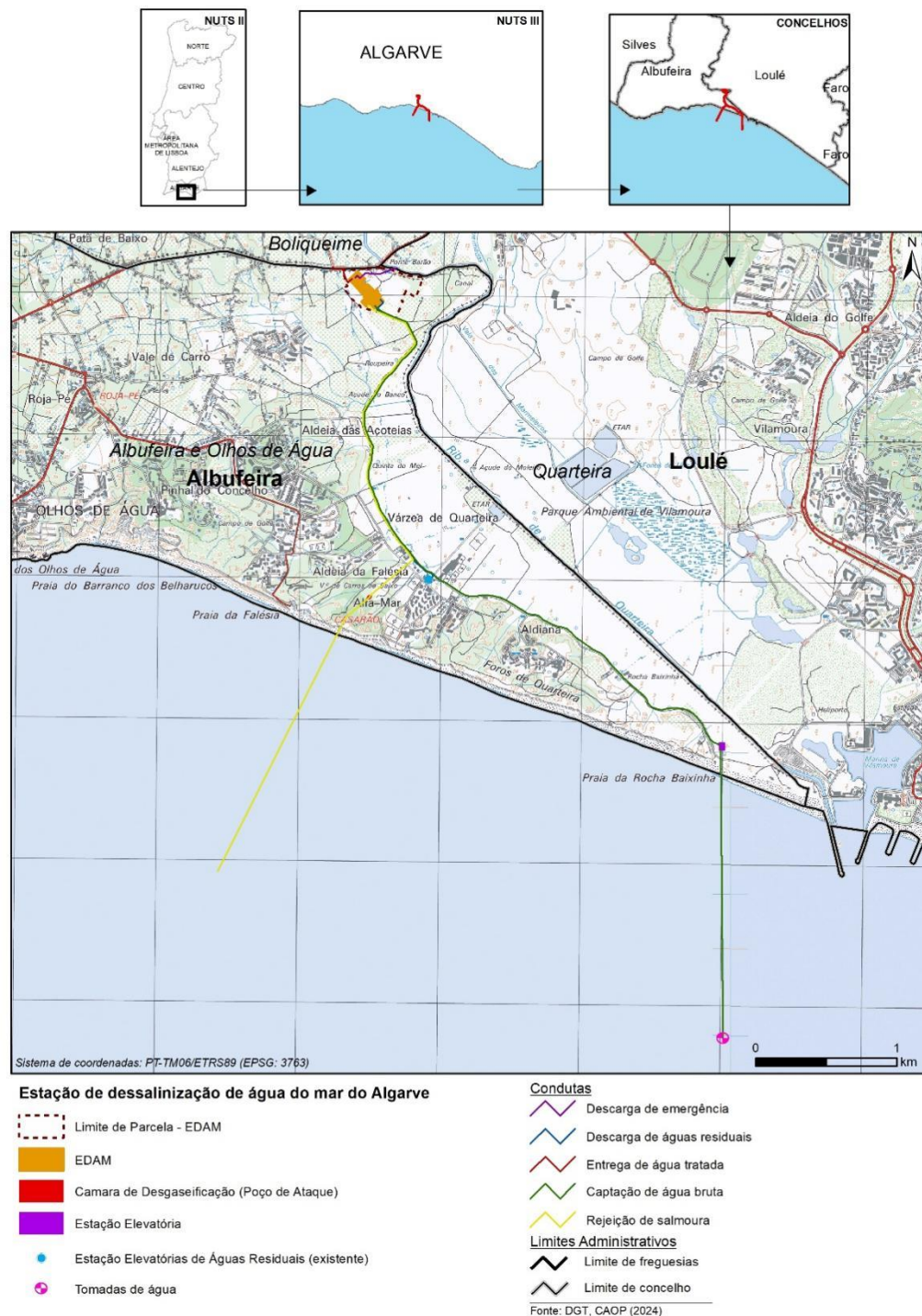


Figura 1.1 - Enquadramento administrativo da EDAM Algarve

2 ESTUDO DE IMPACTE ECOLÓGICO DA EDAM ALGARVE SOBRE A ICTIOFAUNA E O ICTIOPLÂNCTON

2.1 ENQUADRAMENTO

Este estudo foi conduzido por: Clara García Herrera (Marine consultant)

O presente relatório pretende apresentar o estudo de impactes ecológico da exploração da EDAM algarve sobre a ictiofauna e o ictioplâncton, dando assim resposta ao Ponto 3 da DIA referente a Elementos a apresentar no Relatório de Conformidade Ambiental do Projeto de Execução (RECAPE).

O principal objetivo deste relatório é avaliar o impacte ambiental associado às tubulações de captação e descarga do "Sistema de Dessalinização em Albufeira, Região do Algarve, Portugal". Essa avaliação enfocará especificamente os potenciais efeitos que essas infraestruturas podem ter sobre as comunidades locais de ictiofauna e ictioplâncton. Esses organismos aquáticos são ecologicamente significativos, desempenhando papéis cruciais na cadeia alimentar marinha e contribuindo para a saúde e estabilidade geral do ecossistema.

Esta pesquisa bibliográfica intensiva visou focar-se especificamente nos potenciais efeitos que estas infraestruturas possam ter nas populações locais de ictiofauna e ictioplâncton, fundamentando-se na vasta informação existente que caracteriza a ictiofauna e ictioplâncton na zona do empreendimento, o que permitiu avaliar as condições existentes e entender potenciais impactes associados a este projeto.

Importa estabelecer um quadro referencial das condições ecológicas existentes, que permita também avaliar a evolução destes sistemas marinhos, e consequentemente acompanha-los ao longo do tempo com a entrada em exploração da EDAM.

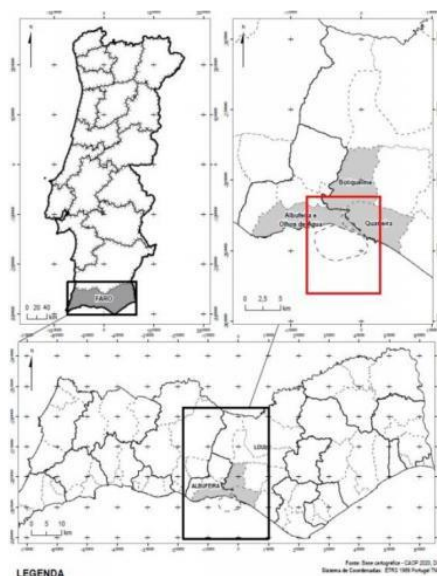


Figura 2.1 - Enquadramento Geral da Área de Estudo

Neste contexto, para completar o presente estudo, foram realizadas, durante o mês de maio de 2025, campanhas de recolha de dados de base sobre a diversidade, abundância e distribuição de espécies de ictiofauna e ictioplâncton. Foi, assim, realizado um levantamento de campo com recurso a mergulhadores e câmaras subaquáticas para registar evidências e informações sobre as espécies presentes, o número de indivíduos e os seus tamanhos. Os dados de campo incluem informações sobre abundâncias (número de indivíduos por 250 m²) e tamanhos (estimados em classes de 2 cm).

O presente estudo será posteriormente completado no sentido de incluir o resultado das análises laboratoriais em realização, resultantes da recolha de amostras de água para extração de **ADN ambiental (eDNA)**, já enviadas para laboratório (ver comprovativo em anexo), permitindo a identificação e monitorização da biodiversidade e da presença de espécies no ecossistema através do material genético encontrado nas amostras ambientais. Esta abordagem proporciona uma avaliação não invasiva e abrangente da saúde ecológica.

Neste contexto, os resultados da amostragem efetuada visam essencialmente constituir um registo que permita uma avaliação evolutiva, numa perspectiva de conhecimento da situação referencial, por forma a poder sustentar a avaliação exigida de acompanhamento dos eventuais impactes do projeto, corroborando a avaliação efetuada no presente relatório.

