The background of the book cover is a photograph taken from an aerial perspective, looking down at a large blue cargo ship sailing across dark, textured ocean waters. A prominent, dark, horizontal oil slick or wake extends from the ship's stern towards the right side of the frame. The ship's hull is visible, along with its deck structures and some equipment. The overall scene conveys a sense of environmental impact and marine pollution.

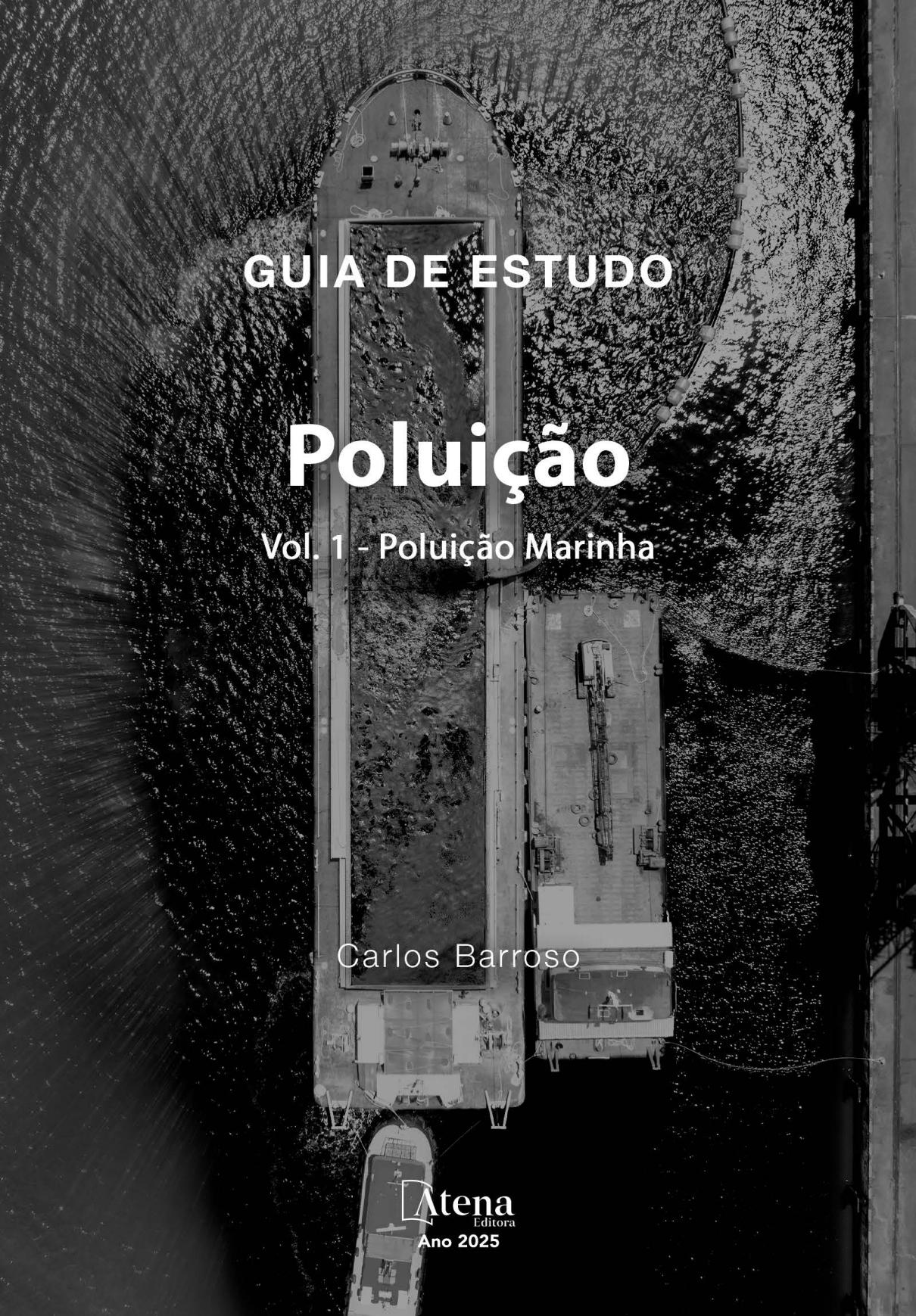
GUIA DE ESTUDO

Poluição

Vol. 1 - Poluição Marinha

Carlos Barroso

 **Atena**
Editora
Ano 2025

The background of the book cover is a black and white aerial photograph of a ship's deck. The deck is covered in various pieces of debris, trash, and equipment, illustrating the theme of marine pollution. The ship is positioned vertically in the center of the frame.

GUIA DE ESTUDO

Poluição

Vol. 1 - Poluição Marinha

Carlos Barroso

Editora chefe

Prof^a Dr^a Antonella Carvalho de Oliveira

Editora executiva

Natalia Oliveira Scheffer

Assistente editorial

Flávia Barão

Bibliotecária

Janaina Ramos

Projeto gráfico

Nataly Evilin Gayde

Thamires Camili Gayde

Vilmar Linhares de Lara Junior

Imagens da capa

iStock

Edição de arte

Yago Raphael Massuqueto Rocha

2025 by Atena Editora

Copyright © 2025 Atena Editora

Copyright do texto © 2025, o autor

Copyright da edição © 2025, Atena

Editora

Os direitos desta edição foram cedidos

à Atena Editora pelo autor.

Open access publication by Atena

Editora



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob a Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0).

A Atena Editora mantém um compromisso firme com a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação, assegurando que os padrões éticos e acadêmicos sejam rigorosamente cumpridos. Adota políticas para prevenir e combater práticas como plágio, manipulação ou falsificação de dados e resultados, bem como quaisquer interferências indevidas de interesses financeiros ou institucionais. Qualquer suspeita de má conduta científica é tratada com máxima seriedade e será investigada de acordo com os mais elevados padrões de rigor acadêmico, transparência e ética.

O conteúdo da obra e seus dados, em sua forma, correção e confiabilidade, são de responsabilidade exclusiva do autor, não representando necessariamente a posição oficial da Atena Editora. O download, compartilhamento, adaptação e reutilização desta obra são permitidos para quaisquer fins, desde que seja atribuída a devida autoria e referência à editora, conforme os termos da Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0).

Os trabalhos nacionais foram submetidos à avaliação cega por pares, realizada pelos membros do Conselho Editorial da editora, enquanto os internacionais passaram por avaliação de pareceristas externos. Todos foram aprovados para publicação com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

Guia de estudo: poluição, diagnóstico e ecologia aplicada

Autor: Carlos Miguel Miguez Barroso
Revisão: O autor
Diagramação: Nataly Evilin Gayde
Capa: Yago Raphael Massuqueto Rocha
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

B277	Barroso, Carlos Miguel Miguez Guia de estudo: poluição, diagnóstico e ecologia aplicada / Carlos Miguel Miguez Barroso. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2025.
	Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-65-258-3328-6 DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.286251205
	1. Poluição da água. I. Barroso, Carlos Miguel Miguez. II. Título.
	CDD 363.7394
	Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

DECLARAÇÃO DO AUTOR

Para fins desta declaração, o termo 'autor' é utilizado de forma neutra, sem distinção de gênero ou número, salvo indicação em contrário. Da mesma forma, o termo 'obra' refere-se a qualquer versão ou formato da criação literária, incluindo, mas não se limitando a artigos, e-books, conteúdos on-line, acesso aberto, impressos e comercializados, independentemente do número de títulos ou volumes. O autor desta obra declara, para todos os fins, que: 1. Não possui qualquer interesse comercial que constitua conflito de interesses em relação à publicação; 2. Participou ativamente da elaboração da obra; 3. O conteúdo está isento de dados e/ou resultados fraudulentos, todas as fontes de financiamento foram devidamente informadas e dados e interpretações de outras pesquisas foram corretamente citados e referenciados; 4. Autoriza integralmente a edição e publicação, abrangendo os registros legais, produção visual e gráfica, bem como o lançamento e a divulgação, conforme os critérios da Atena Editora; 5. Declara ciência de que a publicação será em acesso aberto, podendo ser compartilhada, armazenada e disponibilizada em repositórios digitais, conforme os termos da Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0). 6. Assume total responsabilidade pelo conteúdo da obra, incluindo originalidade, veracidade das informações, opiniões expressas e eventuais implicações legais decorrentes da publicação.

DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação está licenciada sob a Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0), que permite copiar, distribuir, exibir, executar, adaptar e criar obras derivadas para quaisquer fins, inclusive comerciais, desde que sejam atribuídos os devidos créditos ao(s) autor(es) e à editora. Esta licença substitui a lógica de cessão exclusiva de direitos autorais prevista na Lei 9610/98, aplicando-se os princípios do acesso aberto; 2. Os autores mantêm integralmente seus direitos autorais e são incentivados a divulgar a obra em repositórios institucionais e plataformas digitais, sempre com a devida atribuição de autoria e referência à editora, em conformidade com os termos da CC BY 4.0.; 3. A editora reserva-se o direito de disponibilizar a publicação em seu site, aplicativo e demais plataformas; 4. Em conformidade com a Lei Geral de Proteção de Dados (LGPD), a editora não cede, comercializa ou autoriza o uso de dados pessoais dos autores para finalidades que não tenham relação direta com a divulgação desta obra e seu processo editorial.

Conselho Editorial

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof^a Dr^a Ana Paula Peron – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof^a Dr^a Anelise Levay Murari – Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. Cirênia de Almeida Barbosa – Universidade Federal de Ouro Preto

Prof. Dr. Cláudio José de Souza – Universidade Federal Fluminense

Prof^a Dr^a Daniela Reis Joaquim de Freitas – Universidade Federal do Piauí

Prof^a Dr^a. Dayane de Melo Barros – Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a Dr^a Débora Luana Ribeiro Pessoa – Universidade Federal do Maranhão

Prof. Dr. Douglas Siqueira de Almeida Chaves – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Prof^a Dr^a Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Ferlando Lima Santos – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Prof^a Dr^a Fernanda Miguel de Andrade – Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria

Prof. Dr. Helio Franklin Rodrigues de Almeida – Universidade Federal de Rondônia

Prof. Dr. Igor Luiz Vieira de Lima Santos – Universidade Federal de Campina Grande

Prof. Dr. Jesus Rodrigues Lemos – Universidade Federal do Delta do Parnaíba – UFDPar

Prof. Dr. Jônatas de França Barros – Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Prof. Dr. José Aderval Aragão – Universidade Federal de Sergipe

Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará

Prof^a Dr^a Juliana Santana de Curcio – Universidade Federal de Goiás

Prof^a Dr^a Lívia do Carmo Silva – Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas

Prof^a Dr^a Magnólia de Araújo Campos – Universidade Federal de Campina Grande

Prof. Dr. Marcus Fernando da Silva Praxedes – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Prof. Dr. Maurilio Antonio Varavallo – Universidade Federal do Tocantins

Prof^a Dr^a Renata Mendes de Freitas – Universidade Federal de Juiz de Fora

Prof^a Dr^a Suely Lopes de Azevedo – Universidade Federal Fluminense

Prof^a Dr^a Taísa Ceratti Treptow – Universidade Federal de Santa Maria

Prof^a Dr^a Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

Prof^a Dr^a Vanessa da Fontoura Custódio Monteiro – Universidade Federal de Itajubá

Prof^a Dr^a Welma Emidio da Silva – Universidade Federal Rural de Pernambuco

APRESENTAÇÃO

Este livro é um Guia de Estudo de um Curso Avançado sobre Poluição (CAP) dirigido a estudantes de pós-graduação, investigadores e profissionais provenientes de diversas áreas científicas, que procuram compreender melhor como a poluição pode afetar os ecossistemas, a saúde humana e o uso dos recursos naturais, e conhecer estratégias para a sua prevenção e gestão. Este Guia tem o propósito de orientar o estudo dos formandos que frequentam o CAP, mas serve também como uma obra académica que propõe uma possível abordagem para o ensino do tema “Poluição”.

O CAP pode ser lecionado em instituições de ensino superior como um curso livre de curta duração, visando o desenvolvimento de competências pessoais e profissionais, acessível a um público diversificado. Pode também ser oferecido como uma unidade curricular (UC) isolada para estudantes do ensino superior ou outros interessados (sem vínculo ao ensino superior) que queiram aprofundar conhecimentos e complementar a sua formação académica, sem necessidade de inscrição num ciclo de estudos completo. O CAP pode ainda integrar ciclos de estudo formais (nomeadamente de mestrado e doutoramento), constituindo uma unidade curricular de um plano de estudos definido. Consoante o enquadramento, a duração do CAP pode variar entre 2-3 semanas (em regime intensivo) e um semestre completo. Ao longo deste Guia, o CAP é denominado como “Curso”, “Unidade Curricular (UC)” ou “Disciplina” (um sinónimo de “unidade curricular” muito utilizado em Portugal). Embora estes termos sejam aqui usados de forma equivalente, é mais comum, neste livro, utilizar-se “Unidade Curricular”, por se adequar melhor à terminologia utilizada nas instituições de ensino superior.

Em virtude da ONU ter proclamado 2021–2030 como a Década da Ciência Oceânica para o desenvolvimento Sustentável, o Oceano foi escolhido como o principal tema desta UC. Por esta razão, publica-se agora o Volume 1 do Guia de Estudo dedicado especialmente à Poluição Marinha. O Guia está dividido em duas partes. A Parte A descreve a UC de uma forma muito resumida, para que os estudantes consigam compreender melhor o modo de lecionação, os objetivos, os conteúdos, as metodologias, a avaliação e a coerência entre os conteúdos programáticos e os objetivos de aprendizagem. A Parte B apresenta uma das lições que integram a UC, com o objetivo de mostrar o grau de detalhe exigido nos diversos temas que compõem o seu programa.

Não se pretende neste guia fornecer toda a matéria lecionada nas aulas para evitar tornar o texto demasiado extenso e pouco atrativo para leitura. O objetivo é apresentar um resumo do programa para uma melhor contextualização dos seus conteúdos.

Nenhum texto foi gerado por inteligência artificial. Todas as imagens presentes nas figuras foram criadas pelo autor.

PREFÁCIO DO AUTOR	1
--------------------------------	----------

PARTE A

POLUIÇÃO MARINHA	9
-------------------------------	----------

1. Introdução	9
2. Enquadramento curricular	11
3. Objetivos e competências a desenvolver	12
4. Metodologias de ensino-aprendizagem	14
5. Pré-requisitos	15
6. Escolaridade	15
7. Conteúdos programáticos	15
8. Avaliação.....	18
8.1 Avaliação discente	18
8.2 Avaliação da unidade curricular	18
9. Programa da Unidade Curricular	19
Unidade 1. Introdução (lições T 1-2).....	19
Definição de Poluição Marinha	19
Fontes de poluição.....	21
Poluição no contexto da Ecologia Marinha	22
Poluição no contexto da atual “crise ambiental”	23
Poluição no contexto do desenvolvimento sustentável	24
Unidade 2. Tipos de poluição (lições T 3-4)	28
Critérios para classificação da poluição marinha	28
Poluição Térmica	29
Poluição por ruído subaquático	30
Poluição por campos eletromagnéticos	32
Poluição luminosa	32

ÍNDICE

Poluição por radionuclídeos	34
Poluição por lixo marinho.....	35
Poluição microbiológica	38
Poluição química	39
Unidade 3. Poluição química (lições T 5-9)	40
Classificação dos poluentes químicos.....	40
Dióxido de carbono	41
Nitratos e Fosfatos	42
Metais	44
Organometais	46
Hidrocarbonetos	49
Hidrocarbonetos halogenados.....	51
Poluentes emergentes.....	54
Unidade 4. Ecotoxicologia (lições T 10-13)	55
Toxicologia <i>versus</i> Ecotoxicologia	55
Destino e comportamento de contaminantes químicos no ambiente...56	
Toxicocinética e Toxicodinâmica	56
Efeitos Biológicos de Poluentes Químicos.....	58
Monitorização da poluição marinha	59
Avaliação do perigo de contaminantes químicos	60
Avaliação do risco de contaminantes químicos	63
Legislação ambiental.....	64
Unidade 5. Estudo de casos de poluição marinha (lições T 14-15).....	66

PARTE B

POLUIÇÃO POR TRIBUTILESTANHO (TBT) NA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA	70
1. Descrição sumária da lição	70
2. Objetivos de aprendizagem	70
2.1. Objetivos gerais	70
2.2. Objetivos específicos	71
3. Desenvolvimento da lição	72
3.1. Caracterização preliminar da poluição por TBT na costa portuguesa ..	73
3.2. Planificação da monitorização	80
3.3. Implementação da monitorização	85
3.4. Interpretação e discussão de alguns resultados obtidos na monitorização ..	91
4. Conclusão da lição	100
BIBLIOGRAFIA	102
SOBRE O AUTOR	111

PREFÁCIO DO AUTOR

Ao iniciar a primeira aula desta unidade curricular sobre Poluição, coloco algumas questões aos estudantes: (i) estamos a atravessar uma crise ambiental? (ii) quais são os principais problemas ambientais que temos pela frente? (iii) seremos capazes de os resolver? (iv) então, como fazê-lo?

É necessário que os estudantes tenham consciência da complexidade destes assuntos, para evitar simplificações grosseiras. Por esta razão, não se procura uma resposta cabal a estas perguntas na primeira aula, mas sim desenvolver um debate profundo em redor destas questões ao longo de muitas lições. No final do curso, as respostas irão surgir naturalmente, de forma mais responsável e refletida. Ao lançar um debate sobre estes temas, quero ouvir as opiniões dos estudantes, pois só assim consigo avaliar os seus conhecimentos, compreender as suas preocupações e interiorizar as suas vivências. É essencial perceber a sensibilidade dos mais jovens relativamente a estes temas, uma vez que pertencemos a gerações diferentes. Considero que o meu papel de docente não pode ser o de “ensinar” os estudantes através da mera transmissão de informação, mas sim o de ajudá-los a descobrir o conhecimento por si próprios. Para atingir esse objetivo, a curiosidade é um gatilho da mente humana que o docente deve saber manipular com mestria. Ao despertar a curiosidade dos estudantes e envolvê-los no processo de aprendizagem, a ação passa a centrar-se neles, ou seja, passam a ser os estudantes a buscar o conhecimento e a querer desenvolver competências por iniciativa própria, procurando o auxílio do docente. As aulas devem ser comparadas a uma sequência de episódios de uma boa série televisiva de ação, em que cada episódio deixa o espetador ansioso por assistir ao seguinte. A única diferença é que, no contexto da sala de aula, o espetador pode participar na ação e alterar, em parte, o guião da história e o curso dos acontecimentos, levando o docente a explorar temas acessórios, sempre que se revelem pertinentes para os objetivos do curso. O docente deve também procurar fazer a transposição de saberes para situações concretas e necessidades atuais, promovendo o debate sobre soluções para problemas reais que preocupam a nossa sociedade, na perspetiva de melhor integrar o estudante no futuro mercado de trabalho. O método até agora descrito não é novo, pois está alinhado com os objetivos do processo de Bolonha, que tem vindo a ser implementado nas duas últimas décadas nas universidades europeias.

Começando por responder à primeira questão – “estamos a atravessar uma crise ambiental?”, convém explicar que a palavra “crise” advém do latim *crisis*, ou do grego *krísis*, que significa “momento decisivo”. Em medicina, refere-se a um momento crítico de uma doença grave, determinando o destino do paciente (recuperação ou morte). Hoje, o significado da palavra ampliou-se para abranger qualquer situação de extrema dificuldade ou perigo. De facto, é inegável que estamos a passar por um momento decisivo em relação ao planeta. A Terra de hoje é muito diferente daquela que existia no final do século XVIII, em resultado da atividade humana. A Declaração de Amesterdão sobre as Alterações Globais,

assinada em 2001, reconhece que o Sistema Terrestre se afastou consideravelmente do intervalo de variabilidade natural exibido, pelo menos, nos últimos 500.000 anos, com magnitudes e taxas de alteração sem precedentes. Crutzen e Stoermer (2000) propuseram o termo ‘Antropocénico’ para denominar o presente intervalo de tempo geológico em que muitas condições e processos na Terra se encontram profundamente alterados devido à ação humana. Distingue-se, portanto, da corrente (ou recente) época do Holocénico, que se iniciou há cerca de 11.700 anos (após a última glaciação) e apresentou condições climáticas relativamente estáveis. Embora aquele termo ainda não tenha sido aceite pela Comissão Internacional de Estratigrafia, é consensual que a humanidade causou mudanças marcadas no planeta, algumas das quais poderão persistir durante séculos ou milénios. Por exemplo, tem havido uma exploração crescente dos recursos naturais, que tem acompanhado o crescimento da população humana e a sofisticação do seu estilo de vida. As capturas pela pesca cresceram rapidamente entre 1950 e 1990 e estabilizaram a partir daí, sinal de que atingiram o limite máximo para o padrão de exploração vigente; acresce que, atualmente, 38% dos stocks marinhos são explorados de forma não sustentável (FAO, 2024). À sobre-exploração dos recursos sobrepõem-se outras pressões. Por exemplo, estima-se que existam atualmente mais de 150 milhões de toneladas de lixo plástico no Oceano e, segundo uma projeção da Ellen MacArthur Foundation (2016), se a descarga de plásticos mantiver o ritmo atual, poderá haver, em 2050, eventualmente, mais plástico do que peixes (em peso). Hoje, mais de metade do pescado consumido é produzido pela aquacultura, antecipando-se que esta venha a representar cerca de dois terços da produção total em 2030 (FAO, 2024), impondo uma forte pressão nas zonas costeiras e águas interiores. Uma marca visível que a humanidade deixou no planeta foi a conversão de habitats naturais em terras agrícolas, as quais ocupam atualmente cerca de metade da superfície terrestre habitável; cerca de 80% destas terras agrícolas destinam-se a pastagens para gado ou à produção de alimento para animais, sendo apenas 16% utilizadas para cultivo de produtos para alimentação humana e 4% para outros fins (ex.: biocombustíveis ou fibras têxteis) (Ritchie & Roser, 2019). Os mamíferos selvagens (aquáticos e terrestres) representam apenas 4% da biomassa de todos os mamíferos do planeta – os seres humanos totalizam 34%, e todo o gado bovino, suíno, caprino, entre outros, representa quase 62%. As aves selvagens representam apenas 29% da biomassa de todas as aves (Ritchie & Roser, 2022). Por outro lado, o ser humano criou uma nova “Pangeia” ao interligar continentes, facilitando a invasão de novos territórios por espécies exóticas, o que representa uma grave ameaça à biodiversidade e ao equilíbrio dos ecossistemas. Estas deslocam-se em milhares de aviões que cruzam os céus todos os dias (ex: são registadas cerca de 100.000 aterragens diárias em todo o mundo) (FlightAware, 2024); viajam também em milhares de embarcações que percorrem o Oceano diariamente (a frota comercial global, em 2024, era composta por 109 mil navios, cada um com pelo menos 100 toneladas de arqueação bruta) (UNCTAD, 2024), ou derivam à boleia de jangadas de lixo flutuante. Para além disso, são transportadas por veículos que percorrem uma rede viária - composta por estradas, pontes, túneis ou outras infraestruturas - que conecta praticamente todos os territórios terrestres.

Crutzen e Stoermer (2000) sugeriram que a data do início do Antropocénico deveria coincidir com o início da Revolução Industrial, no final do século XVIII, altura em que se começou a utilizar o motor a vapor e se iniciou a utilização massiva de combustíveis fósseis. No entanto, quando se analisa a evolução da sociedade e do Sistema Terra entre 1750 e os dias de hoje, verifica-se que foi em meados do século XX (após a Segunda Guerra Mundial) que se iniciou uma “Grande Aceleração” na transição socioeconómica (ex.: crescimento da população humana, aumento do produto interno bruto, maior uso de energia primária, de água e de fertilizantes, aumento do transporte de pessoas e mercadorias, etc.). Simultaneamente, a partir de meados do século XX, houve uma mudança de estado no Sistema Terra que ultrapassou a gama de variabilidade do Holocénico. Segundo Zalasiewicz et al. (2015), a “Grande Aceleração” poderia marcar o início do Antropocénico, sendo que estes autores propõem 16 de julho de 1945 como a data de transição para a nova época. Esse dia corresponde à detonação da primeira bomba atómica, no deserto do Novo-México, com a consequente libertação de radionuclídeos para a atmosfera, seguida do seu transporte global e deposição nas camadas sedimentares, deixando um sinal inconfundível da atividade humana. Conclui-se, portanto, que o estado atual do planeta não é apenas diferente do período “pré-industrial”, ele é distinto do que era há 80 anos, o que é pouquíssimo tempo – menos do que a esperança média de vida à nascença em Portugal. Desde essa altura, ocorreram grandes mudanças no planeta ao nível da atmosfera (ex.: elevada concentração de gases com efeito de estufa - GEE), da hidrosfera (ex.: aumento da temperatura e acidificação do Oceano), da criosfera (ex.: derretimento dos glaciares) e da biosfera (ex.: perda de biodiversidade). Estima-se que as taxas de extinção de espécies tenham aumentado devido à ação humana e atingido níveis sem precedentes nos últimos 65 milhões de anos, sugerindo que poderá ter-se iniciado uma nova extinção em massa. A diferença é que as extinções anteriores tiveram como causa eventos naturais (ex.: vulcanismo, impacto de asteroides), enquanto a atual está a ser provocada por uma espécie: *Homo sapiens*. Tome-se o exemplo do desaparecimento acelerado de recifes de corais nos últimos anos. Albright & Cooley (2019) estimam que os corais ocupam menos de 1% do fundo do Oceano, mas suportam aproximadamente um quarto da biodiversidade marinha. Para o planeta não seria a primeira vez que ocorreria uma extinção em massa. A Terra formou-se há cerca de 4,5 mil milhões de anos e tem sofrido muitas alterações. Os registos fósseis sugerem que mais de 99% de todas as espécies que já existiram se extinguiram (Cunningham & Cunningham, 2012). O problema não é propriamente o planeta - que é inherentemente mutável e já assistiu a extinções de um grande número de espécies que abriram lugar ao surgimento da nossa espécie -, mas sim a frágil estabilidade da sociedade humana, que não está preparada para mudanças drásticas do Sistema Terra. Estamos perante o insólito de sermos a causa da mudança do planeta e a ironia de sabermos quão frágeis somos a essa mudança.