2.2 OBJECTIVOS DO RELATÓRIO

O objetivo principal deste relatório é avaliar o impacto ambiental associado às diferentes fases do projeto "Sistema de Dessalinização em Albufeira, Região do Algarve, Portugal". Esta avaliação irá focar-se especificamente nos potenciais efeitos que estas infraestruturas possam ter nas comunidades locais de ictiofauna e ictioplâncton, durante as fases de construção, operação e desativação.

2.3 ICTIOFAUNA E O ICTIOPLÂNTON LOCAL

Para avaliar o potencial impacto do sistema de dessalinização na ictiofauna e no ictioplâncton locais, foram revistos o Estudo de Impacte Ambiental (EIA) e dois estudos-chave que fornecem informações valiosas sobre as comunidades de peixes da região. Estes estudos oferecem uma visão abrangente das espécies presentes, dos seus estágios de vida e da sua importância ecológica e comercial, permitindo extrapolar a provável composição das populações na área do projeto.

A distribuição de ovos de peixe foi amplamente estudada pela campanha PELAGO23, realizada na primavera de 2023, durante a qual, ao longo dos transectos acústicos, foram recolhidas amostras de zooplâncton com um sistema CUFES. No total, foram recolhidas 473 amostras CUFES (sigla em inglês para Continuous Underway Fish Egg Sampler, equipamento utilizado para recolher amostras de ovos de peixe (ictioplâncton) de forma contínua e em tempo real a bordo de embarcações em movimento) nos 71 transectos da grelha de estudo acústica.

Das 473 amostras de ovos recolhidas, 43% foram positivas para sardinha e 31% continham biqueirão. Contudo, a campanha decorreu ao longo de 1960 milhas náuticas (71 radiais), cobrindo a plataforma continental de Portugal e a Baía de Cádiz, em Espanha.

Os resultados do projeto do IPMA mostram que a principal distribuição de ovos ocorre a sudoeste para a sardinha e no sul de Espanha (região de Huelva) para o biqueirão. É visível que, na área do projeto, a abundância de ovos foi muito reduzida.

Estes dados são fundamentais para compreender a dinâmica das populações de peixes na região e para prever os possíveis impactes do sistema de dessalinização, particularmente nas fases iniciais do ciclo de vida das espécies, como a dispersão de ovos e larvas. A análise destes padrões de distribuição contribui para uma avaliação mais precisa dos riscos ecológicos associados ao projeto.

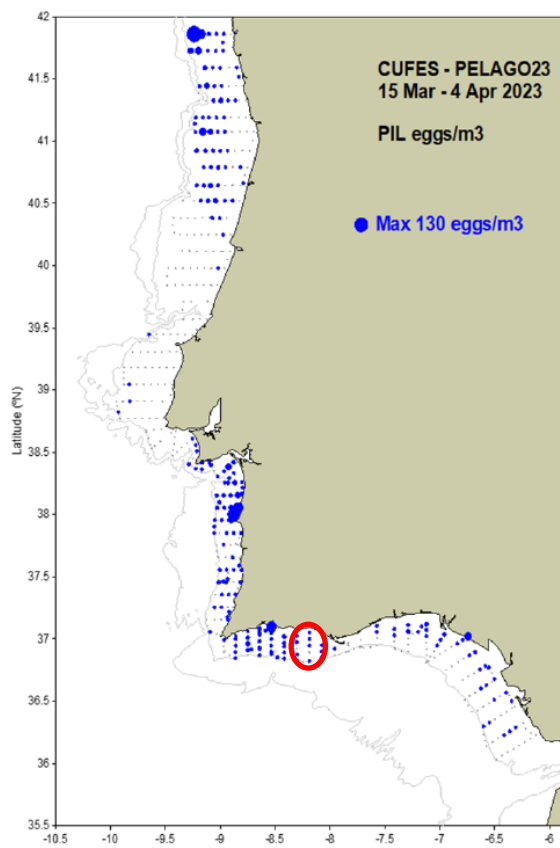


Figura 2.1 - Distribuição da abundância de ovos de sardinha (ovos/m3) obtida a partir de amostras CUFES. Fonte: campanha PELAGO23

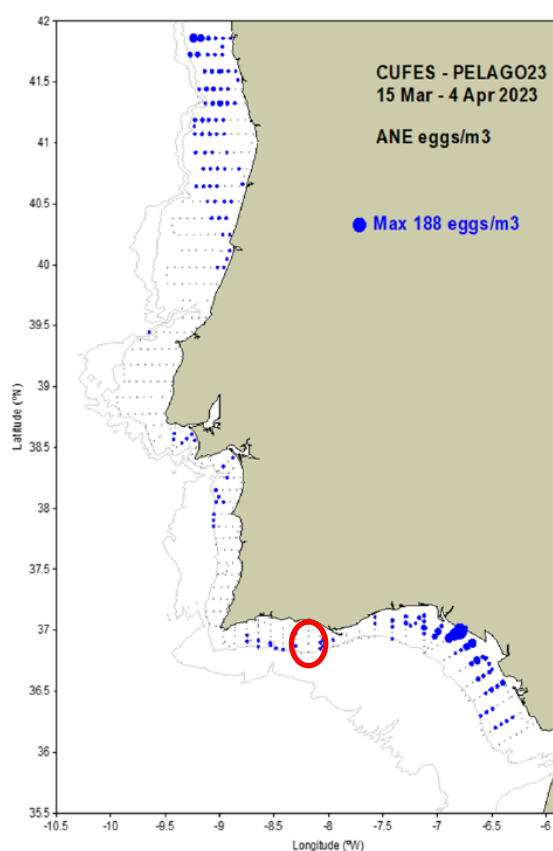


Figura 2.2 - Distribuição da abundância de ovos de biqueirão (ovos/m3) obtida a partir de amostras CUFES. Fonte: campanha PELAGO23

Além disso, na campanha PELAGO23, durante o período noturno (~20-24h), efetuou-se a amostragem de mesozoplâncton utilizando uma rede BongoØ60, com 60 cm de abertura de boca e malhagem de 200 e 500 µm, operada em arrastos oblíquos ao longo dos 60 metros superiores da coluna de água. No total, foram realizadas 71 estações, com 3 a 4 estações distanciadas 3 milhas náuticas ao longo de transetos perpendiculares à costa.

Na figura 2.3, pode observar-se que o volume de plâncton na área estudada não é significativo. Estes resultados reforçam a conclusão de que a abundância de organismos planctónicos, incluindo ovos e larvas de peixes, é relativamente baixa na região do projeto, o que deve ser considerado na avaliação dos potenciais impactes do sistema de dessalinização sobre as comunidades biológicas locais.

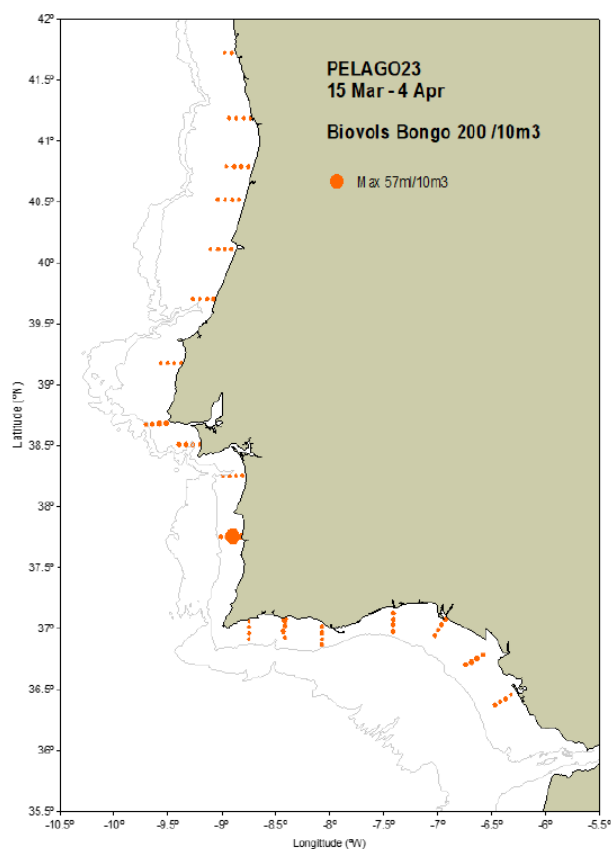


Figura 2.3- Volumes de plâncton (ml/10m3), integração dos 60m superiores da coluna de água, obtidos com a rede Bongo60 (60cm ø e malha de 200µm). Fonte: campanha PELAGO23

O projeto ARADE (Recrutamento de Espécies Piscícolas de Interesse Comercial no Estuário do Rio Arade), realizado por Gonçalves et al. (2013), avaliou as comunidades de peixes e macroinvertebrados no estuário do rio Arade entre 2004 e 2005. O estudo concluiu que aproximadamente 90% das espécies registadas utilizam o estuário durante a sua fase juvenil, sendo que mais de metade destas espécies têm interesse comercial. Entre as espécies de elevado valor comercial destacam-se o salmoneite (*Mullus spp.*), as solhas (*Solea spp.*), o pregado (*Scophthalmus rhombus*), o robalo (*Dicentrarchus labrax*), os sargos (*Diplodus spp.*), os dentões (*Dentex spp.*) e a dourada (*Sparus aurata*). Adicionalmente, espécies comercialmente relevantes, como a sardinha (*Sardina pilchardus*), o carapau (*Trachurus trachurus*) e a cavala (*Scomber colias*), estiveram entre as mais capturadas a nível nacional.

As famílias mais dominantes em águas estuarinas semelhantes à área do projeto foram Soleidae (66,1%), Sparidae (22,2%) e Gobiidae (5,3%). Variações sazonais na composição das espécies indicaram que as espécies migratórias, como as das famílias Sparidae, Soleidae e Clupeidae, dependem dos habitats estuarinos para reprodução e desenvolvimento inicial, enquanto as espécies residentes, como as das famílias Mugilidae, Gobiidae e Batrachoididae, mantêm uma presença constante ao longo de todo o ano.

Estes resultados sublinham a importância ecológica dos estuários como áreas de berçário e desenvolvimento juvenil para diversas espécies de peixes, muitas das quais têm um valor económico significativo. A compreensão destes padrões é crucial para avaliar os potenciais impactes do sistema de dessalinização sobre as comunidades piscícolas e os ecossistemas estuarinos adjacentes.

De seguida, analisam-se os impactes específicos sobre o ictioplâncton nas diferentes fases do projeto: construção, exploração e desativação.

2.4 IMPACTES DURANTE A FASE DE CONSTRUÇÃO

Conforme mencionado no Estudo de Impacte Ambiental (EIA), durante a fase de construção, as principais atividades consideradas como potencialmente geradoras de impactes no ictioplâncton são:

- ii. Instalação de circuitos offshore:
 - 1. Traçados em Perfuração Horizontal Dirigida (PHD);
 - 2. Traçados em vala;
- iii. Execução/instalação de torres de captação (offshore).

O principal impacte associado a estas atividades é a ressuspensão de sedimentos durante o processo de dragagem, o que gera um aumento temporário da turbidez da água. Esta diminuição da transparência reduz a disponibilidade de luz para organismos autotróficos, como o fitoplâncton e a vegetação bentónica, afetando a sua produção primária. As partículas em suspensão, dependendo do seu tamanho, dispersam-se através de processos de advecção e difusão antes de sedimentarem novamente. Neste caso, os materiais mobilizados são areias médias e finas, que geram menos turbidez comparativamente a sedimentos mais finos (para mais informações, consultar o EIA, Tomo 2 – Caracterização da Situação de Referência, Hidrodinâmica Marinha e Regime Sedimentar).

Conforme desenvolvido no EIA (Tomo 3 – Avaliação de Impactes), o impacte dos trabalhos de dragagem no ictioplâncton é considerado negativo, mas de magnitude baixa, temporal e reversível, limitado ao período de execução das obras de dragagem (aproximadamente três semanas). Adicionalmente, a zona afetada localiza-se nas proximidades do Porto de Quarteira, onde o tráfego de embarcações é habitual e onde já foram realizadas dragagens anteriores em 1999 e 2000. Deste modo, a ictiofauna local está adaptada a estas perturbações.

Por outro lado, embora tenham sido identificados ovos de sardinha e biqueirão na zona durante a campanha PELAGO23, esta não é uma área de elevada carga reprodutiva para estas espécies. Por conseguinte, não são previstas afetações significativas à capacidade reprodutiva destas espécies.

Em geral, os impactes sobre o ictioplâncton são reversíveis, não cumulativos e sinérgicos, uma vez que podem induzir efeitos sobre as comunidades bentónicas e a ICTIOFAUNA, MAS DESAPARECERÃO APÓS A CONCLUSÃO DAS OBRAS.

2.5 IMPACTES DURANTE A FASE DE OPERAÇÃO

No Estudo de Impacte Ambiental (EIA), foram identificadas as seguintes ações como potencialmente geradoras de impactes no ictioplâncton:

i. Presença, exploração e manutenção do circuito de captação de água bruta (offshore):

1. No Ano 0 (início das operações);
2. No Ano Horizonte de Projeto (HP) (fase de operação a longo prazo).

iv. Presença, exploração e manutenção do circuito de descarga de salmoura (offshore):

1. No Ano 0;
2. No Ano Horizonte de Projeto (HP).

v. Presença, funcionamento e manutenção da estação elevatória de água bruta.

vi. Presença, utilização e manutenção do acesso à estação elevatória de água bruta.

vii. Presença, funcionamento e manutenção da estação de dessalinização.

De acordo com o EIA (Tomo 3 – Avaliação de Impactes), um dos impactes mais relevantes nesta fase sobre o ictioplâncton seria o seu aprisionamento nos sistemas de captação de água bruta. No entanto, este impacte pode ser considerado não significativo a nível global, devido à elevada taxa de postura de ovos das espécies em causa e ao facto de a área do projeto não se localizar numa região de elevada pressão reprodutiva (conforme dados do IPMA e da Campanha PELAGO23). Adicionalmente, no EIA (Tomo 4 – Mitigação, Monitorização e Conclusões) são definidas medidas de mitigação para reduzir quaisquer impactes potenciais associados às torres de captação.

A campanha de monitorização ambiental realizada em 21 de maio de 2025, no âmbito do Processo de RECAPE, tem como objetivo caracterizar com maior precisão os efeitos cumulativos e sinérgicos sobre os diversos componentes do ecossistema marinho, com particular atenção às comunidades de ictiofauna e ictioplâncton, que constituem o principal foco desta avaliação ambiental.

Esta campanha permitirá validar os impactos potenciais identificados no presente relatório, abrangendo a totalidade dos receptores ambientais contemplados no estudo.

Nos pontos seguintes, analisa-se com maior detalhe o impacte potencial destas atividades sobre o ictioplâncton e o ecossistema marinho durante a fase de exploração.

2.5.1 CAMPANHA DE MONITORIZAÇÃO AMBIENTAL

No âmbito do processo de avaliação dos potenciais impactes do sistema de dessalinização do Algarve sobre a ictiofauna e o ictioplâncton, foi realizada, no dia 21 de maio de 2025, uma campanha de monitorização ambiental *in situ*, com o objetivo de recolher dados de base para a análise subsequente dos impactes sobre estes compartimentos biológicos.

A campanha foi conduzida por uma equipa técnica composta por dois biólogos marinhos especializados, devidamente equipados e com experiência em amostragem subaquática. As atividades de campo decorreram em duas estações de monitorização específicas: uma localizada na zona de captação de água para a dessalinizadora e outra na zona de rejeição da salmoura.