Por estas razões, a resposta à primeira questão é simples: sim, atravessamos uma crise ambiental. Isto significa que vivemos um momento decisivo, sendo urgente adotar um novo modelo de desenvolvimento. Esta preocupação não é nova, pois vinha expressa no relatório “O Nosso Futuro Comum”, também conhecido como “Relatório Brundtland”. Este relatório, publicado em 1987 sob a égide da Organização das Nações Unidas (ONU), propôs uma série de ações com vista ao desenvolvimento sustentável, definido como “o desenvolvimento que atende às necessidades da geração presente sem comprometer as necessidades das gerações futuras”. Desde essa altura até à adoção, em 2015, da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, sob o lema “Transformar o Nosso Mundo”, decorreram 28 anos. Ao longo desse percurso, foram implementadas medidas relevantes, como o Protocolo de Montreal, em 1989, que conteve a depleção do ozono estratosférico, as políticas de regulação do uso de fertilizantes nos países da OCDE, ou o Protocolo de Quioto, em vigor desde 2005, com o objetivo de reduzir as emissões de GEE, para além de outras iniciativas. Melhoraram alguns indicadores ambientais globais, mas, infelizmente, muitos pioraram drasticamente, como é o caso da concentração de GEE na atmosfera, da acidificação do Oceano, da perda de floresta tropical, ou da perda de biodiversidade, entre outros. O Secretário-Geral da ONU, António Guterres, tem afirmado repetidamente que os líderes internacionais enfrentam um teste de credibilidade quanto ao cumprimento dos compromissos assumidos em 2015, no âmbito do Acordo de Paris e dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, e tem exortado os governantes a declararem o estado de emergência climática. Várias instituições já o fizeram, e o próprio Parlamento Europeu aprovou, em 2019, uma resolução que declara a “Emergência Climática e Ambiental” (Fig. 1). Este alerta é importante porque os dados têm demonstrado que, ao longo do tempo, nos afastamos perigosamente das condições ambientais do Holocénico. Relativamente ao



Figura 1. Parlamento Europeu em Estrasburgo, França.

clima, em 2024, a concentração atmosférica média global de CO₂ situou-se em 423 ppm, de acordo com a NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), que é superior a 280 ppm do tempo pré-industrial e a mais alta dos últimos 2 milhões de anos (Arias et al., 2021). O ano de 2024 foi o mais quente de que há registo; de acordo com a Organização Meteorológica

Mundial, a temperatura média global em 2024 foi 1,55°C superior à do período pré-industrial (1850-1900). Embora não se deva interpretar anos isolados como determinantes, o que é certo é que temos assistido, recentemente, a recordes anuais sucessivos (os últimos dez anos foram os mais quentes), enquanto a média móvel tem aumentado de forma consistente e continuará a subir até meados deste século para todos os cenários

de emissão de GEE. Este fenómeno tem causado uma subida global do nível do mar (entre 2006 e 2018, o valor médio estimado foi de 3,7 mm/ano) e uma maior frequência de eventos climáticos extremos, com impactes significativos na economia global, na qualidade de vida das populações e nos ecossistemas (Arias et al., 2021). O 6º relatório do IPCC chama a atenção de que as alterações climáticas estão a intensificar-se. Mostra que a temperatura média global nos próximos anos poderá ultrapassar permanentemente 1,5°C. É expectável que ocorram globalmente mais vagas de calor, estações quentes mais longas e estações frias mais curtas, chuvas mais intensas (associadas a inundações) e secas mais severas (com mais incêndios). Haverá maior derretimento do permafrost e dos glaciares, e o gelo marinho do Ártico poderá desaparecer durante o verão, despoletando mecanismos de retroalimentação positivos que reforçarão o aquecimento global. As vagas de calor no Oceano vão ser mais frequentes e vai acentuar-se a sua acidificação e desoxigenação. O aumento do nível do mar é, provavelmente, irreversível e continuará durante centenas de anos. Se as emissões de GEE continuarem ao ritmo atual, a temperatura global poderá aumentar 2,1–3,5°C até ao final do século XXI, relativamente ao período pré-industrial.

Surge, inevitavelmente, outra pergunta: conseguiremos resolver a atual crise ambiental? Reverter o processo é difícil - ou mesmo impossível - em muitos aspectos, mas podemos evitar que se agrave. Relativamente às alterações climáticas, é necessário apostar na transição energética e reduzir urgentemente as emissões de GEE. Por exemplo, o Reino Unido e a União Europeia comprometeram-se a reduzir drasticamente a emissão de GEE com o objetivo de atingir a neutralidade carbónica até 2050 - condição necessária, à escala global, para o cumprimento das metas do Acordo de Paris. Segundo a Comissão Europeia, no espaço comunitário as emissões de GEE diminuíram 24% entre 1990 e 2019, enquanto a economia cresceu 60% no mesmo período, o que sugere ser possível desacoplar o crescimento económico dos impactes ambientais. A China, atualmente o maior emissor de GEE para a atmosfera (embora os EUA sejam ainda o principal responsável em termos cumulativos), planeia atingir a neutralidade carbónica em 2060; a Índia, o terceiro maior emissor, estabeleceu esse objetivo para 2070. Se, por um lado, estas são boas notícias, por outro, são preocupantes, porque a concentração de CO₂ na atmosfera só deixará de aumentar quando as emissões líquidas antropogénicas globais deste gás forem nulas – algo que permanece inatingível no curto prazo e que já se encontra praticamente fora da trajetória almejada no Acordo de Paris. Para além da redução sustentada dos GEE a médio e longo prazo, há medidas simples que podem ser implementadas de imediato – por exemplo: eliminar fugas de metano para a atmosfera a partir de gasodutos ou aterros sanitários; travar a desflorestação; melhorar a eficiência na produção e utilização da energia; ou desativar centrais termoelétricas ineficientes. Ao longo do curso, serão ainda apresentadas mais medidas.

Será que, num futuro próximo, conseguiremos alcançar o Grande Desacoplamento entre a economia e os impactes ambientais, ou assistiremos ao Grande Colapso? De acordo com Steffen et. al. (2015a), os últimos anos da Grande Aceleração mostraram sinais de ambos, mas só dentro de algum tempo, infelizmente, saberemos a resposta a esta pergunta.

Uma coisa é certa: o modelo de desenvolvimento económico tem de ser revisto. Não é só a economia que tem de passar de linear a circular, é toda a filosofia que lhe está subjacente. O produto interno bruto (PIB) – um importante indicador do desempenho económico de um país – não considera o bem-estar humano nem a sustentabilidade planetária, pois o PIB pode aumentar quando há, por exemplo, pesca excessiva, corte abusivo de florestas, práticas agrícolas e aquícolas agressivas ou uso intensivo de combustíveis fósseis. Destruir o capital natural não pode ser interpretado como um aumento da riqueza de um país. Pode representar um ganho momentâneo para uma geração, mas uma enorme perda para as vindouras. Infelizmente, o surgimento, em pleno século XXI, de governantes populistas, que são reféns de ciclos eleitorais e de planos económicos de curto prazo, tende a privilegiar ganhos momentâneos, o que frustra a esperança de que o mundo possa efetivamente progredir na direção certa. É também necessário ter em conta as externalidades da atividade económica (o mercado do carbono é um exemplo disso), devendo-se incorporar nos preços dos bens e serviços os custos ambientais associados. Por outro lado, vivemos numa sociedade de consumo que é refém de uma economia de mercado assente numa produção intensiva, a qual faz disparar a oferta de bens e serviços a preços cada vez mais baixos. Como a oferta geralmente excede a procura, o consumo tem sido incentivado por campanhas de *marketing* muito agressivas, aliadas a facilidades de crédito. Esta estratégia cria “falsas necessidades” nas pessoas, levando-as a consumir desenfreadamente, muitas vezes como forma de validação social. A economia de mercado não tem de ser perniciosa, desde que os Estados imponham regras que salvaguardem o ambiente e as pessoas. A prova disso é que países com este modelo económico têm liderado, nos últimos anos, políticas de desenvolvimento sustentável (note-se a evolução cronológica, porque do erro emergiu a aprendizagem). É preciso também acabar com o apoio político e financeiro (ex.: crédito subsidiado, benefícios fiscais, apoio administrativo, etc.) a atividades económicas que ocultem custos ambientais. Esses instrumentos favorecem a produção não sustentável e, como consequência, podem causar a sobre-exploração de recursos e a degradação do ambiente. Para agravar a situação, os conflitos armados em várias partes do mundo têm provocado uma insegurança generalizada no seio das nações, o que leva a um aumento do investimento em armamento que desviará recursos (tempo e dinheiro) que deveriam ser aplicados na transição para uma economia de baixo carbono e na proteção do ambiente.

Deixo aos estudantes sinais de preocupação e de esperança, mas também uma certeza: devemos agir rapidamente, porque atravessamos um momento decisivo, e eles são peças fundamentais neste processo. Pretende-se, assim, despertar o interesse da turma para as aulas que se seguem. Ao longo deste curso, deverão descobrir de que forma podem contribuir para a resolução dos atuais problemas ambientais, enquanto profissionais e cidadãos. Uma vez que esta unidade curricular se dedica à formação na área da Poluição, pretende-se caracterizar este fenómeno de forma abrangente, bem como ensinar os estudantes a diagnosticar e prevenir situações de poluição, e a aplicar medidas que visem

a proteção dos ecossistemas e da saúde pública. Por fim, sensibilizo os estudantes para a importância de se difundir o conhecimento científico junto do grande público. A divulgação de ciência deve ser incentivada, na medida em que é fundamental facilitar o acesso ao conhecimento científico e incluir o cidadão comum no debate sobre temas que podem impactar a sua vida, como é, sem dúvida, o caso da poluição. A prevenção e redução da poluição passa por escolhas voluntárias e comportamentos individuais alinhados com um estilo de vida mais “amigo do ambiente”, o que só é possível se a população estiver consciente dessa necessidade. Por exemplo, uma comunidade informada pode adaptar-se mais rapidamente ao modelo de economia circular e ajustar os seus hábitos de consumo, gerando menos poluição. Pode também exigir aos governantes políticas ambientais mais ambiciosas e, simultaneamente, acatar com boa vontade medidas que lhe forem impostas (ex.: novos comportamentos, pagamento de novas taxas e impostos, etc.). Em suma, a divulgação científica na área da poluição promove o acesso da sociedade à informação - muitas vezes inacessível ao público por estar codificada na esfera dos especialistas - e apela à responsabilização e ao envolvimento direto dos cidadãos nas políticas ambientais (cidadania ativa), bem como à sua sensibilização para a adoção de práticas ambientalmente adequadas. Tornar este guia de estudo acessível ao público em geral, não o restringindo à esfera académica, é uma forma de contribuir para a disseminação do conhecimento científico à sociedade.

Pelo facto de a ONU (Fig. 2) ter proclamado 2021–2030 como a Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável, este primeiro volume do guia é dedicado especialmente à poluição marinha e à literacia do Oceano. Pretende dar a conhecer, tanto a estudantes como ao público em geral, a importância que o Oceano tem para a Humanidade e como o Oceano é afetado pela atividade humana. Fazê-lo em português é o tributo que presto a uma língua riquíssima, que serve de elo cultural e histórico a quase 300 milhões de pessoas. Trata-se da língua oficial de nove nações, espalhadas por vários continentes, que, historicamente, foram unidas pelo mar. *É em português, e pelo Mar, que disponibilizo este guia.*



Figura 2. Sede da Organização das Nações Unidas (ONU) em Nova Iorque (EUA). A ONU tem desempenhado um papel fundamental na promoção do desenvolvimento sustentável e na proteção do ambiente, ao elaborar acordos e convenções internacionais, e ao estabelecer marcos e objetivos globais. Em 2017 a ONU proclamou 2021–2030 como a Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável.

PARTE A

Resumo da Unidade Curricular Poluição

Sub-tema Poluição Marinha

POLUIÇÃO MARINHA

1. INTRODUÇÃO

Após a revolução industrial assistiu-se a um rápido crescimento da população humana, acompanhado por um grande progresso tecnológico, uma intensificação da produção de alimentos e um aumento da exploração dos recursos naturais. Vastas áreas foram reclamadas para a expansão urbana e industrial, ou foram convertidas para a prática da agricultura, silvicultura, pecuária e aquacultura, com consequente modificação de habitats. Foram descobertos novos materiais e fontes de energia, e criaram-se novos produtos, hábitos e padrões de consumo que transformaram o estilo de vida da sociedade. Ao longo deste processo, uma crescente diversidade de poluentes tem sido libertada para o ambiente, causando efeitos adversos nos ecossistemas e na saúde humana. À medida que a humanidade foi ganhando consciência de que a sua atividade conduzia a uma degradação da qualidade ambiental, operou-se uma mudança de paradigma civilizacional. Hoje assume-se que o desenvolvimento deve ser sustentável, devendo respeitar o bom estado dos ecossistemas e a perpetuidade dos recursos renováveis. A recente Agenda 2030 da ONU e o novo Pacto Ecológico Europeu (*European Green Deal*) da União Europeia (UE) reforçam esta estratégia de desenvolvimento. Este último, em sintonia com o Plano de Recuperação para a Europa, visa orientar a política económica no espaço europeu com vista, entre outros aspetos, a: (i) preservar e recuperar os ecossistemas e a biodiversidade, (ii) mobilizar a indústria para uma economia circular e limpa, (iii) alcançar zero emissões líquidas de gases com efeito de estufa, (iv) atingir a meta de “poluição zero” para se atingir um ambiente livre de substâncias tóxicas (European Commission [EC], 2019). Portugal está alinhado com esta política de desenvolvimento, sendo que a própria Constituição da República Portuguesa¹ incumbe ao Estado o dever de prevenir e combater a poluição, "promover o aproveitamento racional dos recursos naturais, salvaguardando a sua capacidade de renovação e a estabilidade ecológica", bem como o de promover a educação ambiental e o respeito pelos valores do ambiente.

Recentemente, o oceano tem recebido uma maior atenção no âmbito da política mundial para o ambiente por se reconhecer que constitui uma fonte muito importante de recursos naturais, representa uma importante reserva de biodiversidade e fornece serviços de ecossistema essenciais. Em junho de 2017, na 1ª Conferência do Oceano, organizada pela ONU em Nova Iorque, os Estados-membros reforçaram o compromisso de implementar o ODS 14 da Agenda 2030, que visa a conservação e uso sustentável do oceano e dos recursos marinhos, e de acelerar as ações para prevenir e combater a poluição marinha. Na UE é amplamente reconhecida a importância do mar para a qualidade de vida das populações e para o desenvolvimento económico e social, sendo este aspecto relevante também pelo facto da UE ser detentora de um vasto território marítimo. Neste contexto,

¹ Artigo 66 (Ambiente e Qualidade de Vida) da Constituição da República Portuguesa (VII revisão constitucional, 2005).

a Comissão Europeia definiu, em 2012, a estratégia do “Crescimento Azul” com o intuito de promover o desenvolvimento sustentável do sector marítimo, integrado na Estratégia “Europa 2020”. A aposta na economia azul visou estimular o desenvolvimento económico da UE com base em atividades ligadas ao mar, nomeadamente, nos sectores da energia, aquacultura, recursos minerais, biotecnologia e turismo. Portugal tem seguido esta estratégia de desenvolvimento não apenas por ser um Estado-membro da UE, mas porque ao longo da sua história estabeleceu uma forte ligação cultural e económica com o mar. Recentemente, Portugal reviu a sua política na área do mar e definiu uma “Estratégia Nacional para o Mar” que visa o crescimento azul numa perspetiva intersectorial e com base no conhecimento e inovação em todas as atividades e usos do mar. Reforçar o potencial da Economia do Mar, assegurando a sustentabilidade ambiental e dos recursos marinhos, é uma das prioridades da Agenda Estratégica Portugal 2030. Esta estratégia tem grande relevância para o nosso país dada a elevada extensão da sua linha de costa, quando comparada com a área terrestre, e a ampla zona económica exclusiva marítima (ZEE). A área sob jurisdição marítima portuguesa pode aumentar consideravelmente com a extensão da plataforma continental além das 200 milhas, prevista na Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar. Para além do seu valor geopolítico, a importância do mar para o desenvolvimento económico de Portugal assenta no potencial dos seus recursos biológicos (ex.: pesca, aquacultura, biotecnologia), minerais (ex.: metais, inertes, etc.) e energéticos (ex.: petróleo, gás natural, hidratos de metano, energia das ondas, das marés e do vento), bem como nas condições favoráveis que dispõe para o transporte marítimo e para o turismo costeiro. Um aspeto crucial do crescimento azul, no âmbito da política marítima integrada da UE, é garantir que o desenvolvimento seja feito preservando o bom funcionamento dos ecossistemas. Nesta conjuntura, têm surgido diversas peças legislativas como, por exemplo, a Diretiva Quadro da Água (DQA; Diretiva 2000/60/CE) e a Diretiva Quadro da Estratégia Marinha (DQEM; Diretiva 2008/56/CE), com o objetivo de proteger os ecossistemas aquáticos e assegurar que as atividades humanas se mantenham a um nível que seja compatível com a manutenção de um bom estado ambiental. Neste contexto, é essencial aplicar uma política eficaz de prevenção e controlo da poluição marinha.

A grande relevância que as questões ambientais têm nos dias de hoje, e o rápido avanço do conhecimento na área das ciências naturais e do ambiente, têm conduzido à formação de quadros técnicos especializados nesta área. As universidades têm-se destacado neste domínio, não só pela investigação que aí se realiza, como pelos cursos de graduação e pós-graduação que oferecem. A presente unidade curricular (UC) é um exemplo disso mesmo, oferecendo formação em poluição a estudantes de pós-graduação de diversos cursos e áreas científicas. O principal objetivo desta formação é dar a conhecer aos estudantes a importância deste tema e dotá-los de competências que venham a ser úteis para investigar, divulgar, avaliar e/ou gerir situações de poluição em diversos contextos de trabalho. Esta formação torna-se muito relevante numa altura em que a UE reforça a

aposta na exploração sustentável e eficiente dos recursos marinhos, e se compromete a proteger e recuperar os ecossistemas marinhos com vista a atingir/manter o bom estado ambiental. A formação nesta área é também muito importante porquanto a estratégia de Portugal para o mar visa: (i) aumentar a contribuição da economia do mar para o Produto Interno Bruto, procurando promover o investimento e o emprego neste setor; (ii) reforçar a capacidade científica e tecnológica nacional na área do mar; (iii) atingir o bom estado ecológico das suas águas marinhas e estuarinas; (iv) aumentar a área marinha protegida; (v) estender a sua plataforma continental, o que acarreta uma maior responsabilidade na gestão e ordenamento de uma das maiores áreas marítimas do mundo.

2. ENQUADRAMENTO CURRICULAR

Este trabalho é o primeiro volume do guia de estudo (Curso Avançado em Poluição) oferecido a profissionais, investigadores e estudantes universitários de pós-graduação que trabalham ou se formam nas áreas da Biologia, Ciências do Ambiente, Ecologia, Ciências do Mar, Educação Ambiental, Ciências da Terra, Ciências da Saúde, Biotecnologia, Gestão de Recursos Naturais, Sustentabilidade Ambiental, Ecotoxicologia, Aquacultura, Pescas, Tecnologia Alimentar, Ciências Farmacêuticas, ou outras áreas científicas relacionadas. Trata-se de um curso multidisciplinar transversal a muitas áreas do conhecimento que pode ser lecionado em instituições de ensino superior e outras organizações. A carga de trabalho exigida neste curso corresponde a 6 ECTS (“European Credit Transfer System”). Pode ser ministrado num período flexível de tempo, desde o formato intensivo de poucas semanas, até a um modo extensivo de um semestre.

Este primeiro volume é dedicado especialmente à Poluição Marinha em virtude de a ONU ter proclamado 2021–2030 como a Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável. Ao mesmo tempo, nos últimos anos tem-se notado um aumento da procura dos estudantes por esta área, em sintonia com a crescente consciencialização social sobre a importância do mar. Estes têm reconhecido que Portugal e a UE estão a fazer uma forte aposta na economia do mar e na salvaguarda da qualidade ambiental das massas de água marinhas e estuarinas, o que pode favorecer a empregabilidade nesta área. A nível nacional este aspeto torna-se ainda mais relevante quando se antevê uma substancial extensão da plataforma continental portuguesa nos próximos anos, o que reforça o potencial para a exploração de recursos biológicos, minerais e energéticos no leito marinho e subsolo. Por outro lado, a UC insere-se numa área de investigação científica que se encontra em rápida expansão, uma vez que o mar, em grande parte, é ainda amplamente desconhecido.

3. OBJETIVOS E COMPETÊNCIAS A DESENVOLVER

Um dos objetivos gerais da presente unidade curricular é que os estudantes dominem conceitos fundamentais sobre Poluição e Ecologia (desenvolvimento de saber teórico), de forma a: (i) compreenderem o que é a poluição e contextualizar este tópico no que diz respeito às principais ameaças que se colocam ao planeta; (ii) reconhecerem que existe uma grande diversidade de poluentes que podem exercer, isoladamente ou em conjunto, uma forte pressão sobre os ecossistemas e a saúde pública; (iii) conseguirem identificar os principais grupos de poluentes e perceber como estes podem afetar os ecossistemas, a saúde humana e/ou os vários usos dos recursos naturais disponíveis; (iv) reconhecerem a importância dos indicadores biológicos para avaliar o estado de qualidade ambiental; (v) saberem como se pode prevenir e combater a poluição. Outro objetivo geral é que os estudantes apliquem o conhecimento adquirido para avaliar situações novas (ex.: casos de poluição recentes) ou para resolver questões de caráter teórico e prático no âmbito da poluição que surgem nas aulas ou fora desse contexto (desenvolvimento do saber aplicado). O terceiro objetivo geral é que os estudantes melhorem as capacidades de avaliação e análise crítica da informação, de argumentação e de comunicação (desenvolvimento de saberes transversais). Pretende-se, também, que tenham uma visão holística da realidade, integrando as componentes económica, social e ambiental, evitando raciocínios demasiadamente simplistas na forma como abordam as temáticas sobre o ambiente. Assim, esta UC não pretende ser apenas um veículo para a transmissão de conhecimentos, mas sobretudo um instrumento para o desenvolvimento de competências. Como objetivos específicos, a UC visa que os estudantes desenvolvam as capacidades abaixo indicadas relativas ao saber teórico, aplicado e transversal.

Saber teórico

- i) Compreender o atual cenário de “crise ambiental” global, prever a sua evolução e posicionar a poluição nesse contexto.
- ii) Reconhecer os principais tipos de poluição e perceber que os ecossistemas estão sujeitos a uma combinação complexa e multiplicadora de vários fatores de stresse.
- iii) Identificar e caracterizar as principais fontes de poluição e as respetivas tendências de evolução temporal.
- iv) Conhecer os principais grupos de poluentes químicos e os seus impactes ao nível dos ecossistemas (integrando os diferentes níveis de organização biológica) e saúde humana.
- v) Compreender a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas com vista à sua proteção e exploração sustentável.
- vi) Reconhecer o papel da biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas.
- vii) Reconhecer a importância dos indicadores biológicos para avaliar o estado de qualidade ecológica/ambiental.
- viii) Identificar as principais ações para prevenir e combater a poluição.
- ix) Dominar conceitos fundamentais de ecotoxicologia que permitam compreender: (a) como os contaminantes químicos se movem e distribuem no ambiente; (b) como são absorvidos, distribuídos, metabolizados e eliminados pelos organismos; (c) que

efeitos podem provocar em diferentes níveis de organização biológica; (d) como se pode monitorizar a sua presença e os seus efeitos no ambiente; (e) como se pode avaliar o perigo e o risco que representam para os ecossistemas.

x) Conhecer a legislação internacional e nacional mais relevante no contexto da poluição marinha.

Saber aplicado

- i) Desenvolver a capacidade de avaliar novas situações de poluição e aplicar o conhecimento teórico para diagnosticar problemas e definir medidas de ação. Para além dos casos de poluição que estudam no âmbito da UC, os estudantes são incentivados a participar em várias palestras que se organizam todos os anos na Universidade no âmbito da Poluição, Ecotoxicologia e áreas afins, cujos conteúdos podem ser trazidos para discussão nas aulas, ou ser discutidos com o(s) docente(s) fora do tempo de aulas.
- ii) Evidenciar capacidade para perceber, analisar e discutir problemas no âmbito da poluição marinha. Os estudantes são incentivados a participar ativamente nas aulas, quer de forma espontânea, quer respondendo a questões colocadas pelo(s) docente(s) relativamente à matéria lecionada.
- iii) Estabelecer relações conceptuais entre os conteúdos programáticos das componentes teórica, teórico-prática e prática.
- iv) Compreender métodos de investigação no âmbito do estudo da poluição.
- v) Desenvolver aptidões para execução de trabalho laboratorial e de campo.
- vi) Desenvolver a capacidade de exploração e tratamento de dados.
- vii) Demonstrar originalidade e criatividade na abordagem de problemas, e desenvolver o pensamento crítico.

Saber transversal

- i) Desenvolver a capacidade de pesquisa bibliográfica, nomeadamente, ao nível da identificação e validação de fontes de informação relevantes, da avaliação crítica das fontes identificadas, do domínio das técnicas de recolha de informação e da interpretação dessa informação.
- ii) Incrementar a aptidão do uso de meios informáticos para pesquisa/tratamento de dados e para a elaboração de relatórios e pósteres.
- iii) Melhorar a forma de expressão oral e escrita, utilizando corretamente a linguagem técnica no âmbito da poluição marinha (ex.: elaboração, apresentação e discussão oral de pósteres; escrita de relatórios; respostas a perguntas do exame).
- iv) Desenvolver a capacidade de revisão do estado de conhecimento sobre um tópico do saber científico e saber comunicar sobre esse tópico de forma clara e sem ambiguidades, quer a especialistas, quer a não especialistas (ex.: pôster de divulgação científica).
- v) Manifestar capacidade de aprendizagem autónoma e de trabalho em equipa.