2.5.1.1 METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM PARA A ICTIOFAUNA

A caracterização da ictiofauna foi efetuada através da realização de transectos lineares subaquáticos permitindo uma amostragem rigorosa, numa faixa de substrato e profundidade previamente definidas.

O transecto teve uma largura visual estimada de 5 metros, permitindo a observação e registo de uma área total de 250 m² por estação. A presença de duas unidades de observação – dois mergulhadores – visou compensar a variação na mobilidade, nos padrões de agrupamento e no comportamento críptico de algumas espécies.

Foram registadas, para cada espécie observada, a abundância (número de indivíduos por transecto) e o tamanho estimado (agrupado em classes de 2 cm). As estimativas de tamanho e abundância foram posteriormente convertidas em biomassa, utilizando os parâmetros de regressão específicos para espécies litorais descritos por Morey et al. (2003), complementados com dados da base de dados FishBase (www.fishbase.org). A partir das matrizes de abundância e biomassa, foram determinados os principais descritores da comunidade piscícola:

- Composição específica;
- Abundância média;
- Biomassa média;
- Tamanho máximo e médio das espécies de interesse para atividades de pesca.

Toda a campanha foi complementada com registo de imagens e vídeos subaquáticos, para apoiar a validação dos dados recolhidos e permitir análises posteriores em gabinete.

2.5.1.2 RECOLHA E ANÁLISE DE AMOSTRAS PARA AVALIAÇÃO DO ICTIOPLÂNCTON

A recolha de amostras de água para posterior análise de ADN ambiental (eDNA) foi efetuada com recurso a uma garrafa Niskin de 5 litros, que permitiu a obtenção de amostras a meia coluna de água nas duas estações de captação e rejeição.

As amostras recolhidas foram posteriormente filtradas com o auxílio de uma bomba peristáltica, equipada com rolos e almofadas de compressão que permitiram o fluxo controlado da água através de filtros específicos para retenção de fragmentos de ADN.

As amostras foram devidamente acondicionadas e enviadas para o laboratório SGS Global Biosciences Center, em Lisboa onde o ADN será extraído, amplificado através de primers específicos para invertebrados marinhos e comparado com bases de dados de referência, de forma a identificar os diferentes táxa presentes nas amostras de cada estação.

Esta metodologia integrada de monitorização permitirá obter uma caracterização detalhada das comunidades de ictiofauna e ictioplâncton nas zonas de influência direta da captação e da rejeição da central de dessalinização.

Para referência, foram enviadas 10 garrafas de amostras por cada estação de colheita, correspondentes à zona de descarga e à zona de captação. A recolha foi efetuada com garrafa Niskin, tendo-se optado pela média coluna de água para evitar potenciais contaminações.



Figura 2.4 – Toma de amostras 1 e 2

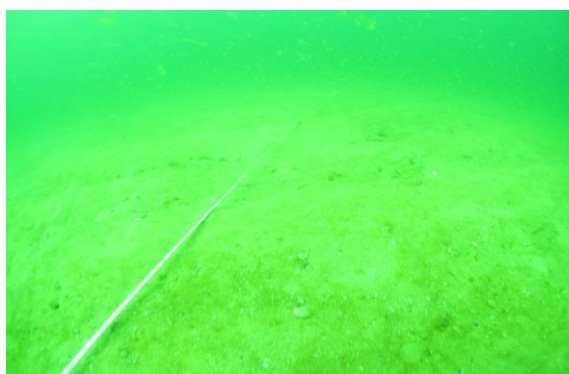


Figura 2.5 – Transecto A – Captação de água



Figura 2.6 – Transecto B Descarga de Salmoura



Figura 2.7 –Transecto B . Descarga 2



Figura 2.8 –Transecto B . Descarga 3

2.5.2 IMPACTE DOS FATORES AMBIENTAIS NA ICTIOFAUNA E NO ICTIOPLÂNTON

A seleção de habitat é um processo fundamental que influencia a distribuição dos peixes e é condicionada por fatores abióticos e bióticos. Os fatores abióticos, principalmente a salinidade, a temperatura e a turbidez, moldam a adequação do habitat ao afetarem as exigências energéticas e as tolerâncias fisiológicas das espécies (Craig & Crowder, 2000). Por outro lado, os fatores bióticos, como a disponibilidade de alimento e a abundância de ovos, desempenham um papel direto na determinação da distribuição da ictiofauna, particularmente durante as fases iniciais de vida, quando a sobrevivência depende das condições hidrológicas locais, da abundância de presas e da dinâmica de desova dos adultos (Franco-Gordo et al., 2002).

2.5.3 FATORES ABIÓTICOS

As condições ambientais estabelecem os primeiros limites para a sobrevivência dos peixes, com os fatores abióticos a influenciarem diretamente a sua fisiologia, comportamento e sucesso reprodutivo.

1. **Salinidade**

A salinidade é um dos fatores abióticos mais influentes que afetam o ictioplâncton e a ictiofauna. Em ambientes estuarinos e costeiros, as flutuações na salinidade têm um impacto significativo no recrutamento, crescimento e estrutura geral das comunidades de peixes. No sapal do Guadiana, R. Gonçalves et al. (2015) observaram que a abundância de larvas de peixes diminui à medida que a salinidade aumenta, particularmente entre março e novembro, quando os níveis de salinidade atingiram um máximo de 34,50.

Os efeitos da salinidade na ictiofauna podem ser atribuídos aos seguintes mecanismos:

- i. **Stress Fisiológico:** As espécies de peixes possuem intervalos específicos de tolerância à salinidade, e desvios além desses limites podem perturbar a osmoregulação, levando a uma diminuição do crescimento e da reprodução, bem como a um aumento da mortalidade.
- ii. **Sucesso Reprodutivo:** As variações de salinidade podem influenciar a viabilidade dos ovos e o recrutamento larval.
- iii. **Disponibilidade de Alimento:** A salinidade afeta a composição química da água, influenciando a dinâmica dos nutrientes. A disponibilidade de macronutrientes inorgânicos dissolvidos, como nitratos e fosfatos, é vital para o crescimento do fitoplâncton, que serve como fonte primária de alimento para as larvas de peixes. Uma diminuição na disponibilidade de nutrientes devido a condições de salinidade desfavoráveis pode impactar toda a cadeia alimentar (Chícharo et al., 2006).

No entanto, os efeitos da salinidade concentram-se principalmente no entorno imediato ao ponto de descarga de salmoura, com impactes que diminuem à medida que se

afastam. Segundo Missimer e Maliva (2018), nos fundos rochosos mais próximos (aproximadamente 1 km do ponto de descarga), espera-se um aumento de salinidade de apenas 0,1 a 0,4 ppt, enquanto nos recifes artificiais localizados a 2 km a sul, o incremento máximo previsto é de 0,3 ppt.

Este aumento é inferior a 1 ppt, considerado dentro da variabilidade natural segundo alguns autores, e muito abaixo dos limites de tolerância de muitas espécies, que podem suportar até 40 ppt (Fernández-Torquemada et al., 2019; Voutchkov, 2011). Além disso, a descarga de salmoura está localizada longe de habitats sensíveis, como pradarias marinhas, fundos rochosos e recifes artificiais, o que minimiza significativamente o seu impacto sobre os organismos aquáticos.

2. Temperatura

A temperatura é outro fator abiótico crítico que afeta a distribuição da ictiofauna, desempenhando um papel fundamental na regulação metabólica, no timing reprodutivo e nas interações entre espécies. R. Gonçalves et al. (2015) destacaram como a temperatura influencia a distribuição da ictiofauna:

- i. **Intervalo de Temperatura Ótimo:** Cada espécie possui intervalos de temperatura específicos que são ótimos para o seu crescimento e reprodução. Desvios deste intervalo podem impactar negativamente a sobrevivência e o desenvolvimento (Riveiro et al., 2004).
- ii. **Tendências Sazonais:** Períodos mais quentes, particularmente no início da primavera (março–abril), coincidem com o pico de abundância de ictioplâncton, provavelmente devido ao aumento da produtividade do zooplâncton, que fornece recursos alimentares essenciais para as larvas de peixes.

A salmoura gerada pela estação de dessalinização será descarregada a 2 km da costa, através de uma tubulação com 10 difusores distribuídos a cada 5 metros. Este efluente terá uma temperatura aproximadamente 6°C superior à da água marinha circundante (que ronda os 20°C). O impacto térmico afetará principalmente organismos bentónicos e sésseis, que possuem menor capacidade de deslocamento para evitar mudanças no meio. No entanto, a magnitude desta alteração será limitada e localizada.

Além disso, as variações térmicas provocadas pela descarga de salmoura são comparativamente menores face a fenómenos naturais, como os processos de upwelling e downwelling, que geram flutuações significativas na temperatura da água. A dinâmica natural do sistema dificulta a identificação de impactes relevantes atribuíveis exclusivamente à descarga térmica do projeto.

2.5.4 FACTORES BIÓTICOS

Alguns dos fatores bióticos mais cruciais que influenciam a ictiofauna, particularmente durante as fases iniciais de desenvolvimento, são a disponibilidade de alimento e o sucesso reprodutivo. A disponibilidade de alimento, principalmente de zooplâncton, que

constitui a principal fonte de alimento para as larvas de peixes, exibe flutuações temporais que coincidem com picos de densidade de ictioplâncton (Faria et al., 2006).

Gonçalves et al. (2015) demonstraram ainda que uma maior abundância de ovos de peixes está associada a uma maior ocorrência de larvas, destacando a importância do sucesso reprodutivo na sustentação das populações. Além disso, em períodos de baixa abundância de ovos, altas concentrações de ciliados podem compensar a redução na disponibilidade de alimento, apoiando a sobrevivência das larvas (Chícharo et al., 2012).

Estes fatores bióticos, em combinação com as condições abióticas discutidas anteriormente, moldam a estrutura geral e a resiliência da ictiofauna.

2.5.5 IMPACTE DA SALINIDADE NA DISPONIBILIDADE DE ALIMENTO

A salinidade desempenha um papel fundamental na estruturação dos ecossistemas aquáticos, influenciando a disponibilidade de recursos alimentares para a ictiofauna ao alterar a composição e a abundância das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton. Como estes produtores primários e consumidores formam a base da cadeia alimentar, mudanças na salinidade podem ter efeitos em cascata sobre as populações de peixes, particularmente durante as fases larvais, quando a sobrevivência está intimamente ligada à disponibilidade de alimento (Chícharo et al., 2012).

As variações na salinidade afetam tanto os processos ecológicos de controlo ascendente (bottom-up) como os de controlo descendente (top-down). O controlo ascendente, impulsionado pela disponibilidade de nutrientes, regula a produtividade do fitoplâncton, que, por sua vez, influencia a abundância de zooplâncton e o recrutamento de peixes (Carpenter et al., 1985; Scheffer et al., 1993; Folke et al., 2004). Por outro lado, o controlo descendente, impulsionado pela predação, pode alterar a estrutura da comunidade planctónica, impactando a disponibilidade de presas ideais para as larvas de peixes (Griffin & Ripplingale, 2001). Estes processos destacam a complexa relação entre as flutuações de salinidade e a dinâmica trófica.

2.5.6 DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON EM RESPOSTA A MUDANÇAS DE SALINIDADE

O fitoplâncton, os produtores primários das cadeias alimentares aquáticas, responde rapidamente a mudanças ambientais, tornando-se um indicador-chave da saúde dos ecossistemas (Sonia Km et al., 2025). A salinidade influencia a composição do fitoplâncton, selecionando diferentes grupos taxonómicos dependendo dos níveis de nutrientes e das condições hidrológicas.

Em sistemas mesotróficos com salinidade mais elevada, as diatomáceas frequentemente dominam devido à sua capacidade de prosperar em ambientes ricos em nutrientes e com turbulência moderada. Estas comunidades fornecem uma fonte estável de alimento para o zooplâncton herbívoro, suportando uma transferência eficiente de energia ao longo da cadeia alimentar. No entanto, a descarga de salmoura proveniente da dessalinização, que tipicamente apresenta salinidade elevada, pode alterar a composição da comunidade nas áreas afetadas, favorecendo espécies halotolerantes em detrimento de grupos de fitoplâncton mais sensíveis.

Por outro lado, em sistemas hipereutróficos, onde a salinidade é mais baixa e as concentrações de nutrientes são elevadas, os dinoflagelados e as cianobactérias tendem a proliferar (Coelho et al., 2015). Estas taxa, particularmente cianobactérias tóxicas como *Microcystis aeruginosa* e *Planktothrix* sp., podem perturbar as interações tróficas ao reduzir a qualidade nutricional do alimento disponível e produzir compostos nocivos que impedem o pastoreio pelo zooplâncton (Kosten et al., 2012; Yang et al., 2020). Tais condições podem limitar a disponibilidade de alimento para as larvas de peixes e contribuir para desequilíbrios nos ecossistemas.

Além disso, as mudanças na dinâmica dos nutrientes induzidas pela salinidade influenciam a produtividade do fitoplâncton. Em ambientes estuarinos, a troca de água afeta as concentrações de nitratos e fosfatos, que, por sua vez, modulam o crescimento do fitoplâncton (Tamisier & Boudouresque, 1994; Chouachi et al., 2001). Por exemplo, um aumento na salinidade pode correlacionar-se com picos de nitratos e nitritos, acelerando indiretamente a produção primária e alterando a estrutura da comunidade fitoplanctónica (Sahbani et al., 2022).

2.5.7 DINÂMICA DO ZOOPLÂNCTON EM RESPOSTA A MUDANÇAS DE SALINIDADE

O zooplâncton desempenha um papel significativo na ligação entre o fitoplâncton e os níveis tróficos superiores, incluindo as larvas de peixes. No entanto, flutuações na salinidade podem afetar consideravelmente a sua diversidade, abundância e qualidade nutricional, o que, por sua vez, pode impactar a sobrevivência das larvas de peixes e o sucesso do recrutamento (Chícharo et al., 2012). Os processos de captação e descarga da estação de dessalinização têm o potencial de alterar as populações de zooplâncton ao modificar os gradientes de salinidade, o que poderia reduzir a disponibilidade de presas para o ictioplâncton.

Na área do projeto, os copépodes poderão dominar a comunidade de zooplâncton, com espécies como *Acartia clausi*, *Paracalanus parvus* e *Centropages typicus* a serem comumente encontradas em ambientes costeiros com condições variáveis de salinidade. Níveis mais elevados de salinidade geralmente favorecem copépodes de maior tamanho, como *Centropages* spp. e *Calanus helgolandicus*, enquanto condições de salinidade mais baixa e ricas em nutrientes promovem a dominância de microzooplâncton de menor tamanho, como rotíferos e ciliados (Sonia Km et al., 2025). Esta mudança na composição da comunidade de zooplâncton pode influenciar diretamente a disponibilidade de presas para espécies de peixes comercialmente importantes, como *S. pilchardus* (sardinha) e *E. encrasicolus* (biqueirão), cujos ovos foram identificados na área de estudo durante a campanha PELAGO 23. As fases iniciais de vida destas espécies dependem de ciliados e pequenos copépodes como fontes primárias de alimento, o que significa que qualquer redução na sua abundância devido ao aumento da salinidade poderá impactar negativamente a sobrevivência e o crescimento das larvas.