4. METODOLOGIAS DE ENSINO-APRENDIZAGEM

O ensino desta unidade curricular é focado nas vertentes do conhecimento fundamental e aplicado. Para melhor articular estas vertentes, são apresentados vários casos de poluição com o propósito de: (i) ilustrar conceitos teóricos, possibilitando a sua melhor compreensão; (ii) permitir que os estudantes apliquem o saber teórico a situações reais de poluição, visando o desenvolvimento do pensamento crítico e criativo para a análise de casos; (iii) preparar os estudantes para o cenário que poderão encontrar aquando da sua integração no mercado de trabalho. Estes estudos de casos são apresentados respeitando a sua evolução histórica, mas estão essencialmente centrados na discussão de problemas atuais, visando debater os desafios da sociedade moderna rumo ao desenvolvimento sustentável. Os casos são apresentados pelo(s) docente(s) ao longo do semestre na sala de aula e em visitas de estudo, e pelos estudantes durante uma sessão de pôsteres a realizar na última semana letiva. É dado um exemplo de um estudo de caso na parte final deste guia de estudo.

Nas lições teóricas serão utilizados os métodos expositivo e interrogativo. O método expositivo é baseado na exposição oral de informação, sendo promovido um estilo de “aprendizagem fácil”, utilizando-se metodologias audiovisuais eficazes (ex.: projeção de ilustrações, fotografias e vídeos). Uma vez que no método expositivo a participação do estudante é geralmente reduzida, o docente optará também pelo método interrogativo para estimular o estudante a aprofundar e integrar conhecimentos. Assim, a participação dos alunos é frequentemente solicitada durante as lições, para que estes intervenham ativamente na discussão dos temas apresentados, expondo as suas ideias, formulando questões, sugerindo hipóteses e propondo formas de resolver os problemas colocados pelo docente, incluindo reflexões sobre as responsabilidades éticas e sociais resultantes dessas soluções.

As lições teórico-práticas acompanham e complementam os assuntos abordados nas lições teóricas, visando a aplicação do conhecimento teórico. Na componente TP os estudantes debatem temas da atualidade, e fazem uma visita de estudo onde observam “no terreno” algumas situações de poluição ou de mitigação de poluição abordadas nas lições teóricas.

Nas lições práticas os estudantes realizam colheitas de campo e executam trabalho laboratorial. Para além disso, estudam novos casos de poluição e promovem a sua divulgação através de pôsteres, sendo estes casos escolhidos pelos estudantes, de forma a promover o seu papel ativo no processo de aprendizagem.

O material de natureza didático-pedagógica será disponibilizado aos estudantes através de um portal na internet. Assim, os estudantes podem ter acesso aos documentos que são apresentados nas lições, o que lhes permite rentabilizar o estudo e maximizar a aprendizagem. Os sumários das lições são disponibilizados no final de cada aula. No início do semestre é também disponibilizado neste portal um dossiê pedagógico onde consta o modo de funcionamento da UC. Por fim, e não menos importante, os estudantes têm acesso livre e gratuito a este guia de estudo desde o primeiro dia de aulas, que servirá para orientar o estudo. Não se pretende neste guia fornecer toda a informação ministrada das aulas

porque isso iria tornar o texto demasiado extenso e pouco atrativo para leitura. O objetivo é apresentar um resumo dos temas a abordar durante o semestre, que servirá para uma melhor contextualização dos conteúdos programáticos.

5. PRÉ-REQUISITOS

Os estudantes admitidos a esta formação específica em poluição são detentores do grau de licenciado (ou equivalente legal) em áreas científicas que podem variar entre Biologia, Ciências Biológicas, Ciências Naturais, Ecologia, Ciências Ambientais, Ciências Veterinárias, Bioquímica, Química, Ciências da Saúde, Biotecnologia, ou outras áreas afins. A diversidade de formação que podem apresentar não constitui um obstáculo para a frequência desta UC, uma vez que, como referido anteriormente, são requeridos apenas conhecimentos gerais sobre biologia, química e física. Os conhecimentos específicos que são necessários para a compreensão da matéria lecionada nesta UC são fornecidos de forma sequencial ao longo do tempo, ou seja, em cada lição são transmitidos saberes que servirão de base para as lições seguintes. Para além disso, está prevista uma hora semanal de orientação tutorial em que os estudantes podem esclarecer dúvidas, podendo aproveitar esta oportunidade para colmatar eventuais lacunas de conhecimento que sejam importantes para a compreensão das lições.

6. ESCOLARIDADE

Esta unidade curricular pode ser lecionada num período de tempo ajustável, embora mantendo a mesma carga horária. Doravante, considera-se como exemplo a duração de um semestre. Assim, é contabilizada a carga de trabalho dos estudantes para que estes consigam completar todas as atividades de aprendizagem planeadas numa unidade curricular (ex.: lições, relatórios, pôster, estudo individual, avaliação, etc.). Considera-se que o semestre curricular é composto por 20 semanas, das quais 15 correspondem a semanas letivas e 5 correspondem ao período de avaliação. A UC tem 6 ECTS, correspondendo a 162 horas de trabalho por parte do estudante, em que 60 horas são de contacto e as restantes 102 horas são destinadas ao estudo autónomo, à preparação de trabalhos e à avaliação. As horas de contacto dizem respeito à componente do ensino teórico (T) (15 horas), teórico-prático (TP) (15 horas), prático (P) (15 horas) e a sessões livres de orientação tutorial (15 horas). As lições teóricas, teórico-práticas e práticas são semanais e têm a duração de 1 hora, respetivamente.

7. CONTEÚDOS PROGRAMÁTICOS

A unidade curricular está organizada em cinco unidades programáticas (UP) que fazem uma abordagem integradora da matéria, partindo de conceitos gerais para conceitos cada vez mais específicos (Tabela 1).

Tabela 1. Programa da Unidade Curricular, organizado por unidades programáticas e distribuído ao longo de 15 semanas de aulas (se for intensivo pode ser convertido até 2-3 semanas de aulas).

Unidade Programática	Setor
Unidade 1. Introdução	nº
Apresentação do programa e do modo de funcionamento da UC. Definição de poluição. Fontes de poluição. Poluição no contexto da ecologia marinha e estuarina.	1
Poluição no contexto da atual "crise ambiental". PERDA de biodiversidade. Alterações climáticas e seus impactes nos ecossistemas marinhos e estuarinos. Poluição no contexto do desenvolvimento sustentável.	2
Unidade 2. Tipos de poluição	
Critérios de classificação. Poluição térmica.	
Poluição por ruído subaquático.	3
Poluição por campos eletromagnéticos.	
Poluição luminosa.	
Poluição por radionucléidos.	
Poluição por resíduos sólidos.	4
Poluição microbiológica.	
Poluição química.	
Unidade 3. Poluição Química	
Classificação dos poluentes. Estudo de exemplos clássicos.	5
Inorgânicos I: CO ₂ , nitratos e fosfatos.	
Inorgânicos II: metais. Introdução aos organometais.	6
Orgânicos III: organometais.	7
Orgânicos IV: hidrocarbonetos.	
Orgânicos V: hidrocarbonetos halogenados.	8
Poluentes emergentes.	9
Unidade 4. Ecotoxicologia	
Toxicologia <i>versus</i> Ecotoxicologia.	
Destino e comportamento de contaminantes químicos no ambiente.	10
Toxicocinética e toxicodinâmica.	
Efeitos biológicos de contaminantes químicos. Monitorização da poluição marinha e estuarina.	11
Avaliação do perigo de contaminantes químicos.	12
Avaliação de risco de contaminantes químicos. Legislação ambiental.	13
Unidade 5. Estudo de casos de poluição marinha e estuarina	
Divulgação de ciência. Construção de um pôster para diferentes públicos-alvo.	14
Sessão de pôsteres: apresentação e discussão de novos casos de poluição.	15

Expondo esta estratégia de ensino na forma de uma imagem, corresponde a colocar a primeira unidade programática numa “caixa” grande, dentro da qual se encontra a 2^a unidade programática representada por uma “caixa” mais pequena, e assim sucessivamente, em que a UP seguinte é mais específica do que a UP precedente. O volume da “caixa” não significa que tem mais matéria, significa apenas que é mais ampla (mais abrangente) para poder incluir a “caixa seguinte” (mais específica). Sendo assim, os conteúdos estão organizados de forma sequencial nas unidades programáticas seguintes: (UP1) Introdução > (UP2) Tipos de Poluição > (UP3) Poluição Química > (UP4) Ecotoxicologia. Na UP1 “Introdução” explica-se o que se entende por “poluição marinha” e justifica-se a importância deste tema, focando a sua relevância quer no atual cenário de “crise ambiental”, quer no contexto da ecologia ou do desenvolvimento sustentável. Na UP2 “Tipos de Poluição” apresentam-se os principais tipos de poluição que afetam o ambiente marinho. Um dos tipos de poluição abordados na UP2 - a “Poluição Química” - é estudado com mais pormenor na UP3 seguinte, uma vez que se trata de uma importante ameaça aos ecossistemas e saúde pública, mostrando-se os grupos de poluentes químicos mais importantes e os principais casos de poluição que lhes estão associados. Na UP4 “Ecotoxicologia” apresenta-se de forma sistematizada a teoria que permite prever o destino/comportamento dos poluentes químicos no ambiente e os seus efeitos biológicos, delinear a sua monitorização ambiental, bem como avaliar o perigo/risco que representam para os ecossistemas. Por fim, na UP5 “Estudo de Casos de Poluição”, a transmissão de informação muda de “mãos”, na medida em que os protagonistas passam a ser os estudantes. Nesta UP5 os estudantes apresentam casos recentes de poluição reportados na literatura, aplicando os saberes adquiridos. Para este trabalho os docentes prestam ajuda na interpretação e análise da informação, no fornecimento de instruções de como os estudantes devem elaborar e apresentar os pósteres na vertente de divulgação científica, bem como na correção do texto. Sendo assim, a UP5 pode ser representada pela imagem de um “palco” onde os estudantes são os atores principais ao exporem os seus trabalhos, cabendo aos docentes a função de assistir e avaliar o seu desempenho. O conteúdo programático teórico é descrito resumidamente no capítulo 9 e apresentado esquematicamente na figura 3.



Figura 3. Organização dos conteúdos programáticos da Unidade Curricular. Os conteúdos são lecionados sequencialmente nas unidades programáticas: (UP1) Introdução, (UP2) Tipos de Poluição, (UP3) Poluição Química e (UP4) Ecotoxicologia. Na UP5 “Estudo de Casos de Poluição” a transmissão de informação muda de “mãos” e os protagonistas passam a ser os estudantes que apresentam casos de poluição com recurso a pósteres. Fonte: Imagem gerada pelo autor com auxílio da plataforma Kling AI, 2025.

8. AVALIAÇÃO

8.1 Avaliação discente

A avaliação discente desta unidade curricular é discreta e conta com quatro momentos de avaliação: (i) na 12^a semana letiva os estudantes entregam um relatório sobre a visita de estudo (RV); (ii) na 14^a semana os estudantes entregam um relatório sobre o trabalho laboratorial (RL); (iii) na 15^a semana apresentam um póster sobre um caso de poluição (P); (iv) na época de exames realizam uma prova escrita (PE) sobre a matéria da componente T. Assim, enquanto a PE corresponde à avaliação da componente T, as restantes (RV, RL e P) dizem respeito à avaliação da componente TP e P. O peso de cada elemento de avaliação no cálculo da classificação final (CF) é: $CF = 0,5PE + 0,3P + 0,1RV + 0,1 RL$. A avaliação é individual para os elementos PE, RV e RL, e é feita em grupo no caso do póster. A classificação de cada elemento de avaliação é expressa por um valor entre 0,0 e 20,0 (arredondado à décima). A classificação final é expressa na escala de 0 a 20, sendo aprovados os estudantes com uma classificação igual ou superior a 10 valores. A informação sobre o método de avaliação é disponibilizada aos estudantes logo no início do semestre e, sempre que possível, os resultados da avaliação são comunicados antes do momento de avaliação subsequente.

Os momentos de avaliação estão alinhados com os objetivos da unidade curricular e devem evidenciar o cruzamento e assimilação dos conhecimentos adquiridos nas lições T, TP e P. O RV corresponde a um resumo sobre a estrutura, funcionamento e função de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) ou de um Centro Integrado de Tratamento e Valorização de Resíduos Sólidos Urbanos. Os estudantes são estimulados a incluir no relatório fotografias obtidas durante a visita de estudo. O RL deve incluir cinco secções - introdução, objetivos, métodos, resultados e discussão dos resultados - referentes a um trabalho prático laboratorial de ecotoxicologia. O póster diz respeito ao estudo e divulgação de um caso de poluição, o qual é apresentado na 15^a semana letiva. A PE é uma prova escrita presencial com duração de 2 horas que inclui diversas questões referentes à matéria lecionada na componente teórica.

8.2 Avaliação da unidade curricular

A avaliação pode ser muito simples, em que os estudantes respondem a um inquérito final anónimo sobre o funcionamento da UC, mas também pode ser mais completa. Por exemplo, a Universidade de Aveiro implementou desde 2009/10 um subsistema para a Garantia da Qualidade das Unidades Curriculares (SubGQ-UC), com o objetivo de avaliar e melhorar o funcionamento de cada UC. A análise global do funcionamento de uma UC é feita com base na auscultação dos atores envolvidos no processo de ensino-aprendizagem (ex.: estudantes, docentes, comissões de curso) e na informação estatística das taxas

de aprovação à UC proveniente do PACO. Os estudantes são convidados a preencher um inquérito pedagógico (IP) online em que avaliam a UC e o corpo docente associado, enquanto os representantes dos estudantes nas Comissões de Curso manifestam a sua percepção sobre o funcionamento da UC (ex.: relato de alguma ocorrência, pontos fortes e fracos, sugestões de melhoria). A análise desta informação, juntamente com a informação estatística do PACO, fornece uma indicação sobre o modo de funcionamento da UC e o grau de satisfação dos estudantes.

9. PROGRAMA DA UNIDADE CURRICULAR

O texto deste capítulo apresenta um estilo narrativo de caráter muito generalista que dispensa a inclusão de referências bibliográficas, sendo a citação de literatura feita pontualmente quando há necessidade de suportar informação mais específica.

Unidade 1. Introdução (lições 1-2)

Definição de poluição marinha. Fontes de poluição. Poluição no contexto da Ecologia Marinha. Poluição no contexto da atual “crise ambiental”. Perda de biodiversidade. Alterações climáticas e seus impactes nos ecossistemas marinhos e estuarinos. Poluição no contexto do desenvolvimento sustentável.

No início da primeira aula é feita a apresentação da unidade curricular no que diz respeito a: (i) objetivos de aprendizagem, (ii) conteúdos programáticos, (iii) modo de lecionação, (iv) metodologia de avaliação, (v) bibliografia para apoio ao estudo e (vi) articulação das atividades a desenvolver ao longo do semestre. Será estabelecido um diálogo com os estudantes para saber qual a motivação para terem escolhido esta UC e qual a sua base de conhecimentos/formação. De seguida, será lecionada a primeira parte da matéria que introduz o tema da Poluição e, em particular, da Poluição Marinha.

Definição de Poluição Marinha

É essencial que no primeiro dia de aulas se introduza o conceito de “Poluição Marinha”. De acordo com a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, “poluição do meio marinho” é definida como “a introdução pelo homem, direta ou indiretamente, de substâncias ou de energia no meio marinho, incluindo os estuários, sempre que a mesma provoque ou possa vir a provocar efeitos nocivos, tais como danos aos recursos vivos e à vida marinha, riscos à saúde do homem, entrave às atividades marítimas, incluindo a pesca e as outras utilizações legítimas do mar, alteração da qualidade da água do mar, no que se refere à sua utilização, e deterioração dos locais de recreio” (United Nations [UN], 1982). Chama-se a atenção dos estudantes de que os estuários (Fig. 4) estão expressamente incluídos nesta definição. Explica-se que a necessidade de se fazer esta referência se deve ao facto dos estuários não serem áreas tipicamente marinhas, na medida em que se situam

na interface dos meios marinho e dulçaquícola, designando-se por “águas de transição”. De facto, é muito pertinente que se dê um enfoque especial à poluição dos sistemas estuarinos, uma vez que estas áreas representam uma continuidade do meio marinho em direção ao meio terrestre, apresentando um elevado valor do ponto de vista ecológico e dos recursos naturais que precisa ser preservado face à forte pressão antropogénica a que geralmente estão sujeitos. Realça-se que para além do mar e dos estuários, outros tipos de habitat estão no âmbito desta UC desde que digam respeito ao ambiente aquático e estejam sob influência marinha (ex.: lagoas costeiras, enseadas e baías pouco profundas, etc.). Assim, “Poluição Marinha” abrange não só os habitats tipicamente marinhos, mas também os que lhe

estão diretamente associados na interface com a terra. Durante as lições pode ser utilizado o termo “mar” ou “ambiente marinho” por simplicidade de expressão, mas quando utilizado num contexto generalista, refere-se à diversidade de habitats acima referidos.

Nesta altura é necessário distinguir dois conceitos que aparecem muitas vezes relacionados: contaminação e poluição. Contaminação ocorre quando matéria ou energia são introduzidas diretamente ou indiretamente por ação humana no ambiente, elevando a sua concentração/nível para valores superiores aos considerados normais para o meio natural. Poluição corresponde a uma situação semelhante, mas que implicitamente causa algum tipo de prejuízo ou efeitos adversos para a saúde humana ou ecossistemas, para bens materiais, ou que interfira com utilizações legítimas do ambiente (Fig. 5). Desta forma, a simples deterioração do valor paisagístico configura uma situação de poluição.

É também referido que o conceito de poluente está intimamente associado à ação humana. Por exemplo, exsudações naturais de petróleo no fundo do mar ou erupções vulcânicas introduzem matéria ou energia no ambiente, mas como são fenómenos

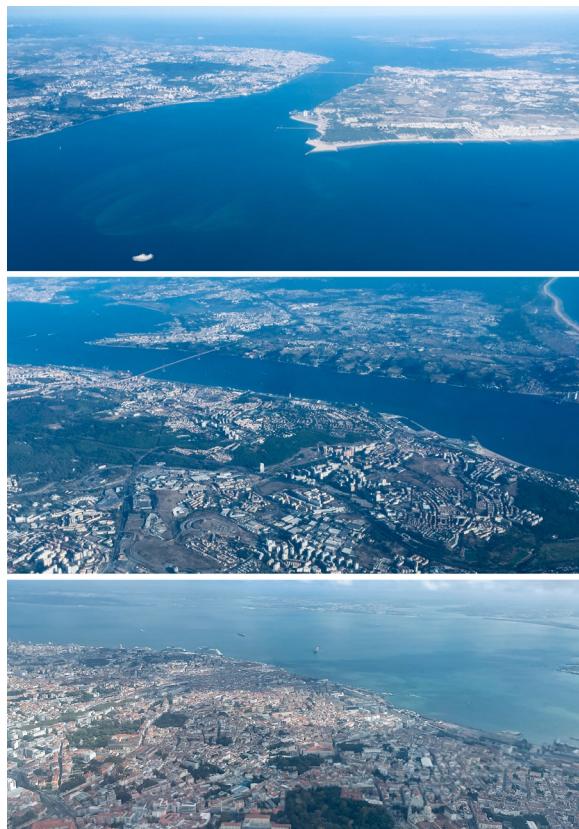


Figura 4. Estuário do Tejo (o maior estuário de Portugal), podendo ver-se a cidade de Lisboa. Foz do Rio Tejo (foto em cima), vista da Ponte 25 de Abril (foto ao centro), vista da baixa de Lisboa e arredores (foto em baixo).

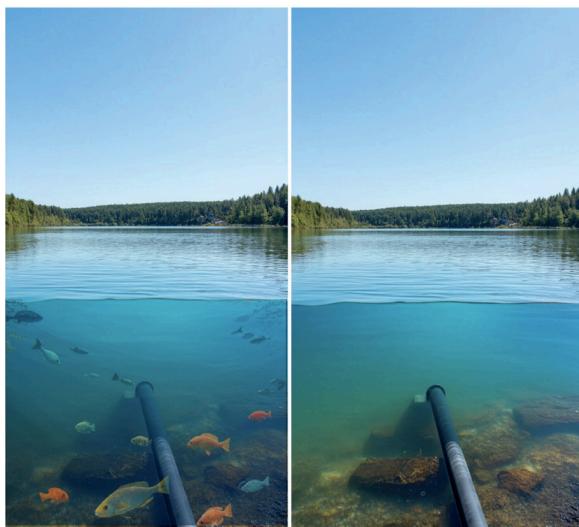


Figura 5. Esta ilustração representa um estuário onde ocorre a descarga de um efluente. Se este efluente provocar algum tipo de dano para o ecossistema ou para a saúde humana, trata-se de um caso de poluição. Mesmo que não provoque qualquer efeito adverso no ecossistema ou na saúde das pessoas, se o efluente causar uma diminuição do valor paisagístico ou recreativo do local, por si só, configura uma situação de poluição. Fonte: Imagem gerada pelo autor com auxílio da plataforma Kling AI, 2025.

causar efeitos adversos). Por outro lado, nesta UC é considerada a via direta e indireta da ação dos poluentes: por exemplo, os clorofluorcarbonetos são incluídos no programa da UC porque provocam a depleção do ozono estratosférico e, por essa via, são responsáveis pelo aumento da incidência de radiação ultravioleta (UV) na superfície do oceano, afetando, indiretamente, os ecossistemas.

Fontes de poluição

Na sequência do tema anterior, é feita a caracterização das fontes de poluição (ou contaminação), distinguindo-se as fontes tópicas (localizadas ou pontuais) e as fontes difusas, bem como as fontes intermitentes e contínuas, dando-se vários exemplos. Estima-se que a maior parte dos poluentes que globalmente entra no oceano é gerada em terra, chegando aqui através dos cursos de água e da atmosfera. Uma menor parte provém de atividades geradas diretamente no ambiente marinho devido, por exemplo, a acidentes ou descargas intencionais a partir de plataformas marítimas ou embarcações, resíduos gerados na exploração de recursos geológicos marinhos (ex.: minérios, gás, petróleo), etc. Se considerarmos que no presente século se reforça a aposta na economia azul e na descoberta/exploração dos fundos marinhos, e que é no fundo do mar que os países podem ainda hoje conquistar território sob sua soberania, é possível que a poluição gerada diretamente no oceano venha a ser mais expressiva num futuro próximo. Além disso, sendo

naturais não são considerados casos de poluição. Por exemplo, podem encontrar-se elevadas concentrações de Cd, Cu e Zn em organismos marinhos que vivem na proximidade de fontes hidrotermais, mas isso é um fenômeno natural, não é contaminação. Em contraste, a libertação por ação humana para o ambiente de substâncias químicas, mesmo que tenham ocorrência natural - por exemplo, quando a mineração libera metais que estão naturalmente armazenados em rochas e eleva a sua “concentração de fundo” – pode representar um caso de contaminação (ou de “poluição” se

o mar a via preferencial para o transporte de mercadorias no mundo, o qual se encontra em contínua expansão, e estando o recreio náutico e o turismo marítimo em ascensão, a poluição gerada diretamente no ambiente marinho pode tornar-se cada vez mais relevante.

Poluição no contexto da Ecologia Marinha

Importa, nesta fase, rever alguns conhecimentos acerca da geografia e geomorfologia do oceano, bem como sobre ecologia marinha e estuarina, os quais serão úteis para os estudantes melhor compreenderem a matéria que será lecionada ao longo do semestre. É importante relembrar que o oceano constitui a componente física dominante do nosso planeta, cobrindo 71% da sua superfície e representando 97,5% da água existente. Descrevem-se as principais bacias (“oceanos”) e subdivisões (mares, golfos, estreitos, baías, etc.), e apresenta-se a zonação dos domínios bentônico e pelágico. Coloca-se em evidência que as zonas costeiras estão sujeitas a uma forte pressão demográfica e que se prevê um aumento da população humana de 8,2 mil milhões em 2024 para 9,7 mil milhões em 2050 (UN, 2019; UN, 2024), que tendencialmente se concentrará perto do litoral e aumentará a pressão sobre estas zonas. Não deve ser ignorado, também, o aumento do turismo nestas áreas, especialmente aquelas que ainda estão preservadas e que, por essa razão, são alvo de uma crescente procura devido ao seu elevado valor paisagístico e recreativo (ex.: recifes de coral, ilhas, praias). O impacte da poluição nas zonas costeiras é, portanto, preocupante, tendo em consideração o seu elevado valor em biodiversidade (associada a uma grande variedade de habitats como estuários, mangais, sapais, pradarias marinhas, recifes de coral, etc.) e recursos haliêuticos. Seguidamente é aludida a componente biótica do oceano e a sua interação com o meio físico e químico que a rodeia. Serão lembrados os conceitos de ecossistema, cadeia trófica e transferência de matéria, que é importante para mais tarde se entender o significado de bioacumulação e biomagnificação de poluentes químicos. Neste contexto, é importante rever com os estudantes conceitos considerados fundamentais em ecologia (ex.: espécie, população, comunidade, biótopo, habitat, fatores abióticos/bióticos). Será também realçado que se pode estudar a componente biótica de acordo com os diferentes níveis de organização biológica (componentes sub-celulares, célula, tecido, órgão, sistema, organismo, população, comunidade), chamando a atenção de que a alteração de um processo ao nível molecular num organismo pode refletir-se em níveis de organização superiores, podendo produzir efeitos na estrutura e funcionamento de um ecossistema. Ilustra-se este conceito dando-se o exemplo da ação de alguns poluentes nos ecossistemas marinhos e estuarinos. Por outro lado, é referido aos estudantes que a complexa teia de relações que as espécies estabelecem numa comunidade implica que a alteração da abundância de uma ou mais espécies devido à poluição (incluindo a sua extinção) pode afetar a função de todo o ecossistema. Por fim, é referida brevemente a influência dos fatores abióticos na fisiologia e distribuição dos organismos, realçando-se que a sua alteração, quer ocorra naturalmente ou resulte da ação humana, pode afetar a exposição e suscetibilidade dos organismos aos poluentes. Conclui-se esta temática reforçando a ideia de que o bom funcionamento dos

ecossistemas é essencial para a humanidade porque estes proporcionam serviços muito diversificados ao nível do provisionamento, da regulação e dos valores culturais. Assim, a prevenção e combate da poluição é importante não só para proteger a biosfera, como para manter os serviços dos ecossistemas que suportam o funcionamento da nossa sociedade, a qualidade de vida da população humana e a sua saúde, introduzindo-se, neste último caso, o conceito de “One Health”.

Poluição no contexto da atual “crise ambiental”

É importante que os estudantes identifiquem quais têm sido as forças de mudança (“drivers”) e quais são, atualmente, os principais problemas ambientais, para que consigam perceber em que contexto se insere a poluição. Ao abordar este tema, é lançado um debate no seio da turma que visa sondar a opinião dos estudantes sobre este assunto. Sendo ou não consensual a ideia de que estamos a atravessar uma “crise ambiental”, é evidente a crescente preocupação da comunidade científica e do público sobre as mudanças que ocorrem no planeta por ação humana. Alguns autores propõem, como princípio de precaução, que a humanidade não deve conduzir o Sistema Terra para uma condição substancialmente diferente da do Holocénico, devendo respeitar os limites ecológicos do Planeta. Para tal, propuseram um “espaço operacional seguro” relativo a processos críticos do Sistema Terrestre dentro do qual a Humanidade deve prosperar, descrevendo-se esses processos aos estudantes (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2015b; Richardson et al., 2023). Explica-se que virtualmente todos os ecossistemas da Terra foram transformados pelo ser humano com consequente perda de biodiversidade (referem-se alguns indicadores da perda de biodiversidade publicados pela World Wide Fund For Nature e pela União Internacional para a Conservação da Natureza). Sendo a biodiversidade a base do funcionamento dos ecossistemas e dos serviços que eles fornecem, a sua conservação é indispensável para o desenvolvimento sustentável da humanidade. Para uma melhor memorização por parte dos estudantes, desenvolveu-se para esta UC o acrônimo **“PERDA”** para resumir as principais causas da perda de biodiversidade: **P**oluição, **E**spécies invasoras, **R**ecursos sobre-explorados, **D**estruição/modificação de habitats e **A**lterações climáticas. Embora sejam caracterizadas separadamente, refere-se que estão intimamente interligadas e que se influenciam mutuamente (Fig. 6).

Dá-se destaque ao trabalho que tem sido realizado pelo Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas (IPCC) com a missão de avaliar e prever os impactes ambientais e socioeconómicos provocados pelas alterações climáticas. Apresenta-se o 6º relatório síntese de avaliação do IPCC que conclui inequivocamente que a atividade humana tem afetado o sistema climático da terra, com impactes em todos os continentes e no oceano (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2023). O relatório afirma, com baixo grau de incerteza, que o ser humano é responsável pelo aquecimento global em curso e alerta para a necessidade urgente de se controlar este processo. Apresenta-se a evolução

de produção de gases com efeito de estufa (GEE) e a evolução da temperatura no planeta, e descrevem-se as previsões até ao final deste século para diferentes cenários possíveis (IPCC, 2018). Importa referir que o oceano presta um serviço essencial ao ter absorvido cerca de 30% das emissões antropogénicas de CO₂ e por ter acumulado mais de 90% do aumento de energia do sistema climático. Por outro lado, a absorção de CO₂ pelo oceano tem provocado uma diminuição do pH da água, tema a abordar com mais detalhe na semana nº 5. Faz-se referência ao Acordo de Paris pelo qual muitos países (incluindo Portugal) se comprometem a aplicar medidas para limitar o aumento da temperatura média global do planeta a um valor bem abaixo de 2 °C relativamente ao período pré-industrial e desenvolver esforços para evitar que esse aumento ultrapasse 1,5 °C. Destaca-se a intenção de se diminuir a emissão de GEE para se atingir uma emissão líquida nula a breve termo. São explicados os principais impactes das alterações climáticas nos ecossistemas marinhos, ficando os estudantes com a noção de que os efeitos podem depender da interação de muitos fatores bióticos e abióticos.

A hipótese de que o ser humano é o causador do recente aquecimento global é apoiada pela esmagadora maioria dos cientistas que publicam trabalhos nesta área, mas há alguns raros cientistas e políticos que se opõem a esta ideia com argumentos pouco convincentes. Esta controvérsia tem gerado algum ceticismo que desmobiliza a sociedade de seguir um “caminho” resoluto com vista à descarbonização da economia. Como em Ciência não há dogmas, coloca-se este tema em debate na aula, tentando satisfazer algumas dúvidas dos estudantes a este respeito.

Poluição no contexto do desenvolvimento sustentável

O impacte da atividade humana no planeta é um tema pertinente da atualidade, sobretudo quando se projeta um aumento da população dos atuais 8,2 mil milhões para cerca de 9 mil milhões em 2040, bem como um crescimento económico mundial de 3,4% ao ano, um aumento da necessidade energética de 30% até 2040 (o equivalente a adicionar uma nova China e Índia ao cenário atual)² e uma profunda alteração da superfície da Terra por ação do Homem (International Energy Agency [IEA], 2017). A forma como a sociedade

² As projeções referidas no presente relatório não consideraram eventuais perturbações drásticas da atividade económica, como a observada durante a recente pandemia da COVID-19.



Figura 6. Principais causas da perda de biodiversidade. Acrónimo criado pelo autor.

se vai desenvolver e o estilo de vida que as populações vão adoptar nas próximas décadas merecem uma séria reflexão. Refere-se que é essencial: (i) perceber exatamente como o ser humano está a afetar o planeta, (ii) criar instrumentos que permitam uma comunicação eficaz, acessível e global sobre o grau de pressão que exercemos no planeta e que soluções devemos adoptar, (iii) coordenar internacionalmente políticas que visem o desenvolvimento sustentável, seguindo o princípio de que se deve satisfazer as necessidades da geração presente sem comprometer as necessidades das gerações futuras. Introduz-se, neste contexto, o conceito de Pegada Ecológica (Wackernagel & Galli, 2007).

Refere-se que após a publicação em 1987 do “relatório Brundtland”, a ONU realizou em junho de 1992, no Rio de Janeiro (Brasil), a Cimeira sobre o Ambiente e o Desenvolvimento (apelidada “Cimeira da Terra”), onde se adoptou a Agenda 21, um plano de ação abrangente com vista ao desenvolvimento sustentável. Desenrolaram-se, a partir daí, uma série de eventos e iniciativas importantes sob a égide da ONU, que serão sintetizados na lição. Destaca-se a aprovação da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (com o lema “Transformar o Nosso Mundo”) na Cimeira sobre Desenvolvimento Sustentável da ONU realizada em 25 de setembro de 2015 em Nova Iorque. Esta ambiciosa Agenda entrou em vigor em Janeiro de 2016 e define 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas para serem alcançadas até 2030, envolvendo as dimensões económica, social e ambiental (UN, 2015). No âmbito desta UC chama-se a atenção dos estudantes para o ODS 12 que visa, entre outros aspetos, garantir padrões de consumo e de produção sustentáveis através de uma economia circular, assente no aumento do reaproveitamento, reciclagem e valorização de resíduos. Uma das metas preconizadas neste objetivo é de se "alcançar a gestão ambientalmente saudável dos produtos químicos e resíduos ao longo do seu ciclo de vida, reduzir significativamente a sua libertação para o ar, água e solo, e minimizar os seus impactes negativos sobre a saúde humana e o ambiente". Destaca-se, igualmente, o ODS 13 que visa a adoção de medidas urgentes para combater as alterações climáticas e os seus impactes. Realça-se, também, o ODS 14 que visa a conservação e uso sustentável do oceano e recursos marinhos. Entre as várias metas preconizadas neste último objetivo, transcrevem-se as seguintes: (i) até 2025 prevenir e reduzir significativamente a poluição marinha de todos os tipos; (ii) gerir de forma sustentável e proteger os ecossistemas marinhos/costeiros, bem como tomar medidas para a sua restauração, a fim de assegurar um oceano saudável e produtivo; (iii) minimizar e enfrentar os impactes da acidificação do oceano; (iv) aumentar o conhecimento científico, desenvolver a investigação e transferir tecnologia marinha a fim de melhorar a saúde do oceano e aumentar a contribuição da biodiversidade marinha para o desenvolvimento dos países menos desenvolvidos.

Refere-se que a Cimeira Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável de 2002, realizada em Joanesburgo, identificou a necessidade de estabelecer, sob a égide da ONU, um processo regular para avaliar e reportar o estado do ambiente marinho à escala global. O relatório referente à primeira fase deste processo foi publicado em 2017 e representa

a primeira avaliação integrada global do estado do oceano, servindo de suporte para a implementação da Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável. Este relatório concluiu que são necessárias ações urgentes à escala global para proteger o oceano das muitas pressões a que está sujeito (UN, 2017). Por fim, chama-se mais uma vez a atenção dos estudantes para o facto da ONU ter proclamado 2021–2030 como a Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável, que visa expandir o conhecimento sobre o oceano de forma a apoiar a tomada de decisões para alcançar o ODS 14.

Medidas rumo ao desenvolvimento sustentável podem ser definidas coletivamente ao nível global para serem administradas ao nível local (“Pensar global, agir local”), mas devem passar também por escolhas voluntárias individuais consonantes com um estilo de vida mais “amigo do ambiente”. Como este último tema se refere à conduta pessoal, ele diz respeito também ao comportamento de cada estudante. Por esta razão, este tema será debatido com mais tempo na 2^a lição da componente TP porque não envolve apenas aspectos técnicos, como também escolhas subjetivas relacionadas com a cultura e filosofia de vida de cada pessoa.

Por tudo o que foi dito anteriormente, os estudantes devem reconhecer que a poluição é um problema importante, mas não deve ser o único a ter-se em consideração quando se analisam os impactes provocados pelo ser humano no planeta Terra, ajudando-os a enquadrar o tema desta UC (“Poluição”) num contexto mais geral que caracteriza a atual crise ambiental. A descrição acima feita sobre o estado do ambiente traça um cenário preocupante. No entanto, existem sinais de que a nossa sociedade tem capacidade para identificar os problemas e está empenhada em solucioná-los. Uma vez que se pretende que esta UC motive os estudantes para a necessidade de agir, quer como cidadãos, quer como profissionais, é-lhes demonstrado como a nossa sociedade se tem mobilizado para resolver diversos problemas ambientais. Será realçado que as ciências do ambiente surgiram apenas em meados do século passado, mas progrediram rapidamente e atingiram hoje um nível de desenvolvimento considerável, tendo um papel muito importante para prevenir, mitigar e/ou reparar danos ambientais causados pela atividade humana. Por outro lado, a prevenção e combate à poluição passaram a ser uma prioridade para os agentes políticos e para muitas associações não-governamentais que trabalham na área do ambiente. Têm sido criadas organizações internacionais dedicadas à proteção e conservação do ambiente, e diversos casos de poluição têm sido combatidos com sucesso com base na cooperação entre as nações e no estabelecimento de acordos internacionais, destacando-se o papel ativo da ONU neste domínio. São exemplos disso o Protocolo de Montreal (relativo a substâncias que empobrecem a camada de ozono estratosférico), a Convenção de Estocolmo (relativa aos poluentes orgânicos persistentes), a Convenção AFS (controlo dos sistemas anti-vegetativos nocivos nos navios), o Acordo de Paris (relativa ao aquecimento global), entre muitos outros. Tem sido também incrementada a área correspondente a zonas naturais protegidas. Assistiu-se, também, a uma radical mudança de atitude de governação com

vista ao desenvolvimento sustentável, em que em vez de se agir para remediar problemas ambientais, passou a prevenir-se a sua ocorrência.

Hoje, o ambiente constitui um pilar essencial da ação não só dos governos, como da própria atividade económica. De facto, as empresas procuram melhorar a sua competitividade ao fabricar e/ou comercializar produtos não tóxicos, utilizando processos menos poluentes, e salvaguardando a biodiversidade e a qualidade dos ecossistemas, procurando fazer publicidade disso para angariar mais clientes e financiamento. Uma sociedade informada sobre a temática do ambiente pode exercer influência sobre o poder político e o mercado para que se avance rumo ao desenvolvimento sustentável. Nesta perspetiva, tem sido muito importante o papel da divulgação científica e da educação ambiental, sendo este tema tratado em lições posteriores.

Pretende-se sensibilizar os estudantes para a importância de se transferir informação do fórum científico, tipicamente mais fechado, para toda a população, sublinhando-se que uma boa qualidade do ambiente é um direito básico universal e que merece uma intervenção ativa de toda a sociedade. Estes são sinais de esperança que devem levar os estudantes a acreditar que a sua ação pode contribuir para melhorar a qualidade do ambiente.

No que diz respeito ao tema da UC, será realçado que existe atualmente uma forte aposta da UE e, concretamente, de Portugal, para assegurar que a utilização do meio marinho seja feita de uma forma sustentável, aplicando uma abordagem ecossistémica à gestão das atividades humanas, salvaguardando o seu potencial para as gerações atuais e vindouras, sendo o combate à poluição um aspeto essencial desta estratégia.

É chegado, então, o momento de identificar e caracterizar os principais tipos de poluição marinha para melhor se perceber a sua origem, os seus impactes, e como se pode prevenir e combater a sua ocorrência.

Unidade 2. Tipos de poluição (lições T 3-4)

Critérios para classificação da poluição marinha. Poluição térmica. Poluição por ruído subaquático. Poluição por campos eletromagnéticos. Poluição luminosa. Poluição por radionuclídeos. Poluição por resíduos sólidos. Poluição microbiológica. Poluição química.

Depois de se contextualizar e justificar a importância do estudo da poluição, é chegado o momento de mostrar aos estudantes a diversidade de poluentes que ocorrem no ambiente marinho, bem como os impactes que provocam nos ecossistemas. A descrição de cada tipo de poluição não pretende ser exaustiva e serve o propósito de ilustrar sumariamente as propriedades dos poluentes, as distintas fontes de poluição, os seus efeitos biológicos e possíveis medidas para prevenção, mitigação e recuperação de danos ambientais causados pela poluição. É essencial que os estudantes compreendam que diferentes tipos de poluição podem coexistir numa mesma área e exercer, conjuntamente, uma forte pressão sobre os ecossistemas.

Critérios para classificação da poluição marinha

No início desta unidade programática mostra-se que os poluentes podem ser classificados de acordo com diferentes critérios, quer sejam as suas propriedades físico-químicas, os compartimentos onde ocorrem, o tipo de efeito biológico que provocam, as fontes de poluição, ou outros. Nesta UC os poluentes são agrupados de acordo com as suas propriedades físico-químicas, distinguindo-se duas categorias principais: energia e matéria. A energia que é introduzida no ambiente marinho e estuarino por ação humana pode estar na forma de calor, luz, som, campos eletromagnéticos, etc. Por exemplo, a construção das fundações de uma plataforma marítima por cravação de estacas provoca a libertação de ruído que pode afetar os organismos; a presença de luz artificial no mar pode alterar o comportamento de indivíduos de várias espécies ou interferir com utilizações legítimas do ambiente. Estes são casos de poluição associados à emissão de energia. Há poluentes, por outro lado, que não ocorrem sob a forma de energia, mas sob a forma de matéria, a qual pode variar desde o lixo plástico até simples elementos químicos (ex.: mercúrio). Há também poluentes que partilham propriedades de matéria e energia (radionuclídeos) e há aqueles que têm características que se sobrepõem a todas estas (organismos - esta UC considera apenas os microrganismos porque se comportam como “partículas” em contexto de poluição). Após esta introdução inicial, são apresentados os principais tipos de poluição marinha conhecidos.

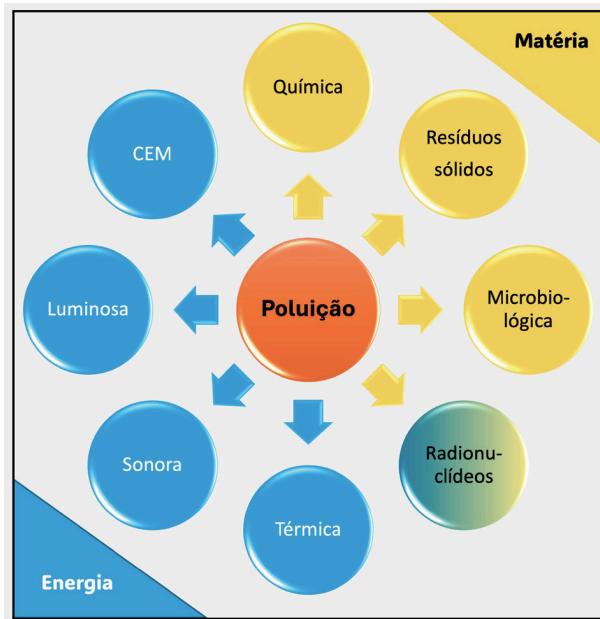


Figura 7. Principais tipos de poluição que serão apresentados nesta unidade curricular.

Poluição térmica

Começa-se por caracterizar a poluição térmica, que corresponde à alteração da temperatura do ambiente marinho devido à ação humana. Isso pode acontecer devido, por exemplo, à descarga de águas residuais domésticas para o ambiente aquático, ao aquecimento de condutas (*pipelines*) de forma a evitar o seu entupimento, à dissipação de calor por cabos elétricos que percorrem o leito do oceano, drenagem de águas superficiais de pavimentos urbanos e estradas, ou pela necessidade de arrefecimento de processos industriais (Tasker et al., 2010; Herb et al., 2008). Nesta UC foca-se sobretudo o último caso, ou seja, a poluição térmica provocada pela necessidade de arrefecimento (Fig. 8) de processos industriais que geram muito calor, nomeadamente, centrais termoelétricas, refinarias de petróleo, estações de dessalinização, fábricas, etc. Neste processo, a água é captada no meio natural e devolvida mais quente ao ambiente, gerando uma pluma térmica que pode afetar extensas áreas do meio receptor. Este fenómeno pode provocar uma diminuição/extinção (ex. branqueamento de corais) ou aumento da abundância de algumas espécies (ex.: refúgio de tartarugas e peixes-boi em efluentes de centrais termo-eléctricas), ou atrair novas espécies para o local. Por ação da temperatura, outros parâmetros hidrológicos podem também ser alterados (ex.: oxigénio dissolvido). As espécies residentes tolerantes podem ter o seu metabolismo e fisiologia alterados, com repercussões no seu comportamento, crescimento, reprodução e sobrevivência. Por todas estas razões, a estrutura e funcionamento dos ecossistemas podem ser alterados em áreas

afetadas por poluição térmica, sendo mostrados exemplos de impactes da poluição térmica em ecossistemas marinhos e estuarinos. Por fim, refere-se que existem sistemas de arrefecimento alternativos (ex.: torres de arrefecimento húmido) que podem ser utilizados pela indústria para prevenir este tipo de poluição no ambiente aquático.



Figura 8. Por curiosidade refere-se o caso da Central Termo-Eléctrica de Sines (Portugal), encerrada em 2021, em que o arrefecimento dos condensadores era feito em circuito aberto, por circulação de água do mar captada diretamente do oceano. Esta Central libertava para o mar água com uma temperatura superior (cerca de 8°C) à do meio receptor. Muitos turistas deslocavam-se propositalmente à praia de São Torpes (localizada perto dos canais de rejeição da Central) para conseguirem banhar-se numa água mais quente.

Poluição por ruído subaquático

Os estudantes devem perceber que a introdução de som artificial no meio marinho pode interferir com os sons naturais e afetar negativamente os ecossistemas. Este som artificial é geralmente designado por ruído acústico submarino, ruído submarino ou, de uma forma mais genérica, ruído subaquático - esta UC não foca os casos em que a poluição sonora se transmite no ar e afeta aves, répteis ou mamíferos marinhos. Será explicado que o som subaquático tem uma importância crucial para muitas espécies, podendo ser utilizado para a percepção do meio (orientação por ecolocalização), para a deteção de presas/predadores ou para comunicação, especialmente no contexto da reprodução (ex.: cetáceos). Os organismos podem produzir sons de forma não intencional (ex.: associado ao movimento, alimentação, etc.) ou intencional. Para ilustrar este último caso citam-se alguns exemplos para peixes, mas a capacidade de produzir sons é mais notória em mamíferos marinhos que usam sistemas mais sofisticados para o efeito, explicando-se este tema com detalhe (Fig. 9). O som subaquático tem duas componentes: o movimento de partículas e a pressão. Nos cetáceos odontocetos o som é recebido pela mandíbula e conduzido até ao ouvido. Virtualmente todos os peixes e muitos invertebrados usam a componente do

movimento de partículas devido à diferença de inércia entre os otólitos/estatólitos e o epitélio sensorial que os rodeia. Algumas espécies de peixe conseguem percepcionar também a componente da pressão devido a adaptações da bexiga natatória, melhorando a capacidade auditiva.

Seguidamente, será referido que o ruído subaquático tem vindo a aumentar rapidamente ao longo das últimas décadas devido à crescente urbanização de zonas costeiras, ao aumento do tráfego marítimo, ao incremento da atividade portuária e à intensificação da exploração de recursos marinhos (Peng et al., 2015). As fontes de ruído subaquático podem ser caracterizadas em função das propriedades do ruído que produzem (ex.: frequência, intensidade, duração) e são dados vários exemplos de ruído, nomeadamente, a cravação de estacas para construção de infraestruturas, explosões subaquáticas, pesquisa geológica (onde a utilização de pistolas de ar é muito frequente), utilização de sonar por embarcações civis e militares, motores de embarcações, parques eólicos marítimos (aerogeradores), plataformas de exploração de gás e de petróleo, etc. Serão reproduzidos na sala de aula vários sons (captados dentro de água por hidrofones) gerados por diferentes tipos de embarcações, estações eólicas, bate-estacas, sonares, pistolas de ar, etc., que demonstram a tipologia de fontes de poluição acima descritas. No entanto, nesta UC o “som” é definido, em sentido lato, para qualquer tipo de frequência de ondas mecânicas percecionáveis pelos animais marinhos e não, obviamente, os que são detetados pelo ouvido humano. O ruído subaquático tem levantado muitas preocupações pelo potencial de causar o mascaramento auditivo, stress crónico ou efeitos agudos, incluindo danos físicos e perda temporária ou permanente de sensibilidade auditiva. Serão dados exemplos de como o ruído pode afetar: (i) a fisiologia (ex.: crescimento, reprodução) e a saúde dos animais, podendo até mesmo provocar a sua morte; (ii) o seu comportamento e distribuição espacial, (iii) as relações presa-predador e (iv) a comunicação e a interação social. Referem-se alguns casos reportados na bibliografia sobre arrojamentos de cefalópodes e de cetáceos que podem eventualmente estar relacionados com este tipo de poluição. Serão também referidos alguns exemplos dos efeitos do ruído em peixes e invertebrados não cefalópodes. Para terminar este tópico, são apresentadas algumas medidas para redução

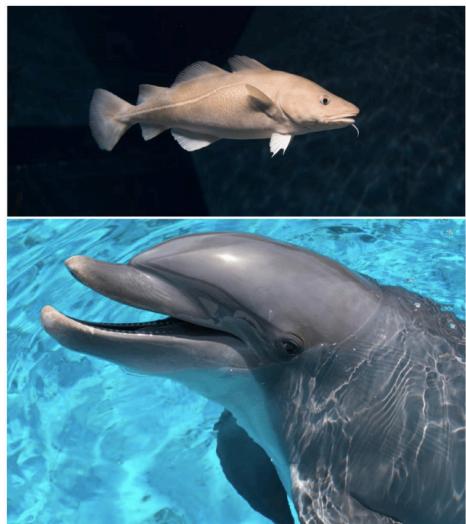


Figura 9. A capacidade de produzir sons está presente em algumas espécies de peixes, como, por exemplo, o bacalhau (*Gadus morhua*) (foto em cima), que o faz através da vibração da bexiga natatória. No entanto, esta capacidade é muito mais avançada em cetáceos (foto em baixo). Os cetáceos possuem um repertório acústico elaborado que varia não apenas entre espécies, mas também entre populações.

deste tipo de poluição e para mitigação dos seus impactes: desenvolvimento de tecnologia mais silenciosa, restrição geográfica e temporal de atividades geradoras de ruído, melhoria da gestão do tráfego marítimo, utilização de “cortinas de bolhas de ar” em obras marítimas, uso do método “soft start” em operações de aquisição sísmica, utilização de observadores de cetáceos certificados a bordo de navios de pesquisa geológica, etc. Refere-se também que o som tem sido utilizado pelos pescadores para afastar pequenos cetáceos das redes de pesca, através da colocação de dispositivos de dissuasão acústica (“pingers”), de forma a evitar a captura accidental destes animais.

Poluição por campos eletromagnéticos

Os campos eletromagnéticos (CEM), como o nome indica, incluem um campo elétrico e um campo magnético. Os CEM antrópicos são ubíquos no ambiente marinho e podem ser gerados por várias fontes, destacando-se os cabos elétricos e de comunicações fundeados no leito do oceano, os quais têm aumentado em número, capacidade e extensão em todo o mundo. Explica-se como são formados os CEM artificiais e que estes se podem sobrepor aos CEM naturais, podendo interferir no comportamento de várias espécies (ex.: orientação, predação). Existem evidências de que os elasmobrânquios utilizam os CEM para localizar presas, para orientação e para o encontro entre parceiros; de que algumas espécies de peixes ósseos migradores respondem aos campos magnéticos naturais; de que os cetáceos detetam ligeiras mudanças no campo geomagnético para orientação; de que as tartarugas marinhas podem orientar-se de acordo com o mapa geomagnético; e de que até os invertebrados podem ser sensíveis aos CEM (ex.: a lagosta, *Panulirus argus*, realiza migrações orientada pelo campo magnético) (Bochert & Zettler, 2006; Emma, 2016). Apesar de se saber que uma vasta diversidade de organismos marinhos é sensível aos CEM, ainda não se conhecem suficientemente bem os impactes dos CEM antrópicos nos ecossistemas marinhos uma vez que são muito fracos e apenas detetáveis na vizinhança dos cabos submarinos, havendo necessidade de se desenvolver mais investigação neste domínio. Apesar disso, são dados alguns exemplos de como este tipo de poluição pode potencialmente afetar o comportamento dos animais e apresentam-se algumas medidas de prevenção e mitigação neste contexto (Tasker et al., 2010).