Além disso, as flutuações de salinidade afetam o comportamento alimentar e a eficiência de alimentação do zooplâncton. Em ambientes eutróficos, uma abundância excessiva de cianobactérias pode suprimir a alimentação do zooplâncton através de mecanismos mecânicos e químicos, reduzindo, em última análise, a transferência de

energia para níveis tróficos superiores (Lampert, 1982; Rohrlack et al., 1999). Se a descarga de salmoura alterar as proporções de nutrientes na água, poderá intensificar estes efeitos, limitando ainda mais a disponibilidade de alimento para o ictioplâncton.

A predação seletiva por peixes também molda a distribuição de tamanho e a composição de espécies do zooplâncton. Ambientes com salinidade mais elevada tendem a suportar copépodes de maior tamanho, que são mais vulneráveis à predação por larvas de peixes (Lane, 1979; Griffin & Rippingale, 2001). A persistência de espécies estuarinas eurialinas, como *Acartia tonsa* e *Euterpina acutifrons*, sugere uma capacidade de tolerar condições flutuantes de salinidade (Belmonte & Potenza, 2001). No entanto, aumentos súbitos e localizados de salinidade induzidos pela descarga de salmoura podem exceder a capacidade adaptativa de certas espécies, levando a declínios em populações-chave de zooplâncton e afetando a estrutura da cadeia alimentar. Contudo, conforme mencionado no EIA (Tomo 3 – Avaliação de Impactes), o aumento global da salinidade será muito reduzido.

De um modo geral, as características hidrodinâmicas da área do projeto desempenharão um papel decisivo na determinação da extensão destes impactes. Mecanismos de retenção e padrões de circulação da água influenciarão a distribuição de espécies e a sua resiliência a mudanças de salinidade (Leichter et al., 2013; Belkahia et al., 2020).

2.5.8 IMPLICAÇÕES PARA O RECRUTAMENTO DE PEIXES E A ESTABILIDADE DO ECOSISTEMA

A interação entre salinidade, disponibilidade de alimento e recrutamento de peixes enfatiza a importância da monitorização ambiental nos ecossistemas costeiros. Apesar de picos na abundância de ovos de peixes, a elevada sobrevivência das larvas não é garantida se a disponibilidade de alimento for comprometida por mudanças nas comunidades de fitoplâncton e zooplâncton (Riveiro et al., 2004).

Além disso, as alterações induzidas pela salinidade na dinâmica do plâncton têm consequências a longo prazo para a estabilidade do ecossistema. Pressões antropogénicas, incluindo as alterações climáticas e o enriquecimento de nutrientes, estão a agravar estes efeitos, levando a mudanças na estrutura e produtividade das cadeias alimentares (Caron & Hutchins, 2012). A descarga de salmoura introduz um fator antropogénico adicional; no entanto, devido à rápida dispersão da salinidade, turbidez e variações de temperatura na coluna de água, os efeitos da descarga de salmoura esperam-se que sejam altamente localizados, impactando principalmente as áreas imediatamente circundantes aos pontos de descarga.

2.6 IMPACTES DURANTE A FASE DE REMOÇÃO E DESATIVAÇÃO

Os efeitos associados à remoção e desmantelamento das infraestruturas e equipamentos serão semelhantes aos observados durante a fase de construção, embora menos pronunciados.

Durante esta fase, as atividades incluirão a desmontagem das torres de captação offshore, a remoção das condutas submarinas e a retirada dos equipamentos associados à estação de dessalinização. Estas operações poderão causar perturbações localizadas,

como a ressuspensão de sedimentos e um aumento temporário da turbidez da água, que, por sua vez, poderá afetar a qualidade do habitat para organismos bentónicos e a disponibilidade de luz para o fitoplâncton.

No entanto, dada a natureza temporária e menos intensa destas atividades em comparação com a fase de construção, os impactes serão menos significativos e mais localizados. Além disso, a implementação de medidas de mitigação, como a utilização de técnicas de remoção que minimizem a perturbação do fundo marinho e a monitorização contínua das condições ambientais, ajudará a reduzir os impactes negativos.

Apesar destes impactes, a fase de desmantelamento representa uma oportunidade para a recuperação ambiental da área, permitindo que os ecossistemas marinhos retomem gradualmente as suas condições naturais após a remoção das infraestruturas.

2.7 IMPACTES - QUADRO SÍNTESE

Fase do Projeto	Impacto Identificado	Significância Ecológica	Magnitude e Extensão Temporal	Mecanismos Subjacentes
Construção	Ressuspensão de sedimentos bentónicos durante instalação de condutas (dragagem).	Baixa (efémero)	Localizada (≤ 500 m); curto prazo (3 semanas)	Libertação de partículas finas (areias médias: 0,25 – 0,5 mm) → aumento de turbidez (NTU). Efeitos sobre produção primária fitoplanctónica e recrutamento larval transitórios.
	Perturbação física de habitats críticos (berçários estuarinos adjacentes).	Moderada (para espécies demersais)	Pontual (áreas de intervenção direta)	Alteração de parâmetros abióticos (e.g., luz penetrante) → redução de eficiência fotossintética em macrófitos bentónicos.
Operação	Entrainment e impingement de ictioplâncton nos sistemas de captação.	Baixa (dados PELAGO23: baixa densidade ovos/larvas)	Contínua (mas escala reduzida)	Filtração passiva de estágios larvares (tamanho $< 500 \mu\text{m}$) → mortalidade direta. Efeito mitigado por baixa pressão reprodutiva local.
	Alteração de parâmetros físico-químicos (salinidade: +0,1–0,4 ppt; ΔT : +6°C).	Moderada (zona de mistura)	Localizada (≤ 1 km do difusor); persistente	Estratificação hidrodinâmica → potencial alteração de assembleias planctónicas (e.g., dominância de diatomáceas halotolerantes vs. declínio de dinoflagelados).
	Efeitos cascata tróficos (redução de disponibilidade de presas para larvas).	Incerteza média	Potencialmente amplificada (depende de conectividade)	Desequilíbrio nas razões N:P → blooms de cianobactérias (e.g., <i>Microcystis</i> spp.) → redução de qualidade nutricional para copépodes (e.g., <i>Acartia clausi</i>).
Desativação	Re-mobilização de sedimentos durante remoção de infraestruturas.	Baixa (recuperação rápida)	Localizada; curto prazo (≤ 2 semanas)	Reexposição de substratos consolidados → recolonização por comunidades pioneiras (e.g., poliquetas <i>Capitella</i> spp.).
	Recuperação passiva de habitats pós-remoção.	Positiva (sucessão ecológica)	Longo prazo (1–3 anos)	Restabelecimento de guildas bentónicas (e.g., bivalves filtradores) e reintegração da rede trófica.

3 CONCLUSÕES

O presente relatório avaliou os potenciais impactes do Sistema de Dessalinização do Algarve nas comunidades de ictiofauna e ictioplâncton, analisando as fases de construção, operação e desativação. De forma geral, conclui-se que os impactes identificados apresentam uma magnitude reduzida e estão confinados espacialmente à área de intervenção direta do projeto, não se antecipando efeitos significativos nos ecossistemas marinhos da região.

Durante a fase de construção, o principal impacto decorre da ressuspensão de sedimentos durante as operações de dragagem, com consequente aumento temporário da turbidez da água. Contudo, este efeito é considerado de baixa intensidade e curta duração, uma vez que os sedimentos mobilizados são maioritariamente areias médias e finas, que apresentam uma sedimentação rápida. Adicionalmente, a área de intervenção localiza-se próxima do Porto de Quarteira, onde a biota marinha está já adaptada a perturbações antrópicas semelhantes. Importa referir que os dados da campanha PELAGO23 indicam uma baixa densidade de ovos e larvas de peixe na zona, pelo que não se prevêem afetações relevantes nas populações de ictioplâncton.