Poluição luminosa

Caracterizam-se as fontes tópicas e difusas de poluição luminosa e refere-se que este problema tende a agravar-se visto que a urbanização junto à costa, o tráfego marítimo e a exploração de recursos marinhos têm vindo a aumentar (Davies et al., 2014). A evolução tecnológica tem também introduzido novas tipologias de luz artificial, cujos espectros podem ter efeitos mais ou menos severos nos organismos. Por exemplo, a crescente utilização da tecnologia LED (“Light Emitting Diodes”) como fonte de luz pode

agravar o impacte da poluição luminosa nos ecossistemas, uma vez que tem um espectro de emissão mais largo, ou seja, uma maior gama de comprimentos de onda (ex.: 400 - 750 nm), do que as lâmpadas mais tradicionais usadas em iluminação de vias públicas (ex.: pico nos 570-600 nm para lâmpadas de alta pressão de vapor de sódio), podendo assim interferir com um maior número de espécies. Por exemplo, a bioluminiscência, que é produzida por algumas espécies marinhas e estuarinas, e que tem um papel importante na comunicação, apresenta uma faixa estreita de comprimentos de onda em volta dos 470 nm que não é significativamente sobreposta pelas fontes de luz tradicionais, mas passa a sê-lo pelos LED. Refere-se que os impactes da luz artificial nos ecossistemas vão depender das características da luz (intensidade e espectro de frequências), do tempo/ciclo de exposição, do tipo de habitat e da sensibilidade dos organismos. Explica-se que as espécies evoluíram e adaptaram-se a regimes naturais e previsíveis da luz do sol, da lua e de outros astros. Estes regimes definem, frequentemente, uma maior atividade em determinados períodos do dia (noturna, diurna ou crepuscular), ajudam na orientação, controlam eventos de

maturação e reprodução, e definem comportamentos de predação e comunicação guiados pela visão, sendo todos estes processos passíveis de ser alterados pela presença de luz artificial. Descrevem-se vários exemplos de efeitos da poluição luminosa em invertebrados, peixes, aves e répteis, e os seus potenciais impactes nos ecossistemas (Fig. 10).

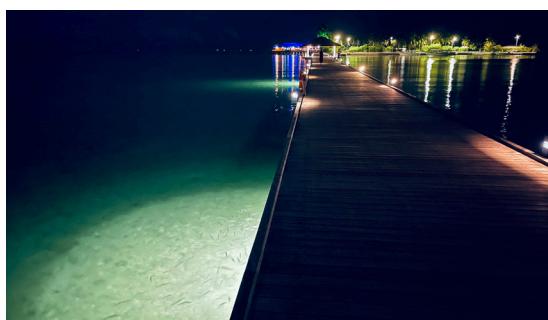


Figura 10. Há diversas espécies de peixes e invertebrados (ex.: cefalópodes, zooplâncton bentopelágico, etc.) que são atraídas pela luz artificial, o que interfere com a sua orientação e comportamento.

Um dos casos mais conhecidos é o de aves marinhas que se orientam fundamentalmente pela visão e que são atraídas pela luz noturna de faróis, plataformas marítimas e embarcações (fototaxia positiva) e ficam desorientadas pela sua presença. As aves migradoras noturnas são particularmente afectadas por este fenómeno, o qual provoca uma depleção das reservas energéticas e causa um aumento de mortalidade devido a colisões com obstáculos físicos (ex.: navios). Por exemplo, no Sul do Mar do Norte é muito provável que uma ave noturna encontre 2-10 plataformas marítimas ao longo da sua rota de migração, dada a existência de centenas de plataformas nesta região. Têm sido feitas experiências em que se observa que quando as luzes de uma plataforma estão ligadas as aves aproximam-se e circulam à sua volta, e quando estas são desligadas as aves rapidamente dispersam e afastam-se (Poot et al., 2008). Apresenta-se também o caso de tartarugas fêmeas adultas que no momento da postura evitam as praias iluminadas para fazer os seus ninhos, sendo forçadas a escolher outros locais, provavelmente menos



Figura 11. Tartaruga marinha a desovar numa praia em Cayo Largo (Cuba).

adequados, para desovar (Fig. 11). Caso façam os ninhos em praias com alguma iluminação, os juvenis acabados de eclodir podem desorientar-se com a luz artificial noturna proveniente do lado terrestre e em vez de se dirigirem para o mar, deambulam por direções erradas, acabando por morrer por exaustão, dessecção ou predação sem nunca

ter chegado à água (Verutes et al., 2014). São apresentados aos estudantes algumas medidas para redução da poluição luminosa, designadamente, a restrição da utilização de luz artificial em ecossistemas mais sensíveis, escolha de espectros de luz menos danosos (ex.: luz verde em plataformas marinhas), reposicionamento/redireccionamento das fontes de luz e criação de parques ecológicos marinhos “escuros”.

Poluição por radionuclídeos

Explica-se o que são radionuclídeos e que estes podem ser perigosos para os organismos devido à capacidade ionizante da radiação que emitem, podendo a exposição ser externa ou interna (caso ocorra ingestão ou inalação de radionuclídeos). Dão-se exemplos de fontes de poluição para o ambiente marinho relativas a radionuclídeos artificiais e a radionuclídeos com ocorrência natural (introduzindo-se o conceito “NORM”, do inglês “*Naturally Occurring Radioactive Materials*”). No primeiro caso, refere-se a deposição atmosférica de radionuclídeos resultantes de detonações de armas nucleares (Fig. 12), a libertação de radionuclídeos decorrente da produção de energia, a utilização de radionuclídeos em equipamentos, a aplicação de radionuclídeos em medicina e investigação científica, e a libertação de radionuclídeos para o ambiente devido a acidentes. No contexto da produção de energia nuclear, explica-se que o ciclo do combustível nuclear pode potencialmente libertar radionuclídeos para o ambiente durante as fases de (i) mineração, (ii) produção e enriquecimento do combustível, (iii) geração de energia eléctrica; (iv) reprocessamento do combustível e destino final do combustível gasto (United Nations Environment Programme



Figura 12. Réplica da bomba atómica (Little Boy - cerca de 3 m de comprimento) lançada sobre Hiroshima (Japão) em 6 de agosto de 1945, em exposição no Museu Memorial da Paz de Hiroshima (Hiroshima, Japão).

[UNEP], 2016). Salienta-se que têm ocorrido despejos intencionais de resíduos radioativos para o oceano, quer por deposição de lixo (proibido a partir de 1994 pela Convenção de Londres), quer através da descarga de águas contaminadas provenientes da indústria da energia nuclear (ex.: estações de reprocessamento de Sellafield, Reino Unido, e La Hague, França). Faz-se alusão à poluição provocada por acidentes nucleares, referindo-se alguns que ocorreram na atmosfera e no mar, e também os que ocorreram em terra e que contaminaram direta ou indiretamente o ambiente marinho, com destaque para o acidente de Chernobyl na Ucrânia (antiga União Soviética) em 1986 (nível 7 na escala INES³) e o acidente de Fukushima (Japão) em 2011 (nível 7). No que diz respeito a fontes de poluição associadas a “NORM” destacam-se a atividade de mineração, a extração de petróleo, a queima de carvão, petróleo ou gás natural em centrais termo-eléctricas, a produção de fertilizantes fosfatados, a atividade industrial (ex.: produção de cimento), entre outras (UNEP, 2016). Relativamente aos impactes nos ecossistemas e na saúde humana, explica-se que os efeitos biológicos da radiação ionizante dependem do tipo de radiação (ex.: alfa, beta, gama), da energia da radiação, da quantidade de radiação absorvida, das propriedades químicas dos elementos, do regime de exposição (dose única ou fraccionada), da célula ou tecido irradiado e da espécie considerada. De seguida, descrevem-se alguns efeitos biológicos da radiação, distinguindo-se os efeitos determinísticos e estocásticos. Acrescenta-se que os efeitos biológicos podem manifestar-se ao fim de pouco tempo (ex.: horas) após a exposição (ex.: uma lesão ao nível de um órgão), ou ter um período de latência de anos (ex.: neoplasias) ou gerações (ex.: efeitos hereditários) quando se trata de alterações genéticas. Por último, são apresentadas várias medidas de prevenção e combate à poluição por radionuclídeos e, fazendo a ponte com tópicos abordados em lições anteriores, ausulta-se a opinião dos estudantes sobre se a energia nuclear é uma opção aceitável para a estratégia de desenvolvimento sustentável da humanidade, lançando-se um debate na turma sobre este tema.

Poluição por lixo marinho

A maioria dos resíduos sólidos encontrados no ambiente marinho e estuarino são comumente designados por lixo marinho, definido como qualquer material sólido persistente, manufacturado ou processado, que é descartado, depositado ou abandonado no ambiente marinho ou costeiro (Galgani et al., 2010). O lixo marinho provoca um dos tipos de poluição mais visíveis no contexto desta UC, captando uma maior atenção por parte do público em geral e, naturalmente, também por parte dos estudantes. Por essa razão, estes são convidados a apresentar na aula a sua experiência pessoal relativamente a este tema. É referido que se trata de um problema global e que afeta não só as zonas costeiras e populosas como, também, as mais remotas e pristinas, desde o Ártico à Fossa

³ O INES (*International Nuclear and Radiological Event Scale*) é a escala usada para comunicar a gravidade dos eventos associados a fontes de radiação, sendo composta por 7 níveis de gravidade crescente.

das Marianas (nesta altura é apresentado um vídeo que mostra a elevada carga de plásticos em ilhas muito distantes de fontes de poluição). O lixo marinho compreende diversos tipos de materiais como plástico, vidro, borracha, metal, têxteis, papel, etc. As principais fontes de poluição situam-se em terra, onde o lixo é descartado intencionalmente ou perdido

accidentalmente no litoral, ou é arrastado para o ambiente marinho e estuarino através do vento, rios, sistemas de drenagem de água e esgotos, podendo este processo ser agravado durante eventos meteorológicos extremos (tempestades, furacões, cheias, etc.). Dão-se exemplos de fontes de poluição situadas em terra e no mar. Explica-se que a maioria do lixo se degrada muito lentamente, o que faz com que se acumule no ambiente marinho e estuarino, sendo a sua dispersão fortemente influenciada pelas propriedades do lixo e pelas correntes de água, ciclos de maré, topografia do fundo e vento. Na visita de estudo a realizar na componente TP, os estudantes são levados a uma praia em Aveiro para observar os diferentes tipos de lixo. Refere-se que um dos problemas mais graves associados ao lixo marinho são os plásticos, não só pela sua quantidade (representa entre 60% e 80% de todo o lixo marinho) como pela sua durabilidade e flutuabilidade (Gregory & Ryan, 1997). Caracterizam-se os diferentes tipos de lixo plástico e a evolução da quantidade produzida mundialmente (Fig. 13).



Figura 13. Muitos animais marinhos ficam presos em fios e redes de pesca abandonadas ("redes fantasma"), causando feridas ou a imobilidade dos animais (impedindo-os de se alimentar e, por vezes, respirar), culminando frequentemente na sua morte.

Mostra-se que uma grande quantidade de lixo plástico se acumula nas zonas de convergência sub-tropical (cinco giros oceânicos) e em mares confinados (ex.: Mediterrâneo), e referem-se estimativas globais sobre a quantidade de lixo existente na superfície do oceano, destacando-se que representam apenas uma pequena fracção da quantidade total de plástico que se estima entrar no oceano. A grande diferença entre o que entra e o que é encontrado na superfície do oceano é um assunto que está atualmente em debate e as principais conclusões serão transmitidas aos estudantes. Alude-se à ingestão de microplástico por muitas espécies de animais, o que faz com que o biota possa ser um reservatório importante (ainda não suficientemente contabilizado). Explica-se que a presença global de microplásticos no ambiente marinho e estuarino não advém unicamente da degradação de plásticos maiores (microplásticos secundários), uma vez que há produção industrial de microplásticos que são incluídos em produtos abrasivos para limpeza industrial e doméstica, esfoliantes corporais, pastas dentífricas, cremes de barbear, géis de limpeza, cosméticos, etc. (microplásticos primários). Alude-se também à

problemática das fibras sintéticas provenientes dos têxteis. A presença de microplásticos e nanoplasticos, quer primários quer secundários, levanta uma grande preocupação devido à sua mobilidade, biodisponibilidade e bioacumulação, apresentando potencial para afetar a saúde dos organismos marinhos e estuarinos, bem como a saúde humana (através da ingestão de pescado contaminado).

Seguidamente são referidos os impactes que o lixo marinho provoca a nível económico, social e ecológico (neste último caso salienta-se o emaranhamento, ingestão, destruição de habitats e transporte de espécies potencialmente invasoras). Realça-se que os danos causados pelos plásticos nos organismos não se restringem à sua ação mecânica ou física. De facto, quando há ingestão de plástico, para além da obstrução do trato digestivo, pode haver absorção de poluentes químicos, uma vez que os plásticos podem lixiviari alguns componentes ou adsorver na sua superfície diversas substâncias químicas tóxicas, entre as quais poluentes orgânicos persistentes presentes na água. Por fim, refere-se que para prevenir e combater a poluição provocada pelo lixo marinho têm sido aplicadas medidas que passam pela educação, legislação e inovação, mostrando-se vários exemplos (Fig. 14).



Figura 14. Material plástico para reciclagem. A legislação tem um papel crucial para regular processos de produção (ex.: restrição da aplicação de microplásticos em produtos; obrigatoriedade de incluir plástico reciclado em produtos; proibição da produção de certos itens, etc.) e de comercialização (ex.: aplicação de taxas pecuniárias na aquisição de sacos plásticos), visando diminuir a entrada deste material no ambiente. A inovação passa, essencialmente, pela criação de materiais biodegradáveis que possam substituir os plásticos convencionais, ou pela criação de plástico que possa ser reciclado múltiplas vezes. A educação tem um papel preponderante, uma vez que o consumismo supérfluo gerador de lixo e o descarte de lixo no ambiente resultam, em grande parte, de um ato voluntário que pode ser corrigido.

Poluição microbiológica

Nesta lição dá-se especial destaque aos casos relacionados com a insalubridade do pescado para alimentação humana e à deterioração da qualidade das águas balneares devido à presença de bactérias e vírus associados aos resíduos fecais e urinários de origem humana, bem como de animais domésticos e de criação, na perspetiva do perigo que podem colocar à saúde pública. Apresentam-se as principais fontes de poluição situadas em terra e no mar, referindo que o nível de poluição microbiológica depende não só da fonte, como das características da massa de água receptora. Explica-se como o consumo de pescado cru ou semi-cru contaminado pode representar um risco para a saúde pública, dando-se exemplos dos microrganismos⁴ patogénicos mais preocupantes. De todo o pescado, os bivalves suscitam uma maior preocupação para a saúde pública uma vez que estes animais são filtradores e podem concentrar microrganismos a partir da água (Fig. 15).

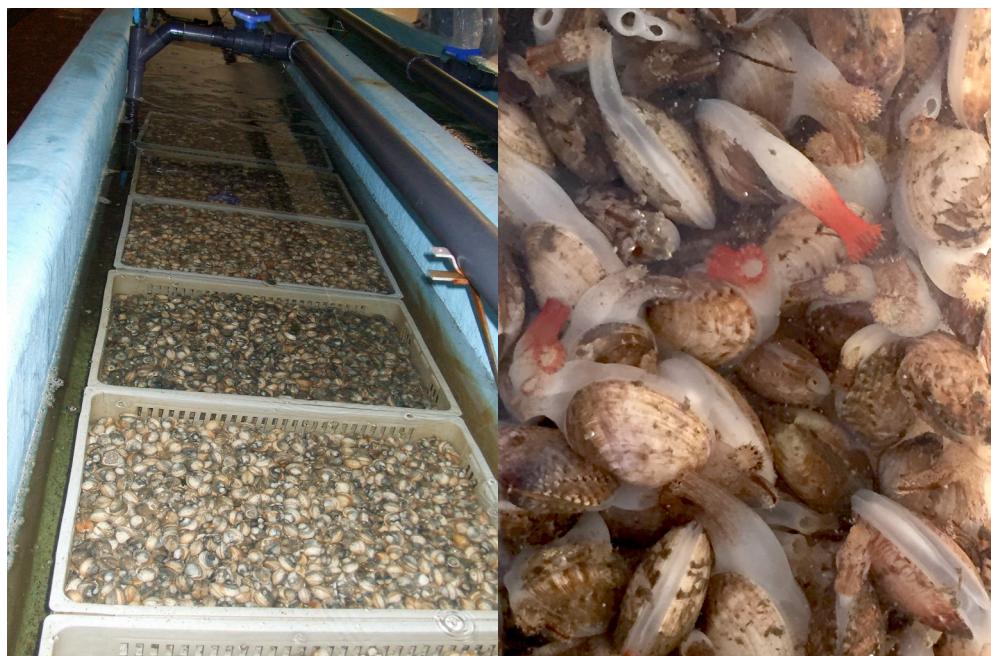


Figura 15. Berbigão (*Cerastoderma edulis*) numa depuradora de bivalves em Aveiro (Portugal) (foto à esquerda). Amêijoas-macha (*Venerupis corrugata*) onde é possível ver o sifão inhalante (entrada de água) e o sifão exalante (saída de água), sendo a água filtrada nas brânquias durante o seu percurso no interior do animal (foto à direita).

⁴ A denominação de microrganismo inclui frequentemente entidades celulares ou não celulares, dotadas de capacidade reprodutora ou de transferência de material genético, incluindo vírus, bactérias, fungos inferiores, leveduras, microalgas, protozoários, helmintos microscópicos, etc. Geralmente, na literatura não se considera formalmente os vírus como sendo organismos. No entanto, este manual utiliza o termo “microrganismo” de uma forma mais abrangente de forma a incluir os vírus e, para simplificar, foca apenas a poluição provocada pela libertação para o ambiente de bactérias e vírus através dos excreta de humanos e animais.

Na Europa, a febre tifóide ou para-tifóide (provocada por *Salmonella* spp.) e a cólera (provocada por *Vibrio cholerae*) foram as doenças que mais se associaram no passado ao consumo de bivalves insalubres; atualmente, as doenças mais frequentemente associadas ao consumo de bivalves são as gastroenterites provocadas pelo vírus NoV e pelas bactérias do género *Salmonella* e *Vibrio parahaemolyticus*, bem como a hepatite A provocada pelo vírus HAV. Os microrganismos também podem ser transmitidos por ingestão accidental de água contaminada ou exposição direta dos ouvidos, olhos, nariz e feridas da pele em zonas balneares, dando-se o exemplo dos principais agentes patogénicos neste caso. Explica-se que para monitorizar os níveis de poluição microbiológica no ambiente marinho e estuarino é frequente quantificar-se a presença de bactérias indicadoras de contaminação fecal na água e no pescado (ex.: *Escherichia coli*, enterococos fecais), dando-se o exemplo da monitorização da poluição microbiológica em áreas balneares e zonas de produção de bivalves. Apresentam-se as normas sanitárias que regem a produção e colocação no mercado nacional de bivalves vivos e explica-se a importância e o modo de funcionamento dos centros de expedição e depuração de bivalves, realizando-se uma visita a uma instalação deste tipo (localizada em Aveiro) durante as lições TP (Fig. 15). Uma das principais medidas para prevenção e controlo da poluição microbiológica é a implementação de um eficiente sistema público de saneamento de águas residuais. Para ilustrar este aspeto, os estudantes terão a oportunidade de visitar a ETAR da CACIA durante as lições TP.

Poluição química

Introduz-se este tema explicando aos estudantes que ao longo do tempo o ser humano foi aprendendo a extraír, purificar, manipular e/ou sintetizar substâncias químicas (SQ) para aplicar nos mais variados produtos utilizados no seu quotidiano. No entanto, a libertação dessas substâncias para o ambiente durante o ciclo de vida de um produto - fabricação, distribuição, armazenamento, utilização ou destino final (ex.: reciclagem, incineração, aterro sanitário) - pode originar problemas de poluição e representar uma ameaça para os ecossistemas e para a saúde pública. Alerta-se os estudantes para o facto de a poluição química poder agravar-se devido à maior quantidade de produtos químicos fabricados e à maior diversidade de SQ utilizadas, fornecendo-se algumas estatísticas a este respeito. Há mais de 220 milhões de SQ reportadas em publicações desde o início do século XIX, e o Chemical Abstracts Service (CAS), uma base de dados global que é gerida pela Sociedade Química Americana, é atualizado diariamente com milhares de novas substâncias (American Chemical Society, 2024; Conti, 2008). Realça-se que a indústria química é muito importante para a economia da UE por apresentar um elevado volume de vendas (cerca de 565 mil milhões de euros em 2018) e por ter uma função capacitadora ao abastecer muitos outros sectores industriais a jusante (indústria automóvel, aeroespacial, farmacêutica, agroquímica, alimentar, têxtil, cosmética, papeleira, das tintas, dos brinquedos, etc.) (EC, 2018). É colocado em debate na turma a importância das substâncias químicas na sociedade contemporânea. É inegável que elas têm conduzido a uma rápida

prosperidade económica e a uma melhoria da qualidade de vida das populações, todavia, é certo, também, que o ser humano se depara com a ameaça constante dos efeitos que essas substâncias podem ter na saúde pública e nos ecossistemas. Esta relação perpétua de “amor-ódio” que a nossa sociedade estabelece com as SQ exige a implementação de uma política de análise de risco que pondere cuidadosamente os benefícios da sua utilização e os seus efeitos adversos.

Lembra-se aos estudantes que os poluentes químicos podem afetar os ecossistemas mediante uma ação tóxica direta sobre os organismos ou através de outras ações que não envolvem toxicidade direta (ex.: eutrofização provocada por nutrientes). Por outro lado, como já referido na primeira lição, há poluentes químicos que têm apenas um efeito indireto sobre o ambiente marinho e estuarino, como é o caso de alguns poluentes atmosféricos, dando-se o exemplo dos gases com efeito de estufa (já referidos na 2^a semana) e das substâncias que provocam a depleção do ozono estratosférico (a ser desenvolvido na 8^a semana).

Unidade 3. Poluição química (lições T 5-9)

Classificação dos poluentes químicos. Estudo de “poluentes clássicos”: (i) poluentes inorgânicos - gases inorgânicos (dióxido de carbono), nutrientes (nitratos e fosfatos) e elementos potencialmente tóxicos (metais); (ii) poluentes orgânicos - organometais, hidrocarbonetos, hidrocarbonetos halogenados e outros compostos orgânicos halogenados. Estudo de “poluentes emergentes”.

A UC dedica um maior número de lições ao estudo da poluição química devido à elevada diversidade de poluentes químicos que existem e à relevância dos impactes que causam nos ecossistemas e na saúde pública. Apresentam-se os principais grupos de poluentes químicos, os efeitos adversos que causam e as medidas que têm sido aplicadas para prevenir e combater este tipo de poluição. Ao introduzir os vários grupos de poluentes (ex.: metais, organometais, hidrocarbonetos, hidrocarbonetos halogenados, etc.), o docente faz primeiro uma caracterização geral do grupo químico a que pertencem e depois, quando adequado, selecciona um poluente representativo desse grupo para um estudo mais detalhado.

Classificação dos poluentes químicos

Seguindo o mesmo princípio adoptado anteriormente nesta UC, os poluentes químicos são classificados em dois grandes grupos - os inorgânicos e os orgânicos. Não sendo possível referir todos os poluentes que ocorrem no ambiente marinho, selecionam-se os mais representativos com base em dois critérios: (i) serem exemplos bem estudados e com reconhecida relevância ao nível dos impactes causados nos ecossistemas marinhos e estuarinos; (ii) representarem bons exemplos pedagógicos para ilustrar conceitos básicos sobre poluição. Os poluentes inorgânicos escolhidos são o dióxido de carbono,

nutrientes (ex.: nitratos, fosfatos) e metais, enquanto os poluentes orgânicos selecionados são os organometais, hidrocarbonetos, hidrocarbonetos halogenados e outros compostos orgânicos (Fig. 16). Para além de poluentes “clássicos”, será feita uma referência breve aos poluentes emergentes, dando-se especial relevância aos desreguladores endócrinos devido à elevada preocupação que suscitam.

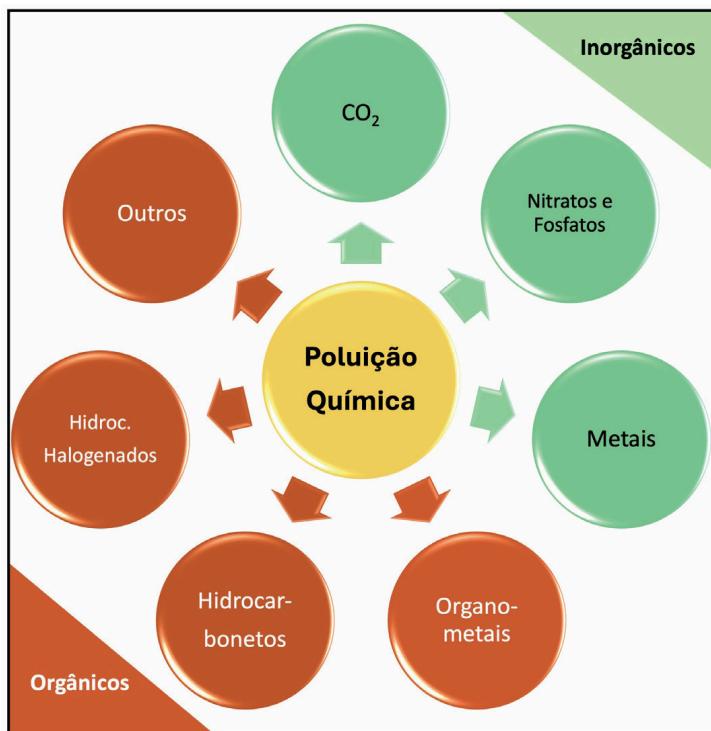


Figura 16. Principais poluentes químicos que são apresentados nesta unidade curricular.

Dióxido de carbono

O aumento da concentração de CO_2 na atmosfera devido à atividade humana tem causado uma subida acentuada da concentração de CO_2 dissolvido na camada de água superficial do oceano. Este processo conduz a uma diminuição do pH da água, fenômeno designado por “acidificação do oceano”. Estima-se que o pH da superfície do oceano tenha diminuído de 8,2 para 8,1 desde a revolução industrial (um aumento de 26% na concentração de H^+), podendo atingir 7,8 até ao final deste século se as emissões de CO_2 não forem controladas (IPCC, 2014). Explica-se como é que o CO_2 atmosférico, ao ser absorvido pelo oceano, provoca uma diminuição do pH da água e da concentração de íons carbonato (CO_3^{2-}), e de que forma a redução do estado de saturação do carbonato de cálcio (Ω) pode afetar muitas espécies de organismos marinhos calcificadores. Salienta-se que a maioria dos estudos que se realizam nesta área se baseiam na exposição controlada de organismos a diferentes cenários de acidificação e hipercapnia, a partir da qual se fazem projeções sobre possíveis impactes no futuro, dando-se alguns exemplos (pterópodes,

caenogastrópodes, bivalves, etc.). No entanto, há também estudos que relatam efeitos observados *in situ* resultantes de acidificação natural ou antropogénica (pterópodes na costa ocidental dos EUA; comunidades bentónicas de foraminíferos na Papua Nova Guiné, etc.). Ilustram-se alguns impactes da acidificação do oceano nos ecossistemas marinhos, designadamente, ao nível da alteração de habitats biogénicos, das cadeias tróficas e dos ciclos biogeoquímicos. Conclui-se esta temática apresentando-se algumas medidas que visam a redução da poluição (ex.: diminuição das emissões de CO₂, captura e armazenamento de CO₂) ou estratégias para mitigar o impacte da acidificação em comunidades mais sensíveis.