Na fase de operação, os impactes mais relevantes estão associados ao sistema de captação de água e à descarga de salmoura. No que diz respeito à captação, embora exista um risco potencial de entrainment de organismos planctónicos, a baixa abundância de ictioplâncton na área minimiza este impacto. Quanto à descarga, as alterações nos parâmetros físico-químicos da água, nomeadamente o aumento localizado da salinidade e da temperatura, deverão ser limitadas à proximidade imediata do ponto de descarga.

Os modelos hidrodinâmicos indicam que o incremento de salinidade não ultrapassará 0,4 ppt, valor que se encontra dentro da variabilidade natural do meio. Ainda assim, recomenda-se uma monitorização regular para avaliar eventuais alterações nas comunidades planctónicas, que poderão ter efeitos indiretos nas cadeias tróficas.

A fase de desativação terá impactes semelhantes aos da construção, mas de menor intensidade, prevendo-se uma recuperação natural dos habitats após a remoção das infraestruturas. A curto prazo, poderá ocorrer alguma ressuspensão de sedimentos durante as operações de desmantelamento, mas os efeitos serão temporários e localizados.

Em termos de relevância ecológica, importa salientar que a área de implantação do projeto não corresponde a zonas críticas de reprodução ou berçário para espécies comercialmente importantes, como a sardinha ou o biqueirão. Contudo, dada a proximidade a habitats estuarinos, que funcionam como áreas de desenvolvimento juvenil para diversas espécies, recomenda-se uma atenção particular à monitorização destes ecossistemas adjacentes.

Para garantir a sustentabilidade do projeto, são propostas medidas de mitigação específicas, incluindo a utilização de cortinas de sedimentos durante as dragagens, a otimização dos sistemas de difusão da salmoura e a implementação de um programa

robusto de monitorização ambiental. Este programa deverá incluir amostragens regulares de ictioplâncton e zooplâncton, análises de ADN ambiental e medições contínuas de parâmetros físico-químicos.

Em conclusão, o Sistema de Dessalinização do Algarve não representa um risco significativo para as comunidades marinhas locais, desde que sejam cumpridas as medidas de minimização e monitorização propostas. Os impactes identificados são, na sua maioria, localizados e reversíveis. No entanto, a implementação de um plano de monitorização durante a fase de operação desta infraestrutura é essencial para detetar eventuais desvios em relação às previsões e implementar medidas corretivas, caso necessário.

4 BIBLIOGRAFIA

- Alameddine, I., & El-Fadel, M. (2007). Brine discharge from desalination plants: A modeling approach to an optimized outfall design. *Desalination*, 214(1–3), 241–260. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.103>
- Antunes, M. M., Da Cunha, P. L., Duarte, A. P., & Mendonça, E. P. (1988). Ria de Alvor as a spawning place and a nursery ground. *Journal of Fish Biology*, 33(S1), 185–190. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05572.x>
- Belkahia, N. M., Pagano, M., Chevalier, C., Devenon, J. L., & Yahia, M. N. D. (2020). Zooplankton abundance and community structure driven by tidal currents in a Mediterranean coastal lagoon (Boughrara, Tunisia, SW Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 250, 107101. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107101>
- Belmonte, G., & Potenza, D. (2001). Biogeography of the family Acartiidae (Calanoida) in the Ponto-Mediterranean province. *Hydrobiologia*, 453–454, 171–176. <https://doi.org/10.1023/A:1013192623131>
- Caron, D. A., & Hutchins, D. A. (2012). The effects of changing climate on microzooplankton grazing and community structure: Drivers, predictions and knowledge gaps. *Journal of Plankton Research*, 35(2), 235–252. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbs091>
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., & Hodgson, J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35(10), 634–639. <https://doi.org/10.2307/1309989>
- Chaouachi, B., Hassine, O. K. B., & Lemoalle, J. (2001). Variations des teneurs en chlorophylle et en sels nutritifs dans la lagune de l'Ichkeul. *Revue d'Hydrobiologie Continentale*, 34(2), 157–171. <https://www.researchgate.net/publication/257819978>
- Chícharo, L., Chícharo, M. A., & Ben-Hamadou, R. (2006). Use of a hydrotechnical infrastructure (Alqueva dam) to regulate planktonic assemblages in the Guadiana estuary: Basis for sustainable water and ecosystem services management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70(1–2), 3–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.05.039>
- Chícharo, M. A., Amaral, A., Faria, A., et al. (2012). Are tidal lagoons ecologically relevant to larval recruitment of small pelagic fish? An approach using nutritional condition and growth rate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 265–279. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.07.010>
- Coelho, S., Pérez-Ruzafa, A., & Gamito, S. (2015). Phytoplankton community dynamics in an intermittently open hypereutrophic coastal lagoon in southern Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 102–112. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.07.022>
- Craig, J. K., & Crowder, L. B. (2000). Factors influencing habitat selection in fishes. In M. P. Weinstein & D. A. Kreeger (Eds.), *Concepts and controversies in tidal marsh ecology* (pp. 241–265). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-4165-3_11

- Del Bene, J., Jirka, G., & Largier, J. (1994). Ocean brine disposal. *Desalination*, 97(1–3), 365–372. [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(94\)00100-6](https://doi.org/10.1016/0011-9164(94)00100-6)
- Doneker, R. L., & Jirka, G. H. (2001). CORMIX-GI systems for mixing zone analysis of brine wastewater disposal. *Desalination*, 139(1–3), 263–274. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00318-6](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00318-6)
- Einav, R., Harussi, K., & Perry, D. (2003). The footprint of the desalination processes on the environment. *Desalination*, 152(1–3), 141–154. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)01057-3](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)01057-3)
- Environmental policies – Sydney Desalination Plant. (n.d.). Sydney Desalination Plant. Retrieved March 6, 2025, from <https://sydneydesal.com.au/regulation/environmental-policies/>
- Faria, A., Morais, P., & Chícharo, M. A. (2006). Ichthyoplankton dynamics in the Guadiana estuary and adjacent coastal area, South-East Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70(1–2), 85–97. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.05.032>
- Fard, A. M. K. (2013). Membrane distillation desalination: Water quality and energy efficiency analysis (Master's thesis). Qatar University. <http://qspace.qu.edu.qa/handle/10576/3309>
- Fernández-Torquemada, Y., Carratalá, A., & Lizaso, J. L. S. (2019). Impact of brine on the marine environment and how it can be reduced. *Desalination and Water Treatment*, 167, 27–37. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24615>
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., & Holling, C. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 557–581. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711>
- Franco-Gordo C., Godínez-Domínguez E., Suárez-Morales E. (2002). Larval fish assemblages in waters off the central Pacific coast of Mexico. *J. Plankton Res.* 24: 775–784. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/24.8.775>
- Griffin, S. L., & Rippingale, R. J. (2001). Zooplankton grazing dynamics: top-down control of phytoplankton and its relationship to an estuarine habitat. *Hydrological Processes*, 15(13), 2453–2464. <https://doi.org/10.1002/hyp.293>
- Kosten, S., Huszar, V. L. M., Bécares, E., Costa, L. S., Van Donk, E., Hansson, L., Jeppesen, E., Kruk, C., Lacerot, G., Mazzeo, N., De Meester, L., Moss, B., Lürling, M., Nöges, T., Romo, S., & Scheffer, M. (2011). Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, 18(1), 118–126. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02488.x>
- Lampert, W (1982). Further studies on the inhibitory effect of the toxic blue-green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. *Archiv Fuer Hydrobiologie* 95: 207-220.

Lane, P. A. (1979). Vertebrate and invertebrate predation intensity on freshwater zooplankton communities. *Nature*, 280(5721), 391–393. <https://doi.org/10.1038/280391a0>

Lattemann, S. (2010). Development of an Environmental Impact Assessment And Decision Support System For Seawater Desalination Plants. Doctora Thesis submitted to the Delft University of Technology and the Academic Board of the UNESCO-IHE Institute for Water Education.