Nitratos e Fosfatos

É explicado aos estudantes que sob o título de “Nitratos e Fosfatos” estão incluídos diversos compostos com azoto e fósforo que têm um papel importante como nutrientes para produtores primários nos ecossistemas marinhos e estuarinos. Identificam-se os principais nutrientes para estes organismos e faz-se uma revisão de conhecimentos sobre ciclos biogeoquímicos. Explica-se que quando há introdução no ambiente aquático de azoto e fósforo por ação humana, se podem gerar processos de eutrofização, descrevendo-se detalhadamente este fenómeno. Refere-se que a eutrofização não afeta apenas ecossistemas de águas de transição e costeiras, podendo atingir zonas de maior profundidade junto à costa (ex.: Golfo do México junto à foz do Mississippi, EUA), ou mares geograficamente constritos com reduzida renovação de água e elevada estratificação da coluna de água (ex.: Mar Báltico), criando vastas áreas hipóxicas vulgarmente designadas por “zonas mortas”. Para além da degradação dos habitats e da perda de biodiversidade, a eutrofização interfere com os serviços dos ecossistemas e pode ter impactes socioeconómicos importantes, dando-se alguns exemplos (Fig. 17).



Figura 17. Os sinais mais visíveis da eutrofização estão associados à elevada abundância de produtores primários, nomeadamente, microalgas (foto à esquerda) e macroalgas (foto à direita). Para além dos graves impactes nos ecossistemas, a eutrofização pode ter impactes sócio-económicos ao nível da pesca, aquacultura e turismo. A diminuição da qualidade da água (ex.: elevada turbidez, do ar (ex.: mau cheiro) e da paisagem (ex.: sobrecarga de algas e insetos nas praias) pode afastar os turistas.

Referem-se as formas de azoto e fósforo mais importantes no contexto da eutrofização em ecossistemas marinhos e estuarinos, explicando-se que uma importante fonte antropogénica destes compostos são os fertilizantes químicos aplicados na agricultura e que escoam para as zonas costeiras através dos rios e águas de escorrência (fontes de poluição difusas). O consumo de fertilizantes químicos tem vindo a aumentar globalmente desde o início do século XX, sendo uma grande parte do azoto e do fósforo perdidos para o ambiente (Sutton et al., 2013). Refere-se também a utilização de fosfatos em detergentes e a sua libertação nas águas residuais. O azoto e o fósforo existem também na matéria orgânica dissolvida e particulada, tornando-se disponíveis para os produtores primários após mineralização. Esta matéria orgânica pode ser introduzida no ambiente marinho e estuarino principalmente através de águas residuais de origem doméstica, industrial, de explorações de pecuária e aquacultura, ou da aplicação de estrumes na agricultura. Aborda-se também a deposição atmosférica de formas inorgânicas de azoto no oceano. Apresentam-se várias medidas para a prevenção deste tipo de poluição, nomeadamente, as destinadas a impedir que os nitratos de origem agrícola (derivados de fertilizantes químicos e orgânicos) contaminem as águas subterrâneas e de superfície (incluindo as águas de transição e costeiras) através da adoção de boas práticas agrícolas. Serão mencionadas também medidas relativas ao tratamento de águas residuais (este último aspeto será também explicado aos estudantes na visita de estudo a realizar a uma ETAR nas lições TP) (Fig. 18).



Figura 18. Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de CACIA (Aveiro). Os processos de tratamento numa ETAR organizam-se em fileiras que depuram a fase líquida das águas residuais, recuperam uma grande parte da fase sólida (lamas convertidas em adubos e corretores orgânicos) e aproveitam o biogás para produção de energia. O tratamento de águas residuais nesta ETAR inclui três etapas, nomeadamente, o pré-tratamento, o tratamento primário e o tratamento secundário. As águas tratadas são posteriormente descarregadas no mar. Fotos da esquerda para a direita (cima): (1) pré-tratamento onde são removidos os resíduos de maior dimensão por gradagem, e onde ocorre o desarenamento e o desengorduramento; (2) decantação primária. Fotos da esquerda para a direita (baixo): (3) tratamento biológico; (4) decantação secundária.

Metais

É explicado que os metais ocorrem naturalmente no ambiente e que muitos deles são essenciais para os organismos, sendo requisitados em maior ou menor quantidade para garantir a sua homeostase, dando-se vários exemplos. É referido que a toxicidade dos metais vai depender do elemento em si, da sua forma química, das características biológicas do organismo e do nível de exposição a que está sujeito. Referem-se algumas formas de classificar os metais de acordo com a sua toxicidade. Nesta UC não se utiliza o termo “metais pesados” porque a toxicidade não depende do “peso” do metal *per se* (embora possam estar de certa forma correlacionados), sendo mais importante considerar a sua reatividade química. Neste caso faz sentido utilizar uma classificação em que se agrupam os metais em três classes: A e B e classe intermédia (ou de fronteira). Introduz-se o conceito de fator de enriquecimento antropogénico, que compara as emissões globais de fontes antropogénicas com as fontes naturais, para mostrar que a atividade humana (ex.: mineração, atividade industrial, queima de combustíveis fósseis, etc.) tem sido preponderante no ciclo global de alguns metais. Explica-se que a exposição dos organismos marinhos e estuarinos aos metais pode ocorrer por várias vias, quer pelo contacto da superfície do corpo com a água e sedimentos, incluindo órgãos respiratórios, quer por via oral. Neste último caso, a ingestão de alimento contaminado é a forma mais comum, mas não é a única via, dando-se destaque à deglutição de partículas de chumbo pelas aves (ex.: granalha de munições ou chumbadas de pesca pequenas), que causa uma elevada mortalidade em várias espécies selvagens. Ainda a propósito da pesca, alude-se à elevada quantidade de chumbadas perdidas que contaminam o ambiente (Fig. 19). Explica-se, a seguir, que os metais não são biodegradáveis, ou seja, os organismos não conseguem converter metabolicamente os metais em subcomponentes menos tóxicos - como acontece com poluentes orgânicos - porque os metais são elementos indivisíveis. Neste contexto, referem-se algumas estratégias de desintoxicação por parte dos organismos.



Figura 19. No centro da foto à esquerda vê-se uma chumbada de pesca desportiva encontrada acidentalmente numa praia rochosa, a qual estava profundamente emaranhada pelos bissoos de mexilhões, por cracas e por algas que cresceram à sua volta. Na foto do centro vê-se uma chumbada retirada do local. Na foto à direita vê-se outra chumbada de pesca perdida na areia de uma praia.

Depois desta introdução, é apresentado com detalhe o caso da poluição por mercúrio. A escolha deste metal como “exemplo de estudo” nesta lição deve-se à sua relevância eco-toxicológica, havendo autores que consideram ser o metal traço mais tóxico para a fauna marinha e o único responsável por casos fatais de intoxicação humana (Beiras et al., 2002) por via do consumo de pescado contaminado. Apresentam-se as principais fontes antropogénicas de mercúrio, referindo-se que o “pool” de mercúrio em circulação no ambiente aumentou substancialmente por ação humana (estima-se que a concentração de mercúrio nas águas superficiais do oceano tenha triplicado desde a revolução industrial) (Lamborg et al., 2014). Apresenta-se detalhadamente o ciclo “antropo-biogeoquímico” global do mercúrio, e explica-se que o transporte atmosférico deste metal constitui um componente muito importante deste ciclo. Mostra-se que o mercúrio pode ocorrer em diferentes estados de oxidação na água e sedimentos marinhos, encontrando-se também frequentemente complexado com diversos ligandos. Por outro lado, o mercúrio é sujeito a metilação, explicando-se este processo com detalhe. Refere-se que o mercúrio inorgânico e orgânico pode estar associado a matéria dissolvida e particulada na coluna de água, podendo a matéria particulada depositar-se nos sedimentos e o mercúrio ficar assim armazenado por muito tempo neste compartimento. Refere-se o exemplo da baía do Largo do Laranjo, na Ria de Aveiro, que entre 1950 e 1994 recebeu efluentes contaminados com mercúrio provenientes de uma unidade industrial sediada em Estarreja, causando a acumulação de mercúrio (ainda hoje presente) nos sedimentos (Pereira et al., 2009). Mostra-se, assim, que o ciclo do mercúrio inclui várias interações entre a atmosfera, a água, sedimentos e biota. O ser humano está exposto ao mercúrio por várias vias (ex.: vias de exposição ao mercúrio elementar incluem a amálgama dentária e inalação de mercúrio gasoso) que se encontram em declínio em países da OCDE, sendo a ingestão de metilmercúrio por via alimentar, sobretudo a partir do pescado, a forma atualmente mais importante. Dada a relevância do metilmercúrio no contexto da toxicologia e ecotoxicologia, será dedicada uma atenção especial a este composto, explicando-se a sua biomagnificação ao longo da cadeia trófica. As pessoas ao alimentarem-se de pescado contaminado (ex.: peixes predadores como o espadarte, algumas espécies de atum, tubarão, entre outros) podem acumular elevadas quantidades de mercúrio com consequências graves para a sua saúde (Fig. 20). Em particular, as mulheres que prevejam engravidar, que estejam grávidas ou que estejam a amamentar (lactantes) devem reduzir o consumo destes peixes porque vários estudos epidemiológicos comprovaram a existência de uma relação entre a ocorrência de problemas no desenvolvimento neurológico de crianças e a exposição ao metilmercúrio, nomeadamente durante a vida fetal, associado à contaminação das mães. Mostra-se que ao longo do tempo têm surgido vários episódios de intoxicação humana com mercúrio. Apresenta-se com mais pormenor o caso de poluição na Baía de Minamata, descrevendo-se a Doença de Minamata. Os impactes da poluição por mercúrio nos ecossistemas marinhos e estuarinos são diversos, e dão-se exemplos de níveis de contaminação e efeitos tóxicos deste metal em peixes, aves e mamíferos marinhos, realçando o papel protetor do selénio. Termina-se este tema com a apresentação da Convenção de Minamata, esperando-se

que a poluição por este metal se reduza substancialmente no futuro. Apesar disso, este tipo de poluição poderá perpetuar-se por muitos anos devido à recirculação de grandes quantidades de mercúrio presentes no ambiente.

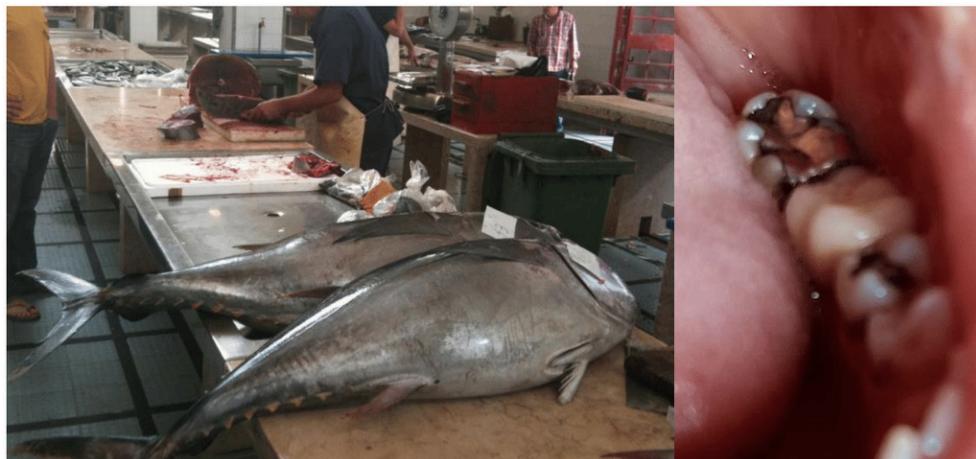


Figura 20. No pescado, os níveis mais elevados de mercúrio são geralmente encontrados em peixes predadores que ocupam o topo da cadeia alimentar, e especialmente aqueles com idade avançada, como o espadarte, algumas espécies de atum, tubarão, etc. Uma pessoa que consome com frequência estes peixes pode ingerir elevadas doses de metilmercúrio com consequências graves para a sua saúde. Mas existem outras fontes de contaminação. Por exemplo, as amálgamas metálicas que no passado eram utilizadas para restauração dentária, e que ainda hoje permanecem nos dentes de muitas pessoas, contêm mercúrio.

Organometálicos

Introduz-se este tema definindo o que são compostos organometálicos, realçando que muitos podem ocorrer naturalmente (ex.: metilmercúrio referido anteriormente). No entanto, há um número muito elevado de compostos organometálicos produzidos exclusivamente pela indústria (ex.: tetraetilchumbo, utilizado no passado como agente antidetonante na gasolina), sendo o estanho (Sn) o que apresenta maior número de compostos organometálicos com aplicação comercial. Os compostos orgânicos de estanho (doravante designados por organoestanhos) são representados pela fórmula química geral R_nSnX_{4-n} onde R é um grupo alquilo ou arilo (ex.: metil, etil, propil, butil, octil, fenil), X é uma espécie aniónica (ex.: cloreto, óxido, hidróxido, fluoreto, nitrato, acetato) e n é um valor numérico que varia entre 1 e 4. Em função do número de grupos orgânicos estes compostos podem ser classificados como mono- ($RSnX_3$), di- (R_2SnX_2), tri- (R_3SnX) ou tetraorganoestanhos (R_4Sn). Assim, por exemplo, os tributilestanhos (TBT) são uma classe de compostos que contêm três grupos butil (C_4H_9) ligados covalentemente ao estanho, embora a espécie aniónica possa variar (ex.: cloreto de tributilestanho, óxido de bis-tributilestanho). Refere-se que os compostos triorganoestanhos podem ser muito tóxicos e, por isso, têm sido explorados comercialmente por serem letais para organismos de vários grupos taxonómicos (ex.: bactérias, leveduras, plantas, fungos, nemátodes, insetos, moluscos, etc.).

Depois desta introdução, apresenta-se com detalhe o caso da poluição por TBT. Este composto organometálico foi usado em vários produtos, nomeadamente, preservantes de madeira e pedra, desinfetantes e moluscicidas, embora a sua principal aplicação comercial tenha sido como agente biocida em sistemas antivegetativos ou anti-incrustantes (AFS, do inglês *Anti-Fouling Systems*) a partir da década de 1960 (Fig. 21).

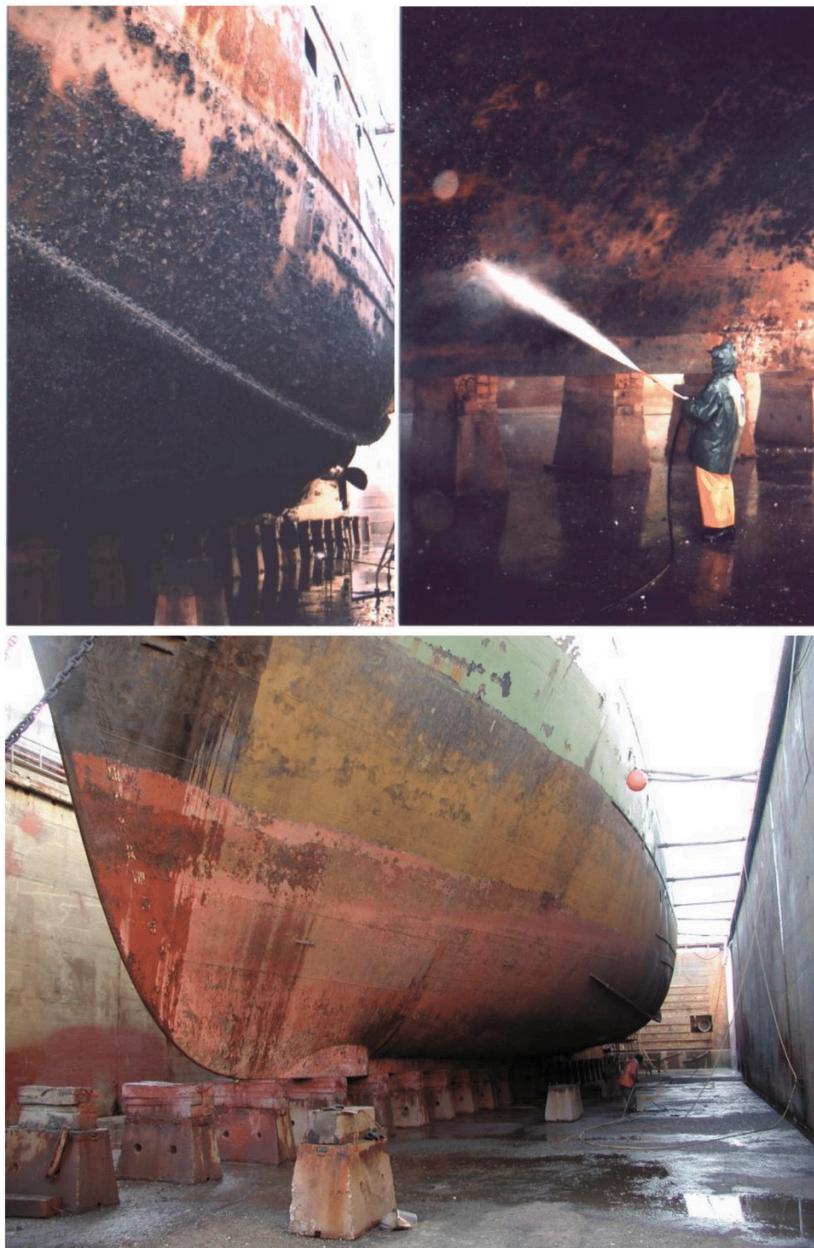


Figura 21. Limpeza (remoção do "biofouling") do casco de um navio para aplicação de um novo Sistema Antivegetativo (Estaleiros de Aveiro, Portugal).

Neste caso, dado que o TBT é uma SQ muito tóxica que é libertada diretamente para a água a partir de superfícies submersas (principalmente embarcações), não é de estranhar que tenha causado graves problemas de poluição nos sistemas aquáticos de todo o mundo. Contar a história sobre como surgiu esta poluição, que impactes provocou e de que forma se conseguiu gerir esta situação, constitui um “estudo de caso” com elevado interesse pedagógico na área da Poluição Marinha.

Os primeiros sinais dos efeitos da poluição por TBT surgiram pouco tempo depois da sua aplicação comercial em sistemas antivegetativos. A partir de 1969 foram observadas, na costa Sul de Inglaterra, fêmeas do gastrópode *Nucella lapillus* (Fig. 22) com estruturas semelhantes ao pénis dos machos, sendo o mesmo fenómeno observado na Escócia em 1970 (Blaber, 1970). Em 1970 foram também observadas em Long Island (EUA) fêmeas de outra espécie de gastrópode - *Tritia obsoleta* - com sinais semelhantes de masculinização. O autor deste estudo - Smith (1971) – utilizou o termo “*imposex*” para denominar esta patologia porque se afigurava como uma imposição de caracteres sexuais masculinos (ex.: pénis e vaso deferente) nas fêmeas. A partir de 1971 foram publicados outros estudos que reportaram a ocorrência de *imposex* noutras espécies gonocóricas de gastrópodes por todo o mundo. Até ao virar do milénio, este fenómeno já tinha sido descrito para cerca de 270 espécies de gastrópodes (Titley-O’Neal et al., 2011). O TBT provoca um outro efeito masculinizante em gastrópodes prosobrânicos, designado por “*intersex*”. O *imposex* e *intersex* podem levar à esterilização de fêmeas com consequente diminuição da abundância das populações, podendo culminar na sua extinção local. A poluição por TBT afetou também a aquacultura de ostras à escala global por causar deformações nas conchas e mortalidade larvar. Os bivalves, de uma forma geral, são muito sensíveis a este tipo de poluição (Alzieu, 1996, 2000), havendo autores que consideram que o TBT é o poluente mais tóxico para embriões e larvas de bivalves do que qualquer outro avaliado neste contexto (Gosling, 2003). No entanto, os efeitos biológicos do TBT não se limitam aos moluscos, e descrevem-se vários exemplos para outros grupos taxonómicos.

Devido aos graves impactes económicos e ecológicos causados por este tipo de poluição, a utilização de compostos de TBT em AFS e outros produtos tem sido restringida desde a década de 80. Este processo culminou na proibição global do seu uso em sistemas antivegetativos pela IMO (*International Maritime Organization*), através da implementação, em 2008, da Convenção AFS (“Convenção Internacional relativa ao Controlo dos Sistemas Antivegetativos Nocivos nos Navios”).



Figura 22. *Nucella lapillus* é um molusco gastrópode que é facilmente encontrado na zona intermareal de praias rochosas do Atlântico Nordeste (desde o Sul de Portugal até ao Norte de Rússia, Islândia e Gronelândia) e também na costa leste da América do Norte, entre a Terra Nova (Canadá) e a região de Nova Iorque (EUA). Este búzio é carnívoro e alimenta-se sobretudo de mexilhões e cracas, para além de outros invertebrados, incluindo gastrópodes. Os adultos têm uma concha com uma altura, geralmente, entre 25-35 mm. Esta espécie tem uma capacidade limitada de dispersão porque os adultos têm pouca mobilidade e o seu ciclo de vida não inclui uma fase planctónica, como é comum noutras espécies de gastrópodes. Após a cópula, os ovócitos são fertilizados e encapsulados na glândula da cápsula. As fêmeas depositam cápsulas ovígeras (cada uma com algumas centenas de ovos) sobre a superfície das rochas. Os embriões permanecem dentro da cápsula durante cerca de 3 meses. Apenas alguns completam o seu desenvolvimento e ecodem, colonizando as rochas em redor. Em locais muito poluídos por tributilestanho ou trifenilestanho (junto a portos, marinas ou estaleiros navais) as fêmeas ficam estéreis devido ao desenvolvimento de *imposex* e as populações extinguem-se.

Hidrocarbonetos

Apresenta-se a definição de hidrocarbonetos e explica-se que a exploração, transporte, processamento e consumo de petróleo e derivados estão entre as principais atividades responsáveis pela introdução destes compostos no ambiente marinho e estuarino. Referem-se várias fontes de poluição marinha (no mar e em terra) e dão-se exemplos de alguns acidentes com petroleiros e plataformas marítimas para exploração de petróleo, vulgarmente conhecidos por “marés negras”. Embora as marés negras não sejam a principal fonte de poluição por hidrocarbonetos de origem petrolífera, elas suscitam grandes preocupações pela dimensão e gravidade dos impactes ecológicos que provocam. Estes dependem da quantidade e qualidade do petróleo derramado, das condições ambientais, do local do acidente e dos ecossistemas afetados. São mais graves quando atingem, por exemplo, zonas com elevado valor ecológico, áreas protegidas ou zonas com importantes recursos pesqueiros. Refere-se que quando há um derrame, a massa de petróleo derramada vai transformar-se ao longo do tempo sob influência das condições meteorológicas e das características do local onde ocorre o acidente. Descrevem-se os principais processos que ditam a evolução da massa de hidrocarbonetos derramados numa maré negra (ex.: espalhamento, deriva, evaporação, dispersão, dissolução, emulsificação, foto-oxidação, sedimentação e biodegradação). Explica-se que, por ação do hidrodinamismo, as gotículas de água vão-se misturando com o petróleo, formando uma emulsão mais viscosa designada vulgarmente por “mousse de chocolate”, em que 70-80% corresponde a água e pode fazer aumentar o volume da mancha de petróleo até quatro vezes (emulsificação). Explica-se

que os impactes dos derrames de petróleo nos ecossistemas podem resultar da ação física e/ou tóxica dos hidrocarbonetos. Relativamente à ação física, destaca-se o bloqueio da passagem do oxigénio da atmosfera para a água e o bloqueio da luz. Outra ação física resulta do contacto dos organismos com o petróleo, levando à obstrução das superfícies respiratórias de invertebrados e vertebrados (ex.: colmatação de brânquias de peixes) ou ao envolvimento da superfície do corpo. Realça-se a elevada suscetibilidade das aves aquáticas a este tipo de poluição e explica-se porque isso acontece. Os organismos podem ser também sujeitos à ação tóxica dos hidrocarbonetos por contacto direto com a superfície do corpo (ex.: inflamação dos olhos e pele), por inalação de vapores tóxicos ou por ingestão, ilustrando-se este fenómeno com alguns exemplos. Muitos estudos têm demonstrado a ação tóxica dos hidrocarbonetos em organismos pertencentes a uma grande diversidade de táxones, ilustrando-se alguns casos.

Embora as “marés negras” sejam as mais mediáticas, existem outras fontes de poluição mais importantes. Muitas estão sediadas em terra (ex.: resíduos municipais e industriais, águas de escorrência urbanas, descarga de rios, refinarias, portos e terminais marítimos). Existem também outras fontes de poluição localizadas no mar associadas a embarcações, nomeadamente, derrames de fuelóleo e óleo devido a acidentes com embarcações, libertação de águas de lavagem, de lastro e de “bilge”, etc. (Fig. 23). Outra fonte de poluição – neste caso, difusa – é a deposição atmosférica. Os hidrocarbonetos de petróleo (petrogénicos) antrópicos que são depositados nos oceanos a partir da atmosfera são compostos orgânicos voláteis resultantes dos vapores formados desde a extração até ao consumo final, ou seja, durante a exploração, carga/descarga de petróleo (e derivados) ao longo da cadeia de produção, transporte e abastecimento. Descreve-se também a deposição de hidrocarbonetos de origem pirogénica.



Figura 23. Há inúmeras ocorrências diárias de poluição por hidrocarbonetos associadas às operações com embarcações, as quais acontecem de forma intencional, accidental (foto à direita) ou por más práticas (foto à esquerda).