Leichter, J.J., Alldredge, A.L., Bernardi, G., Brooks, A.J., Carlson, C.A., Carpenter, R.C., Edmunds, P.J., Fewings, M.R., Hanson, K.M., Hensch, J.L. (2013). Biological and physical interactions on a tropical island coral reef: transport and retention processes on Moorea, French Polynesia. *Oceanography* 26 (3), 52–63. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2013.45>.

Missimer, T. M., & Maliva, R. G. (2018). Environmental issues in seawater reverse osmosis desalination: Intakes and outfalls. *Desalination*, 434, 198–215. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.07.012>

Riveiro I., Guisande C., Maneiro I. (2004). Parental effects in the European sardine *Sardina pilchardus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 274: 225–234. <http://dx.doi.org/10.3354/meps274225>

Rohrback, T., Henning, M., Kohl, J.G. (1999). Mechanisms of the inhibitory effect of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on *Daphnia galeata*'s ingestion rate. *Journal of Plankton Research* 21: 1489–1500.

Sahbani, S., Béjaoui, B., Ottaviani, E., Benabdallah, S., Riccomagno, E., Prampolini, E., Canu, D. M., Missaoui, H., & Solidoro, C. (2024). Performance of different modeling techniques in testing the impact of environmental variables on eel landing in Ichkeul Lake, a RAMSAR Wetland and UNESCO biosphere reserve. *Regional Studies in Marine Science*, 77, 103587. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103587>

Scheffer, M., Hosper, S., Meijer, M., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8(8), 275–279. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90254-m](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90254-m)

Sonia KM, G., Ons, K.-D. Y., Raja, B., & Mohamed Nejib, D. Y. (2025). Phytoplankton and zooplankton diversity and community dynamics in connected coastal wetlands' ecosystems under anthropogenic pressure (SW Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 314(109147), 109147. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2025.109147>

Tamisier, A., & Boudouresque, C. (1994). Aquatic bird populations as possible indicators of seasonal nutrient flow at Ichkeul Lake, Tunisia. *Hydrobiologia*, 279–280(1), 149–156. <https://doi.org/10.1007/bf00027849>

Voutchkov, N. (2011). Management of Desalination Plant Concentrate - a SunCam continuous education course. ResearchGate. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.27330.38082>

Yang, Y., Shi, J., Jia, Y., Bai, F., Yang, S., Mi, W., He, S., & Wu, Z. (2020). Unveiling the impact of glycerol phosphate (DOP) in the dinoflagellate *Peridinium bipes* by physiological and transcriptomic analysis. *Environmental Sciences Europe*, 32(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00317-6>

ANEXOS

ANEXO I – Lista de Espécies

Table 1. Ichthyofauna and ichthyoplankton (Algarve, Portugal) (Clara García Herrera). Key: E, eggs; L, larvae; J, juveniles; A, adults; X, present; 1, single specimen; 0, not found; ?. probably present but not found; B, benthic eggs; V, ovoviparous species.

Family	Scientific name	E	L	J	A
	<i>Sardina pilchardus</i>	X	X	X	0
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	X	X	X	0
	<i>Alosa fallax fallax</i>	0	0	0	1
	<i>Synodus saurus</i>	X			
Apodes	<i>Anguilla anguilla</i>	0	0	X	0
	<i>Belone belone</i>	B	X	0	0
	<i>Syngnathus acus</i>	V	1	X	X
	<i>S. abaster</i>	V	1	X	X
	<i>S. typhle</i>	V	1	X	X
	<i>Nerophis ophidion</i>	V	0	0	1
	<i>Hippocampus ramulosus</i>	V	X	?	X
Gadidae	<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	0	X	0	0
	<i>Capros aper</i>	0	X	0	0
Serranidae	<i>Serranus hepatus</i>	0	0	X	0
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	X	X	X	X
	<i>Pomatomus saltator</i>	0	0	1	0
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	X	X	X	X
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	X	X	X	0
	<i>Spondylisoma cantharus</i>	0	0	1	0
	<i>Diplodus vulgaris</i>	X	X	X	X
	<i>D. sargus</i>	?	X	X	0
	<i>D. puntazzo</i>	?	?	X	0
	<i>D. annularis</i>	?	?	X	0
	<i>D. cervinus</i>	?	?	X	0
	<i>Sparus aurata</i>	?	X	X	0
	<i>Boops boops</i>	?	?	X	0
	<i>Centracanthus cirrus</i>	?	?	X	0
Labridae	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	?	?	X	0
	<i>Symphodus melops</i>	?	?	X	0
	<i>S. bailloni</i>	?	X	X	0
	<i>S. cinereus</i>	?	?	X	0
Ammodytidae	<i>Ammodytes tobianus</i>	X	X	0	0
Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>	B	X	X	?
	<i>Echiichthys vipera</i>	X	0	0	0
	<i>Uranoscopus scaber</i>	1	0	0	0

Family	Scientific name	E	L	J	A
Gobiidae	<i>Gobius niger</i>	B	?	X	X
	<i>G. paganellus</i>	B	?	X	X
	<i>G. cobitis</i>	B	?	X	X
	<i>Pomatoschistus microps</i>	B	?	X	X
	<i>P. pictus</i>	B	?	X	X
	<i>P. marmoratus</i>	B	?	?	X
Callionymidae	<i>Callionymus lyra</i>	X	1	0	0
Blenniidae	<i>Lipophrys pavo</i>	X	1	0	0
	<i>Parablennius pilicornis</i>	B	X	0	0
	<i>Coryphoblennius galerita</i>	B	?	0	1
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	B	X	0	0
	<i>Liza aurata</i>	?	X	X	X
	<i>L. saliens</i>	?	0	X	0
	<i>L. ramada</i>	?	0	X	1
	<i>Chelon labrosus</i>	?	0	X	0
Atherinidae	<i>Atherina presbyter</i>	B	X	X	X
	<i>A. boyeri</i>	B	X	0	0
Scorpaenidae	<i>Scorpaenidae sp.</i>	X	0	0	0
Triglidae	<i>Trigla lucerna</i>	?	0	1	0
Scophthalmidae	<i>Scophthalmus rhombus</i>	?	0	0	1
	<i>Zeugopterus punctatus</i>	1	0	0	0
Bothidae	<i>Arnoglossus laterna</i>	X	0	0	X
Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	X	0	0	0
Soleidae	<i>Solea lascaris</i>	?	0	1	0
	<i>S. senegalensis</i>	?	0	0	1
	<i>Buglossidium luteum</i>	1	0	0	0
	<i>Microchirus variegatus</i>	X	0	0	0
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	1	X	0	0
Batrachoididae	<i>Halobatrachus didactylus</i>	0	0	1	0

**ANEXO III – Amostragem: Comprovativo de Entrada em Laboratório
(Global Biosciences Center)**

Início da mensagem reencaminhada:

De: "Luis, Vanessa (Lisboa)" <Vanessa.Luis@sgs.com>

Assunto: [EXTERNAL] Testes de DNA ambiental (eDNA) em águas marítimas - Recepção de amostras

Data: 28 de maio de 2025 às 10:47:27 WEST

Para: Ivo Melim de Freitas <ivo.melim@ext.tecnoambiente.com>

Cc: "Garcia Barroso, Mercedes" <mercedes.garcia@tecnoambiente.com>

Bom dia Ivo,

Confirmo que no passado dia 21 de Maio, às 17h30 deram entrada na SGS duas amostras de água compostas, para análise de eDNA. As amostras foram entregues em mão pela Tecnoambiente.

Cumprimentos,
Vanessa Luis

Vanessa Zuzarte Luis
Global Biosciences Center
Chief Molecular Scientist

SGS Portugal, SA
Pólo Tecnológico de Lisboa
Rua Cesina Adões Bermudes, lote 11, nº1
1600-604 Lisboa – Portugal
E-mail: vanessa.luis@sgs.com
Web: www.sgs.pt