Dada a relevância eco-toxicológica dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (doravante designados por PAH, acrônimo de *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*), caracteriza-se com detalhe este grupo. Embora os PAH possam ser gerados por fenómenos naturais (ex.: vulcões, incêndios, exsudações de petróleo, bem como síntese por plantas, fungos e bactérias), os níveis ambientais de PAH aumentaram com a atividade humana devido à combustão do carvão, petróleo ou gás, queima de matéria orgânica diversa e libertação de hidrocarbonetos de origem petrolífera. Dado o perigo que representam, descrevem-se os PAH que constam da lista de substâncias prioritárias da DQA. Explica-se que os PAHs podem gerar uma diversidade de efeitos biológicos, que variam consoante o composto em causa, sendo de destacar o seu potencial imunotóxico, mutagénico, cancerígeno e teratogénico, mostrando-se alguns exemplos.

Refere-se que tem havido uma diminuição progressiva de ocorrência de marés negras nas últimas décadas, em contracírculo com o aumento da produção e transporte de petróleo no oceano, em virtude da aplicação de medidas para prevenção de acidentes (por exemplo, a MARPOL exigiu que os petroleiros passassem a ser construídos com casco duplo a partir de 1993). No entanto, caso ocorram, existe um conjunto de ações que podem ser implementadas para mitigação de impactes (ex.: colocação de barreiras flutuantes, recolha do petróleo na superfície com “recuperadores” ou “skimmers”, aplicação de dispersantes, queima controlada e limpeza de praias).

Por fim, alude-se à prospeção e pesquisa de petróleo em Portugal. Um dos objetivos da estratégia de política energética de Portugal é a diminuição da sua dependência do exterior, e a descoberta de reservas de petróleo seriam um importante contributo para esse grande desígnio nacional. No entanto, este assunto gerou recentemente uma grande controvérsia na sociedade portuguesa, sendo este tema debatido na turma para se ouvir a opinião dos estudantes (nesta altura faz-se a ponte com temas discutidos em lições anteriores, como o desenvolvimento sustentável, a pegada do carbono, etc.).

Hidrocarbonetos halogenados

Dentro dos compostos orgânicos, e fazendo a ligação com o tópico anterior, dá-se destaque aos derivados halogenados dos hidrocarbonetos (ou hidrocarbonetos halogenados, “HH”), que são hidrocarbonetos em que os átomos de hidrogénio são parcialmente ou totalmente substituídos por halogénios como o cloro, flúor, bromo ou iodo. Alguns ocorrem naturalmente, enquanto outros são produzidos pelo ser humano de forma intencional para uso em produtos comerciais (ex.: DDT, diclorodifeniltricloroetano; PCBs, *Polychlorinated Biphenyls* ou bifenilos policlorados), ou de forma não intencional como resultado de processos industriais ou da queima de resíduos (ex.: dibenzo-p-dioxinas policloradas e dibenzofuranos policlorados, doravante designados por dioxinas e furanos, respetivamente).

Há hidrocarbonetos halogenados voláteis de baixa massa molecular (ex.: clorofluorocarbonetos, hidroclorofluorocarbonetos, etc.) que foram intensamente utilizados como propelentes para aerossóis, agentes refrigeradores, solventes, espumas plásticas, etc., e cuja produção tem sido proibida por causarem a depleção do ozono na estratosfera. Estes poluentes são incluídos no programa da UC pelo facto de provocarem um aumento da incidência de radiação ultravioleta (UV) no ambiente marinho e estuarino, afetando, por via indireta, os seus ecossistemas. Explicam-se os potenciais efeitos do aumento da radiação UV-B nos ecossistemas marinhos e realça-se que o Protocolo de Montreal é um exemplo de como a comunidade internacional conseguiu congregar esforços para combater um fenómeno de poluição à escala planetária. Em vigor desde 1989, este acordo internacional visa reduzir a produção e consumo de substâncias que empobrecem a camada de ozono (ODS – *Ozone-Depleting Substances*). Em consequência disso, tem-se registado uma diminuição da concentração atmosférica de ODS e têm-se observado alguns indícios da reconstituição da camada de ozono na estratosfera. Para além de travar a depleção do ozono, o Protocolo de Montreal tem contribuído também para a redução do aquecimento global porque a maior parte das ODS proibidas são também potentes gases com efeito de estufa. Apesar do aparente sucesso do Protocolo de Montreal, estima-se que a completa recuperação da camada do ozono só venha a acontecer entre 2050 e 2075, havendo o risco de demorar mais tempo (EC, 2007).

Ao contrário dos compostos referidos anteriormente, que não representam uma ameaça direta para os ecossistemas marinhos e estuarinos, há hidrocarbonetos halogenados (e outros compostos organo-halogenados) de maior massa molecular que contaminam o oceano e causam efeitos adversos nos organismos. Alguns destes compostos suscitam grandes preocupações do ponto de vista eco-toxicológico devido a apresentarem elevada persistência, potencial de bioacumulação e toxicidade (conceitos a desenvolver na semana nº 12). Alguns podem ser sujeitos a biomagnificação e atingir elevadas concentrações em espécies que se encontram no topo da cadeia alimentar como, por exemplo, peixes predadores, aves, mamíferos marinhos e o próprio ser humano (Cunningham & Cunningham, 2012). A elevada persistência dos HH é conferida pela estabilidade química das moléculas para a qual contribui a presença dos halogénios, tornando-se mais resistentes à decomposição físico-química e biológica no ambiente e suscetíveis de transporte a longa distância, introduzindo-se aqui o conceito de “destilação global”. Muitos organo-halogenados constam da lista de SQ químicas prioritárias da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). A primeira lista de POPs prioritários incluiu unicamente organoclorados, designadamente, SQ de uso industrial (ex.: PCBs e hexaclorobenzeno), pesticidas (ex.: DDT, aldrina, dieldrina, etc.) e SQ de produção não intencional (ex.: dioxinas e furanos). Mais tarde foram adicionadas novas substâncias prioritárias, todas elas compostos organo-halogenados com cloro, bromo ou flúor, utilizadas em diversos produtos comerciais, como, por exemplo, retardantes

de chama bromados (ex.: PBDEs, *Polybrominated Diphenyl Ethers* ou éteres difenílicos polibromados) ou compostos perfluorados (ex.: PFOS, *Perfluorooctane Sulfonic acid* ou ácido perfluorooctanossulfónico), entre outros.

A contaminação no alto-mar por organo-halogenados ocorre essencialmente por deposição atmosférica e correntes marinhas (para além da movimentação dos animais), enquanto mais junto à costa esta contaminação é suplementada pela descarga dos rios (ex.: pesticidas utilizados na agricultura), águas de escorrência e águas residuais domésticas/industriais que podem elevar os níveis de poluição a uma escala local. Após entrada no ambiente aquático, o destino destes compostos - dando-se o exemplo dos organoclorados acima referidos - é determinado em grande parte pelo facto de serem facilmente bioacumuláveis (concentrando-se no biota) e terem tendência para adsorver a matéria particulada na coluna de água e depositar-se nos sedimentos, onde podem ficar armazenados por muito tempo. Existe a possibilidade de passarem para a água lentamente por difusão, ou rapidamente quando os sedimentos voltam a ser mobilizados por processos naturais (ex.: bioturbação, correntes de maré, tempestades, correntes fortes) ou por atividades humanas (ex. dragagens, hélices de embarcações, etc.), constituindo uma fonte de contaminação de longo prazo para a água (Fig. 24).



Figura 24. Dragagem de sedimentos durante uma operação de desassoreamento da Ria de Aveiro (Portugal). Muitos poluentes químicos acumulados nos sedimentos ao longo do tempo podem ser remobilizados para a coluna de água e contaminar os organismos, razão por que estas intervenções devem ser feitas com o máximo cuidado.

Descrevem-se alguns exemplos de ecotoxicidade de organo-halogenados para organismos marinhos. A contaminação do ser humano por estes poluentes ocorre principalmente por via da dieta, incluindo a ingestão de pescado, e referem-se vários efeitos adversos. A concentração de vários poluentes organo-halogenados no ambiente tem vindo a diminuir devido a fortes restrições ou proibição da sua produção, mas a elevada persistência fará com que continuem a ser detetados por mais anos em todo o mundo. Neste contexto, faz-se referência ao “*International Pellet Watch*” (IPW) - um programa internacional de monitorização ambiental - que avalia a presença de POPs (com destaque para os HH) em péletes de plástico encontrados nas praias. Na visita de estudo da componente TP os estudantes são levados a uma praia em Aveiro para recolherem estes péletes, tendo esta praia sido um dos locais selecionados para gerar os primeiros mapa-múndi de poluição do IPW (Ogata et al., 2009).

Poluentes emergentes

Ao contrário dos poluentes referidos anteriormente, que já foram identificados/ avaliados há várias décadas e estão regulamentados (ex.: sujeitos a monitorização de rotina e a controlo de emissões), os poluentes de preocupação emergente (doravante designados por “poluentes emergentes”) só recentemente foram detetados ou reconhecidos como possíveis ameaças para os ecossistemas e/ou saúde pública, podendo estar sob escrutínio para regulamentação futura. Uma das principais preocupações que suscitam é desconhecer-se o seu impacte na saúde humana e no ambiente. Dão-se exemplos de poluentes emergentes associados ao uso de fármacos, cosméticos, produtos de cuidado pessoal, surfactantes, antissépticos, pesticidas, agentes e aditivos industriais, etc., ou aos seus produtos de degradação. Referem-se também os utilizados no fabrico de produtos/ equipamentos de alta tecnologia (ex.: nanomateriais, terras raras, etc.). Estes exemplos dão uma ideia da diversidade de poluentes emergentes, mas realça-se que pode haver um número muito elevado de SQ no ambiente aquático que se classificam nesta categoria (Dulio et al., 2018).

Atendendo à sua definição, alerta-se os estudantes que os poluentes emergentes identificados no passado recente podem eventualmente já ter perdido este estatuto, de qualquer forma, destaca-se na lição uma classe de poluentes que tem suscitado elevada preocupação: os desreguladores endócrinos (DE) (SQ exógenas que alteram a função do sistema endócrino dos organismos). Aproveita-se esta oportunidade para mostrar aos estudantes que pode ser vantajoso, em certos contextos, classificar os poluentes em função dos efeitos que provocam, e não em função da sua natureza físico-química (principal critério utilizado na UC). Focam-se, em particular, os desreguladores endócrinos que interferem na reprodução (DER), que são muito perigosos por exercerem efeitos a muito baixas concentrações e poderem causar uma diminuição drástica da abundância

das populações, incluindo a sua extinção. Refere-se que se conhecem centenas de DER naturais e artificiais que têm uma origem muito diversa. A título de exemplo, apresentam-se alguns poluentes DER que têm sido reportados no ambiente aquático (ex.: hormonas naturais como o 17 β -estradiol; fármacos como o 17 α -etinilestradiol e o dietilestilbestrol; outros compostos de origem industrial, como os etoxilatos de alquilfenóis), descrevendo-se alguns exemplos de efeitos nos organismos.

Unidade 4. Ecotoxicologia (lições T 10-13)

Toxicologia versus Ecotoxicologia. Destino e comportamento de contaminantes químicos no ambiente. Toxicocinética e toxicodinâmica. Efeitos biológicos de contaminantes químicos. Monitorização da poluição marinha. Avaliação do perigo e risco de contaminantes químicos. Legislação ambiental.

Pretende-se sistematizar o conhecimento adquirido anteriormente de forma a conseguir-se prever a mobilidade e destino de contaminantes químicos no ambiente, a sua interação com os organismos e os efeitos biológicos daí resultantes, o que consubstancia a área científica da Ecotoxicologia. Pretende-se também mostrar como se pode monitorizar a poluição e avaliar o perigo/risco que os poluentes representam para os ecossistemas marinhos e estuarinos. Por fim, apresenta-se a legislação mais relevante no âmbito da poluição marinha.

Toxicologia versus Ecotoxicologia

Na unidade programática anterior os estudantes estudaram vários exemplos de poluentes químicos e tiveram a percepção da variedade de SQ e fontes de poluição existentes, das distintas formas de mobilidade dos poluentes no ambiente, e da diversidade de efeitos biológicos que podem causar. O objetivo da presente unidade programática é sistematizar os conhecimentos adquiridos até ao momento, a partir dos diversos estudos de casos apresentados, de forma a que os estudantes consigam: (i) prever como os poluentes se movem e distribuem pelos diversos compartimentos ambientais; (ii) perceber como são absorvidos, distribuídos, metabolizados e eliminados pelos organismos; (iii) avaliar que danos lhes podem provocar e como isso se reflete ao nível da abundância/dinâmica das populações, das comunidades e do funcionamento dos ecossistemas; (iv) detetar e quantificar a sua presença (e os seus efeitos) *in situ* e seguir a sua evolução espacial e temporal através de programas de monitorização; (v) avaliar o perigo e risco que representam para os ecossistemas. Esta sistematização do conhecimento insere-se no domínio da “Ecotoxicologia”. Este termo foi originalmente introduzido em 1969 por Truhaut como “o ramo da toxicologia relacionado com o estudo de efeitos tóxicos causados por poluentes aos constituintes animal (incluindo humanos), vegetal e microbiano dos ecossistemas, num contexto integrado” (Truhault, 1977). Entretanto, os termos exatos desta definição têm-se modificado ao longo do tempo. Atualmente encontram-se várias definições

de «Toxicologia» e «Ecotoxicologia» na literatura, as quais diferem sobretudo na aceção do “agente tóxico” e do “alvo” desse agente. Embora o agente seja tipicamente uma substância química, pode incluir outros tipos de contaminantes referidos nesta UC. No âmbito da legislação ambiental e da regulamentação de produtos químicos geralmente dicotomiza-se a toxicologia e a ecotoxicologia com base no alvo, ou seja, o ser humano *versus* as restantes espécies de organismos que compõem os ecossistemas, respetivamente. Esta definição tem sido empregue também com frequência na literatura mais recente. Assim, no âmbito da presente UC considera-se que o alvo da Toxicologia é a espécie humana e o alvo da Ecotoxicologia são as restantes espécies no contexto dos ecossistemas. Nesta UC o maior enfoque recai sobre os efeitos ecotoxicológicos dos contaminantes químicos no ambiente marinho e estuarino, mas os efeitos toxicológicos são também ocasionalmente referidos em consequência da contaminação do ser humano devido à ingestão de pescado, visto que ambos se encontram no âmbito da poluição marinha.

Destino e comportamento de contaminantes químicos no ambiente

Explica-se que um contaminante, ao entrar num sistema aquático, é sujeito a processos naturais de transporte, diluição, adsorção, partição, degradação, bioacumulação, biomagnificação, etc., que determinam o seu destino no ambiente, ou seja, a sua distribuição pelos vários compartimentos ambientais (ex.: ar, água, sedimento e biota). A alteração da sua estrutura por processos físico-químicos (ex.: hidrólise, fotólise, oxidação) ou biológicos (ex.: biodegradação por microrganismos) pode anular a sua toxicidade ou dar origem a outras substâncias químicas tóxicas. O destino de um contaminante vai depender das suas propriedades físico-químicas (ex.: coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), pressão de vapor, etc.) e das características das matrizes ambientais (ex.: qualidade da água, natureza dos sedimentos, etc.). Conhecer o comportamento dos contaminantes químicos no ambiente é muito importante porque permite: (i) prever a sua mobilidade entre os compartimentos ambientais, (ii) estimar os tempos de permanência em cada compartimento, (iii) avaliar o potencial para transporte a longa distância, (iv) prever os níveis de exposição dos organismos aos contaminantes e (v) estimar o seu potencial de bioacumulação (ex.: SQ orgânicas com $\log K_{ow} > 3$ tendem a bioacumular). Refere-se que a transferência do contaminante para o biota vai depender da sua concentração ambiental, da sua biodisponibilidade, da duração da exposição e das vias de absorção pelos organismos, entre outros aspetos.

Toxicocinética e Toxicodinâmica

Quando um organismo é exposto a um contaminante estabelece-se uma interação entre ambos que depende de dois processos fundamentais: a toxicocinética e a toxicodinâmica. A primeira refere-se ao decurso de acontecimentos que vão determinar

a distribuição e concentração do contaminante no corpo do organismo ao longo do tempo, os quais envolvem a absorção, distribuição, metabolismo e eliminação (ADME). A segunda refere-se à ação tóxica exercida pelo contaminante no(s) tecido(s)/órgão(s) alvo e que desencadeia um efeito adverso. Ambos os processos estão intimamente relacionados porque a ação tóxica de um contaminante, ou dos seus metabolitos, depende das respetivas concentrações nos locais de ação.

Refere-se que a absorção é a primeira fase da toxicocinética e corresponde à entrada do contaminante no organismo. Descrevem-se as várias vias de absorção tendo em conta a diversidade taxonómica, realçando que existem formas generalizadas de entrada na célula e de mobilidade de contaminantes ao nível celular. Nos animais aquáticos os contaminantes podem ser absorvidos em resultado do contacto direto da água ou do sedimento com a superfície corporal e tecidos respiratórios, ou por ingestão de alimento, sedimentos ou água, dando-se alguns exemplos. Distinguem-se as principais vias de absorção em função das propriedades do contaminante e do organismo considerado (ex.: grupo taxonómico, habitat, tipo de dieta, condição fisiológica, estádio de desenvolvimento). A distribuição é a segunda fase da toxicocinética em que o contaminante, após a absorção, é encaminhado para diferentes partes do corpo. Explicam-se os vários processos envolvidos, ressalvando as respetivas diferenças fisiológicas/morfológicas entre grupos taxonómicos. O metabolismo/biotransformação é outra fase importante da toxicocinética porque contribui para a redução da toxicidade dos contaminantes e para a sua eliminação. Alude-se às reações enzimáticas que geralmente se dividem em fase I e fase II. Chama-se a atenção de que ocasionalmente podem ser gerados metabolitos mais tóxicos do que os compostos parentais (bioativação), dando-se alguns exemplos. A eliminação é a quarta fase a ter em consideração no âmbito da toxicocinética. A importância relativa dos diferentes mecanismos de eliminação varia em função das propriedades do contaminante e da biologia do organismo em causa. Utilizando os peixes como exemplo, explicam-se as principais vias de eliminação de contaminantes, nomeadamente, a branquial, a biliar/fecal e a urinária. Referem-se também outras vias de eliminação que podem ocorrer em organismos de outros grupos taxonómicos.

Os estudos de toxicodinâmica têm dois objetivos essenciais: (i) descrever a sequência de eventos através dos quais um contaminante provoca um efeito adverso no organismo; (ii) estabelecer a relação entre a natureza/magnitude de resposta do organismo e a concentração do contaminante. Explica-se que as células possuem programas que controlam o seu destino e a atividade em cada momento, e estes programas, nos organismos multicelulares, trabalham coordenadamente em rede e podem ser modulados por moléculas de sinalização endógenas. Para executar estes programas as células possuem sistemas metabólicos, de transporte, produção de energia, etc., bem como elementos estruturais organizados em complexos macromoleculares, membranas e organelos que mantêm a integridade celular. Os poluentes podem interferir com estes programas e as estruturas celulares gerando diversos efeitos, ilustrando-se alguns casos.

A interação do contaminante com o local de ação pode provocar alterações fisiológicas e/ou morfológicas em vários níveis de organização do organismo (componentes sub-celulares, célula, tecido, órgão, sistema de órgãos, indivíduo) que resultam na diminuição da sua capacidade funcional e/ou no aumento da sua suscetibilidade relativamente a fatores ambientais. Se estas alterações provocarem uma diminuição do crescimento, sobrevivência ou reprodução dos indivíduos, surgem consequências para os níveis de organização superior (população, comunidade, ecossistema) que dependem da natureza e severidade dos efeitos produzidos.

É realçado que uma SQ pode ter mais do que um modo de ação (MoA) e mais do que um tecido ou órgão alvo, podendo atuar diferentemente nesses alvos dependendo da espécie em causa, do estádio de desenvolvimento do organismo, bem como da magnitude, via e duração da exposição, entre outros aspectos. Descrevem-se algumas principais vias de toxicidade das SQ e alguns critérios que podem ser utilizados para classificar as SQ em função do seu MoA.

Efeitos Biológicos de Poluentes Químicos

Apresentam-se diversos exemplos de efeitos que os poluentes podem ter nos organismos (ex.: stresse oxidativo, genotoxicidade, neurotoxicidade, imunotoxicidade, disruptão endócrina, alterações histopatológicas, alteração do comportamento, etc.) e quais as suas consequências a nível individual (ex.: crescimento, reprodução, sobrevivência). Ao nível das populações os efeitos podem manifestar-se em alterações do seu “pool” genético, da sua estrutura etária, do “sex-ratio” ou da sua abundância, podendo, em casos extremos, ocorrer a extinção de espécies sensíveis no local poluído. É explicado aos estudantes que a poluição tem o potencial de exercer forças seletivas na genética das populações ao favorecer indivíduos que são mais resistentes a certos tipos de poluentes, podendo reduzir a variabilidade genética em poucas gerações, situação que pode conduzir a uma redução do valor adaptativo (“fitness”), aumentando o risco face a outros fatores de stresse naturais ou antrópicos. Por outro lado, os poluentes podem modificar o nicho realizado das espécies mais sensíveis. Dada a complexa rede de relações entre espécies numa comunidade (predação, competição, mutualismo, parasitismo, etc.), estes efeitos podem repercutir-se nas populações de outras espécies da comunidade, independentemente da sua sensibilidade aos poluentes. Explica-se que o ecossistema pode reagir de várias formas possíveis, dependendo do nível de perturbação a que for sujeito e de como a comunidade reage à perturbação. É particularmente grave a situação em que a poluição afeta espécies que formam habitats biogénicos (ex.: recifes de coral, jardins de gorgónias, pradarias marinhas, florestas de “Kelp”, mangais, sapais, etc.), ou que, por qualquer outra razão, tenham um papel chave ou dominante na comunidade. Todos estes processos podem conduzir a uma alteração da estrutura da comunidade e do funcionamento do ecossistema.

A alteração da função dos ecossistemas em consequência da poluição pode afetar os serviços que estes prestam à humanidade, designadamente, de provisionamento, de regulação e culturais, dando-se vários exemplos. Chama-se a atenção dos estudantes que o estudo da poluição deve, portanto, basear-se numa visão holística e integrada dos efeitos biológicos, ou seja, não deve cingir-se apenas à investigação sobre o mecanismo e modo de ação dos poluentes ao nível individual, mas ter em consideração a cascata de efeitos subsequentes em níveis de organização superiores que podem afetar a estrutura e função dos ecossistemas, bem como os serviços que prestam à humanidade.

Monitorização da poluição marinha

Apresentam-se algumas definições de monitorização utilizadas na literatura científica, convenções internacionais e peças legislativas (ex.: DQA). Apesar da sua diversidade, na maior parte dos casos a monitorização ambiental é definida como um processo de colheita de dados ambientais físicos, químicos e/ou biológicos *in situ*, com um planeamento pré-estabelecido no tempo e no espaço, com o objetivo de determinar a condição do ambiente num determinado momento, e com a possibilidade de estabelecer tendências espaciais e temporais. Pode ser vista, simultaneamente, como um processo de acompanhamento e avaliação dos desempenhos/progressos da aplicação de medidas de gestão e, nessa perspetiva, a continuidade da monitorização pode contribuir para que as medidas sejam sucessivamente melhoradas. A monitorização da poluição marinha é essencial para avaliar à escala local, regional ou global não só a concentração dos poluentes nos vários compartimentos ambientais, como os seus efeitos nos ecossistemas, na saúde humana ou nas atividades relacionadas com o uso do mar.

A monitorização pode servir vários propósitos. Por exemplo, pode ter uma função de controlo ao averiguar se a concentração de uma substância química num compartimento ambiental respeita as normas de qualidade estabelecidas. Pode também ter uma função de alarme, ao detetar uma situação que se desvia das condições de referência. Pode, igualmente, ter um papel de previsão, ao identificar uma tendência de evolução do ambiente com base numa série temporal. Para além disso, pode ter um cariz investigativo, ao ajudar a compreender processos que estão na base de certos fenómenos. A observação de padrões temporais ou espaciais permite, por vezes, descobrir problemas emergentes e fazer avançar a ciência em novas direções, dando-se alguns exemplos.

O tema da monitorização é abordado com detalhe na componente TP, mas na lição teórica adiantam-se alguns conceitos de base que lhe estão subjacentes. Caracteriza-se a monitorização química e biológica (biomonitorização) e refere-se que ambas podem ser integradas de forma a fornecer uma informação mais completa sobre a qualidade ambiental. Explica-se que a biomonitorização abrange cinco níveis principais de medições que estão relacionados entre si, nomeadamente: (i) medição da concentração

dos contaminantes no biota, podendo ser em todo o corpo do organismo ou em tecidos/órgãos críticos; (ii) medição de efeitos biológicos ao nível sub-individual; (iii) medição de efeitos ao nível individual; (iv) medição de efeitos biológicos ao nível da população (ex.: modificação da genética, estrutura etária e/ou abundância das populações); (v) medição dos efeitos biológicos ao nível da estrutura e funcionamento dos ecossistemas (ex.: riqueza específica, abundância/diversidade). Apresenta-se o significado dos termos “biomarcador”, “bioindicador”, “biomonitor”, “espécie sentinel” e “indicador ecológico” e refere-se que o estudo de efeitos biológicos no contexto de biomonitorização pode combinar trabalho de campo e de laboratório. Explica-se que os biomarcadores avaliam os efeitos sub-letais ao nível das alterações bioquímicas, fisiológicas, histológicas ou morfológicas nos organismos, o que implica que uma determinada quantidade de contaminante esteve disponível por tempo suficiente para exercer uma ação, servindo de alerta precoce para uma possível futura ocorrência de efeitos nas populações, comunidades e ecossistemas a médio e longo prazo. Refere-se que é comum subdividir os biomarcadores em três categorias - exposição, efeito e suscetibilidade (apresentando-se as respetivas definições e alguns exemplos) – salientando a sua maior ou menor especificidade para determinados contaminantes. Alude-se o facto de alguns autores sugerirem uma terminologia alternativa para os biomarcadores, classificando-os em biomarcadores de defesa e de dano, explicando-se estes conceitos.

Nas lições da componente TP e P os estudantes têm a oportunidade de analisar um estudo de caso de monitorização de poluição química na costa Portuguesa (poluição por TBT).

Avaliação do perigo de contaminantes químicos

“Perigo” refere-se às propriedades intrínsecas de uma SQ que podem desencadear um efeito adverso, ou seja, potencial para causar dano. A avaliação do perigo de uma SQ é muito útil para se identificarem e priorizarem os contaminantes que suscitam uma maior preocupação e que exigem um controlo mais rigoroso e urgente, de forma a prevenir e combater a poluição química de forma mais eficaz. É também essencial para estabelecer protocolos de segurança relativamente ao seu fabrico, distribuição na cadeia de abastecimento, uso e destino final, por forma a não gerarem problemas de poluição. O perigo de uma SQ pode ser avaliado essencialmente através de três parâmetros, frequentemente referidos pelo acrónimo PBT: Persistência, Bioacumulação e Toxicidade. Por exemplo, se uma substância for persistente, bioacumulável e tóxica (PBT), ou muito persistente e muito bioacumulável (mPmB), então ela é potencialmente perigosa.

Persistência

Persistência refere-se ao tempo que um contaminante permanece num determinado compartimento ambiental. Explica-se que uma SQ pode ser sujeita a degradação no ambiente através de processos abióticos e bióticos, mas se for resistente à degradação tende a permanecer muito tempo num determinado compartimento ambiental, sendo por isso denominada persistente. A persistência não pode ser vista apenas como uma característica inerente da SQ, pois resulta da combinação das suas propriedades específicas e das condições do compartimento ambiental em causa. Os contaminantes persistentes suscitam elevada preocupação porque: (i) as suas emissões, descargas ou perdas para o ambiente podem representar adições cumulativas que elevam a sua concentração ambiental de forma progressiva; (ii) permanecem tempo suficiente no ambiente para serem transportados a grandes distâncias pelo ar, água ou espécies migradoras, podendo atingir zonas sensíveis longe das fontes de contaminação; (iii) quando as fontes de contaminação cessam pode levar muito tempo para que os níveis no ambiente voltem ao estado normal. A persistência de um contaminante é geralmente expressa pelo seu tempo de meia-vida ($T_{1/2}$) no respetivo compartimento ambiental, mas o critério numérico (valor de $T_{1/2}$) para se classificar uma SQ como “persistente” ou “muito persistente” num determinado compartimento ambiental pode variar entre entidades reguladoras, fornecendo-se alguns exemplos (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals [ECETOC], 2005).

Bioacumulação

Bioacumulação resulta do balanço entre as etapas da ADME, sendo a absorção feita a partir de todas as vias de exposição no ambiente natural. O potencial de bioacumulação é expresso pelo Fator de Bioacumulação (*Bioaccumulation Factor, BAF*), apresentando-se a sua definição e método de cálculo. Uma substância bioacumulativa (com um BAF elevado) tende a ficar retida no organismo e atingir níveis que podem causar danos, daí o seu perigo. Existem outros parâmetros que podem substituir o BAF para estimar o potencial de bioacumulação de uma SQ. Em organismos aquáticos é frequentemente utilizado o Fator de Bioconcentração (*BCF*), fornecendo-se a sua definição e método de cálculo. Refere-se que existem também métodos baseados na análise da estrutura química ou nas propriedades físico-químicas das SQ que permitem inferir sobre o seu potencial de bioacumulação (ex.: K_{ow}). Os parâmetros BAF, BCF, K_{ow} podem ser usados para avaliar se uma SQ é bioacumulativa, no entanto, os critérios numéricos aplicados pelas entidades reguladoras podem variar em função dos objetivos almejados, dando-se alguns exemplos (ECETOC, 2005). Um aspeto interessante a realçar no contexto da bioacumulação é a transferência dos contaminantes químicos através da cadeia alimentar. Explicam-se os conceitos de biomagnificação e diluição trófica, e referem-se os Fatores de Biomagnificação e de Magnificação Trófica.



Figura 25. Ensaios de toxicidade realizados em condições controladas.

Toxicidade

Toxicidade refere-se à propriedade intrínseca de uma SQ para causar dano ou efeito adverso (efeito tóxico) num organismo. Em ecotoxicologia utiliza-se frequentemente, também, o termo “Ecotoxicidade”. O principal objetivo dos estudos de toxicidade é estabelecer uma relação quantitativa entre a dose ou a concentração da SQ e a resposta biológica (ou efeito), doravante designada simplesmente por “relação dose-resposta”. Explana-se o conceito de relações dose-resposta monótonas e não monótonas. Mostra-se que a relação dose-resposta pode ser obtida através de ensaios laboratoriais realizados sob condições controladas, usando sistemas bioquímicos, sub-celulares/celulares, tecidos ou órgãos isolados (*in vitro*), ou organismos vivos (*in vivo*).

que são expostos (com replicados) a diferentes concentrações (ou diferentes doses) da SQ (incluindo controlos), para as quais é feita a medição da resposta (efeito tóxico produzido) (Fig. 25).

Refere-se que para se garantir uma harmonização da metodologia utilizada, algumas entidades credenciadas têm proposto ensaios padrão que são validados e aceites internacionalmente. Os ensaios podem também ser realizados no laboratório com efluentes (ex.: águas residuais domésticas ou industriais sucessivamente diluídas) ou amostras ambientais (ex.: águas ou sedimentos). Nos ensaios *in vivo* distinguem-se ainda os que utilizam uma única espécie ou simultaneamente mais do que uma espécie, aludindo-se aos realizados em ambiente de micro e mesocosmos. Uma vez que as condições ambientais de um ecossistema são difíceis de simular no laboratório, podem também ser realizados bioensaios *in situ* porque estes proporcionam um cenário mais realista. Realçase a necessidade do cumprimento dos normativos relativos à experimentação animal (ex.: Diretiva 2010/63/EU) que visam a aplicação dos princípios “3R” (Redução/”*Reduction*”, Refinamento/”*Refinement*” e Substituição/”*Replacement*”). Por fim, destaca-se que a toxicidade pode também ser estimada através de métodos *in silico* com base na estrutura e propriedades físico-químicas das SQ, os quais tiveram um rápido desenvolvimento nos últimos anos.

Os bioensaios podem focar diversos tipos de efeitos biológicos mensuráveis (ex.: mecanísticos, apicais), ilustrando-se vários casos. Explica-se o conceito da “Via do Efeito

Adverso” (do inglês, “*Adverse Outcome Pathway*”) e realça-se que nas últimas décadas se tem assistido a uma rápida evolução de metodologias globalmente apelidadas de “ómicas” (ex.: genómica, transcriptómica, proteómica, metabolómica) para o estudo dos mecanismos de ação dos contaminantes e as respetivas vias de toxicidade. Lembra-se que na natureza os organismos estão geralmente expostos a uma mistura de contaminantes e que, nessa perspetiva, os ensaios de toxicidade com misturas de SQ são mais informativos e realistas do que os que testam SQ individuais, mas são também mais complexos e laboriosos (nesta altura descrevem-se os principais tipos de interações entre SQ numa mistura - potenciação, inibição, sinergismo e antagonismo). Explica-se que os ensaios de toxicidade podem ser delineados para avaliar o efeito da SQ (ou mistura) ao longo do ciclo de vida da espécie ou nos estágios mais críticos deste ciclo. Define-se o que são ensaios de curto prazo (ensaios de toxicidade aguda) e de longo prazo (ensaios de toxicidade crónica) e descreve-se a metodologia aplicada em cada caso. Seguidamente, apresentam-se alguns descritores obtidos nos ensaios laboratoriais que expressam o nível de toxicidade de uma SQ (ex.: LC₅₀, median Lethal Concentration ou concentração letal mediana; LD₅₀, median Lethal Dose, ou dose letal mediana; LOEC, Lowest Observed Effect Concentration ou concentração mínima de efeito observado; NOEC, No Observed Effect Concentration ou concentração de efeito não observado, etc.). Chama-se a atenção para a variabilidade da sensibilidade das espécies relativamente à toxicidade dos contaminantes e introduzem-se as curvas SSD (*Species Sensitivity Distribution*). Uma SQ pode suscitar maior preocupação quanto mais baixos forem os valores dos descritores de toxicidade acima mencionados e quanto mais graves forem os efeitos adversos que causa (ex.: SQ cancerígena, mutagénica, tóxica para a reprodução, desreguladora endócrina, etc.), mas os critérios que classificam a sua perigosidade dependem da regulamentação aplicável, mostrando-se alguns exemplos (ECETOC, 2005).

Avaliação do risco de contaminantes químicos

A avaliação de risco no âmbito da poluição química visa determinar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos nos ecossistemas em resultado da exposição dos organismos aos contaminantes. A avaliação de risco integra-se num processo mais amplo de análise de risco que inclui também a gestão e a comunicação de risco. A gestão de risco envolve um processo de decisão sobre o nível de risco aceitável, quais as medidas que vão ser tomadas para gerir o risco (ex.: classificação, análise de risco-benefício, redução do risco), e como avaliar a eficácia dessas medidas (ex.: monitorização). Explica-se como decorre a avaliação de risco no contexto da contaminação por SQ, realçando a ideia de que o risco deve ser estimado de uma forma objetiva através de métodos bem definidos, contrapondo-se à percepção do risco que, pela sua natureza, é muito subjetiva, ilustrando-se este aspeto com vários casos muito curiosos que são debatidos na turma.

Descrevem-se as várias etapas da avaliação de risco: (i) formulação do problema e identificação do perigo; (ii) avaliação da exposição; (iii) avaliação dos efeitos (relação entre a dose/concentração e a resposta/efeito); (iv) caracterização do risco (probabilidade de ocorrência de efeitos adversos). Dá-se um exemplo simples da estimativa de risco baseada no método do quociente de risco aplicado a um caso concreto de contaminação de um compartimento ambiental do meio marinho. Fornece-se a definição e método de cálculo do PNEC (*Predicted No Effect Concentration* ou concentração previsivelmente sem efeitos), referindo-se que quanto mais robusta for a informação ecotoxicológica, menor será o grau de incerteza e o valor do fator de avaliação (precautório) a aplicar. Introduz-se a noção de PEC (*Predicted Environmental Concentration* ou concentração prevista no ambiente) e MEC (*Measured Environmental Concentration* ou concentração medida no ambiente). A caracterização do risco estima a probabilidade de ocorrência de danos através da comparação do nível de exposição ambiental e da concentração previsivelmente sem efeitos, sendo que um quociente superior a 1 indica um potencial risco (ex.: $PEC/PNEC > 1$). Este resultado remete para uma nova iteração de caracterização do risco com a inclusão de mais informação, ou para a necessidade de gestão. Realça-se o caso especial das substâncias PBT e mPmB que podem acumular no biota e gerar efeitos adversos passado muito tempo e a uma grande distância das fontes de poluição, sendo esta latência mais evidente para organismos com ciclo de vida longo, como é o caso de muitas espécies marinhas. O ambiente marinho apresenta uma vulnerabilidade especial no que diz respeito à possibilidade de substâncias PBT e mPmB poderem acumular-se e causar efeitos imprevisíveis a longo-prazo e em locais remotos, que podem ser de difícil deteção precoce e tornar-se irreversíveis. Estas substâncias constituem uma prioridade para muitas convenções e órgãos de regulamentação ambiental que visam identificar as substâncias PBT e mPmB, bem como as suas fontes e vias de contaminação, com vista a adotar medidas que minimizem a sua libertação para o ambiente.

Legislação ambiental

Os estudantes devem compreender que existem muitas peças legislativas, convenções, protocolos e acordos em Portugal e na União Europeia que merecem menção no âmbito da poluição marinha. Muitas foram referidas ao longo do semestre, mas nesta lição descrevem-se as que se consideram mais relevantes para esta UC, tanto no contexto nacional como europeu. Refere-se a Lei nº 19/2014 (“Lei de Bases do Ambiente”) que define as bases da política de ambiente, bem como o Decreto-Lei nº 236/98 que estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade para proteção do meio aquático e para melhorar a qualidade das águas atendendo aos seus principais usos. Faz-se também referência à Resolução do Conselho de Ministros nº 25/93 que aprova o “Plano Mar Limpo” que estabelece um conjunto de normas de atuação para dar “resposta a situações de derrames

ou de ameaça iminente de poluição por hidrocarbonetos e outras substâncias perigosas". Lembra-se aos estudantes que grande parte da legislação nacional sobre ambiente decorre da transposição de diretivas comunitárias para a ordem jurídica portuguesa ou da aplicação direta de regulamentos comunitários. Introduz-se o regulamento REACH (Regulamento CE nº 1907/2006), em vigor desde Junho de 2007, que diz respeito ao registo, avaliação, autorização e restrição de substâncias químicas. Trata-se de uma peça legislativa que visa avaliar o risco da utilização de vários produtos químicos na UE e impõe normas para colocação de SQ no mercado, com o objetivo de assegurar a máxima proteção da saúde humana e do ambiente. Chama-se a atenção de que há várias SQ que estão abrangidas por legislação própria. Faz-se uma referência rápida ao Regulamento CLP (acrónimo de "*Classification, Labelling and Packaging*") que introduz na UE um novo sistema de classificação, rotulagem e embalagem de produtos químicos.

Seguidamente descreve-se a Diretiva Quadro da Água (DQA) (Diretiva 2000/60/CE), transposta para a ordem jurídica nacional pela Lei 58/2005 (Lei da Água; alterada pelo Decreto-Lei n.º 130/2012), um quadro de ação comunitário com vista à proteção das águas de superfície (interiores, de transição e costeiras) e águas subterrâneas. Em associação à DQA faz-se referência à Diretiva 2008/105/CE que estabelece normas de qualidade ambiental no domínio da política da água. Introduz-se, seguidamente, a Diretiva Quadro da Estratégia Marinha (DQEM) (Diretiva 2008/56/CE), transposta para a ordem jurídica nacional pelo Decreto-Lei 108/2010, que estabelece as medidas necessárias para atingir e manter o bom estado ambiental do meio marinho.

Finalmente, apresenta-se a Convenção OSPAR, em vigor desde 1998, que tem por objetivo proteger o ambiente marinho e estuarino do Atlântico Nordeste, tendo como partes contratantes a UE e 15 países, entre os quais Portugal que ratificou esta convenção em Outubro de 1997.

Unidade 5. Estudo de casos de poluição marinha (lições T 14-15)

Divulgação de ciência. Elaboração de pôsteres para diferentes públicos-alvo. Apresentação e discussão de casos de poluição marinha.

Pretende-se que os estudantes apliquem o saber teórico ao estudo de novos casos de poluição marinha e que consigam divulgá-los ao grande público através de um pôster (ação de divulgação científica). Uma vez que cada grupo apresenta o seu caso de poluição aos colegas, a presente UP permite também que os estudantes fiquem a conhecer mais casos de poluição, para além dos apresentados pelo(s) docente(s), aumentando o seu domínio de conhecimentos.

Esta unidade programática é dedicada ao estudo de casos de poluição marinha reportados na literatura, os quais são escolhidos, analisados e apresentados pelos estudantes em formato de pôster (cartaz). São casos novos na medida em que não foram abordados pelo(s) docente(s) durante o semestre, sendo essa a condição para escolha dos temas pelos estudantes. A autonomia que é dada aos estudantes para a livre escolha de um caso de poluição é vista como um reforço da sua motivação para a UC, uma vez que vai ao encontro dos seus interesses pessoais, reforçando o seu papel ativo no processo de aprendizagem. Nesta UC o pôster pretende ser um veículo de divulgação científica com o intuito de alertar a sociedade para a necessidade de prevenir e combater a poluição marinha com vista a preservar os ecossistemas, a saúde humana e os diversos usos do mar. Os estudantes são envolvidos neste trabalho desde o início das aulas da componente TP, mas chega agora o momento de debater com mais ênfase o conceito de “divulgação científica”, justificar a sua importância no âmbito desta UC, e esclarecer, neste contexto, a finalidade do pôster. Com este trabalho pretende-se que os estudantes aprofundem os seus conhecimentos em poluição marinha, apliquem os saberes adquiridos ao estudo de novos casos de poluição, e desenvolvam competências na área da comunicação.

Assim, na 14^a semana explica-se que “divulgação de ciência” (considerando “ciência” no sentido lato de ciência e tecnologia) designa a difusão do conhecimento científico ao grande público, geralmente leigo nesta matéria, utilizando uma linguagem simples. Distingue-se claramente da situação em que a informação científica é destinada a um público seletivo de cientistas (intra-pares ou extra-pares) por meio de uma linguagem especializada e muito focada (ex.: artigos científicos; comunicações orais e pôsteres em congressos científicos, etc.), que é um processo que faz parte da formação e legitimação do conhecimento científico. Enquanto esta última vertente é muito importante para o 2º ano dos cursos de 2º ciclo, na medida em que os estudantes podem publicar os resultados da dissertação de mestrado (ex.: apresentação de pôsteres em congressos científicos, publicação de artigos científicos), nesta UC decidiu-se dar mais relevo à divulgação

científica. A elaboração de pôsteres sob estas duas vertentes é muito distinta, sendo explicadas as respetivas diferenças.

Como já foi dito, considera-se que a divulgação de ciência deve ser aqui valorizada na medida em que é importante universalizar o acesso ao conhecimento científico e incluir os cidadãos no debate sobre temas que podem impactar a sua vida, como é certamente o caso da poluição. Esta ação contribui para a Literacia do Oceano, dando a conhecer ao público a importância que o Oceano tem para a Humanidade, e como a atividade humana pode influenciar o Oceano. A prevenção/redução da poluição passa por escolhas voluntárias e comportamentos individuais consonantes com um estilo de vida mais “amigo do ambiente”, o que só acontece se a população tiver consciência dessa necessidade. Por exemplo, uma sociedade informada pode mais rapidamente adaptar-se a um novo modelo de economia circular e ajustar os seus hábitos de consumo, gerando menos poluição. Essa sociedade pode também exigir dos governantes uma política ambiental mais ambiciosa e, simultaneamente, acatar com boa vontade algumas medidas que lhe são impostas (ex.: novos comportamentos, pagamento de novas taxas e impostos, etc.). Em suma, a divulgação científica na área da poluição promove o acesso da sociedade à informação - muitas vezes desconhecida pelo público porque está codificada na esfera dos especialistas - e apela à responsabilização e ao envolvimento direto dos cidadãos nas políticas ambientais (cidadania ativa), bem como à sua sensibilização para a adoção de práticas ambientalmente adequadas.

Explica-se que a divulgação científica pode ser feita com recurso a diversas técnicas (ex.: banda desenhada, textos, animações, etc.) e produtos (ex.: livros, folhetos, “podcasts”, “instagrams”, pôsteres, vídeos, etc.), e em diversos ambientes (ex.: centros de ciência, museus, aquários, oceanários, jardins botânicos e zoológicos, universidades, jornais, televisão, rádio, *internet*, etc.). Hoje assiste-se a uma evolução muito rápida da inteligência artificial que permite explorar recursos gráficos, viodeográficos e de áudio nunca dantes imaginados, através de inúmeras plataformas disponíveis na internet. Um pôster tem uma aplicação ampla porque pode ser exposto num museu, numa feira, numa universidade ou outros locais, mas também pode ser digitalizado e disponibilizado numa plataforma digital.

Chama-se a atenção de que a divulgação da ciência ao público pode ser feita diretamente pelos cientistas que geram a informação, o que garante que a qualidade da informação é preservada, ou pode ser feita por um mediador. É necessário realçar que este mediador muitas vezes não está habilitado para o processo de descodificação ou recodificação da informação que colhe das fontes científicas, podendo comprometer a exatidão da informação ou, outras vezes, favorecer o sensacionalismo da ciência em detrimento do rigor, para captar uma audiência mais ampla. Torna-se essencial, portanto, que a mediação seja rigorosa, e para que isto aconteça, é preciso reunir a informação científica com base em fontes credíveis, analisar objetivamente essa informação, compreender a informação (sendo preciso um domínio de conhecimentos nessa área) e,

finalmente, passá-la ao público de uma forma clara, atrativa e ajustada ao nível sociocultural, linguístico e etário desse público. É precisamente esse o desafio colocado aos estudantes com a elaboração deste póster, tendo-se definido como público-alvo (“modelo de estudo”) os alunos do primeiro ano de licenciatura da Universidade de Aveiro (independentemente da área), geralmente com idade compreendida entre os 17 e 20 anos, devendo o póster ser escrito em português (exceto no caso de estudantes estrangeiros não provenientes de países de língua oficial portuguesa).

Na semana letiva seguinte (15^a) cada grupo de trabalho apresenta o seu póster para uma assistência composta por colegas, docentes e alguns investigadores convidados. Durante a apresentação os estudantes respondem a perguntas colocadas pela assistência, nomeadamente, as dirigidas pelos docentes. Pretende-se criar um ambiente de aprendizagem ativa, em que os estudantes circulam livremente num espaço aberto com vários pósteres e interagem para aprender novos casos de poluição, trocando entre si novas impressões, experiências e conhecimentos, que muito contribuirá para a compreensão, maturação e aplicação de conceitos fundamentais sobre poluição marinha.

PARTE B

**Exemplo de uma lição
Poluição por tributilestanho (TBT) na costa
continental portuguesa**

POLUIÇÃO POR TRIBUTILESTANHO (TBT) NA COSTA CONTINENTAL PORTUGUESA

1. DESCRIÇÃO SUMÁRIA DA LIÇÃO

O tema central da lição é explicar o que é o *imposex* e como este biomarcador pode ser utilizado para monitorizar a poluição por TBT. Para isso apresenta-se um estudo desenvolvido por uma equipa de investigação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, doravante designada por “Equipa do DBio”, relativo à monitorização da poluição por TBT na costa continental portuguesa ao longo das duas últimas décadas. No início da aula o docente faz uma introdução ao tema, começando por referir a importância da monitorização ambiental no âmbito da poluição marinha e as vantagens de se usarem biomarcadores neste contexto. Seguidamente, o docente justifica a necessidade de se monitorizar a poluição por TBT na costa portuguesa. Depois descreve como a Equipa do DBio planeou e realizou a monitorização, e apresenta os principais resultados obtidos. Por fim, o docente analisa com os estudantes a evolução espáço-temporal da poluição por TBT na costa continental portuguesa, realçando os impactes em populações de gastrópodes.

Durante a lição promove-se um estilo de aprendizagem “fácil” e “interativo”. “Fácil” porque se utiliza um discurso narrativo simples para descrever o estudo de caso, apoiado por várias imagens projetadas na sala de aula, concebidas para motivar e captar facilmente a atenção do estudante (ex.: desenhos, fotografias, animações e vídeos). “Interativo” porque os estudantes são convidados a participar na lição, procurando responder a questões colocadas pelo docente e propor soluções para resolver problemas relacionados com o caso apresentado. Este documento descreve a matéria a ser lecionada, mas, por ser um resumo, os elementos gráficos (ex.: figuras) na sua maior parte são omitidos.

2. OBJETIVOS DE APRENDIZAGEM

2.1. Objetivos gerais

Um dos objetivos gerais desta lição é sensibilizar os estudantes para a importância da biomonitorização no contexto da poluição ambiental e realçar o papel dos biomarcadores neste contexto. Um segundo objetivo é alertar os estudantes para uma série de questões de natureza pragmática que são relevantes para o sucesso de um programa de monitorização, qualquer que ele seja. Tem sido reconhecido por vários autores que o custo financeiro de um programa de monitorização pode comprometer a sua viabilidade imediata e/ou a sua sustentabilidade a longo prazo, pelo que é necessário escolher criteriosamente as medições que vão ser efetuadas e a quantidade de locais a amostrar, de forma a otimizar a relação entre o custo e a quantidade/qualidade da informação a obter. Um esforço de

amostragem desnecessariamente elevado acarreta também um sacrifício escusado de animais, caso a monitorização requeira este tipo de colheitas. Assim, antes de se implementar uma campanha de monitorização, é essencial planeá-la cuidadosamente, seguindo o lema “*failing to plan is planning to fail*”, pois o tempo gasto nesta tarefa é sobejamente compensado pela eficácia na execução da campanha, pela redução de custos e pela qualidade dos dados obtidos. Visando, igualmente, a otimização de recursos numa estratégia de longo prazo, é aconselhável que as amostras obtidas durante as campanhas (ex.: sedimentos, material biológico, etc.) sejam conservadas por longos períodos de tempo (ex.: congelação, liofilização, etc.). Isso permite que possam ser reanalisadas mais tarde caso surjam novas técnicas analíticas ou descobertas científicas que melhorem a interpretação dos dados. É também importante sensibilizar os estudantes para a importância de se disponibilizarem os dados da monitorização, não só para a comunidade científica, como para a sociedade em geral. Como terceiro e último objetivo geral de aprendizagem, pretende-se que os estudantes, ao estudar um caso real de poluição, adquiram uma experiência de base que seja útil para compreender outros casos de poluição para além do TBT. Na verdade, há uma sequência de eventos que são comuns a muitos poluentes químicos produzidos intencionalmente pela indústria, nomeadamente: (1) descoberta da SQ ou das suas propriedades, (2) produção e comercialização da SQ, (3) surgimento de poluição, (4) controlo da poluição (ex.: legislação) e (5) substituição da SQ por outras alternativas mais amigas do ambiente. Quer sejam SQ produzidas intencionalmente ou não intencionalmente, a monitorização pode ter um papel importante em várias etapas acima referidas, nomeadamente, na deteção inicial da poluição, ao identificar um desvio relativamente a uma situação de referência, e na avaliação da eficácia das medidas de controlo e gestão. Compreender a forma, a inércia e a morosidade com que a indústria, os governos, as organizações internacionais e a sociedade intervieram no caso da poluição por TBT, permite perceber melhor a complexidade destes processos noutros casos de poluição. Assim, pretende-se que as discussões geradas sobre este estudo de caso – poluição por TBT – possam promover o pensamento crítico, exercitar a aplicação de conceitos teóricos, estimular o raciocínio lógico e suportar uma aprendizagem dinâmica baseada na compreensão e resolução de problemas que têm uma aplicação geral a muitos outros casos de poluição.

2.2. Objetivos específicos

Pretende-se que os estudantes aprofundem os seus conhecimentos sobre um dos poluentes (TBT) que integram o programa desta unidade curricular relativamente aos seguintes aspectos: (i) como os gastrópodes (ou búzios) acumulam este composto organometálico; (ii) como se desenvolve o *imposex*; (iii) como este biomarcador pode ser aplicado em monitorização ambiental; (iv) quais as consequências deste fenómeno para

a reprodução dos gastrópodes e para a abundância das respetivas populações; (v) de que forma estes animais podem ser utilizados como bioindicadores da poluição por TBT; (vi) qual tem sido a evolução espáço-temporal dos níveis de *imposex* nas espécies de gastrópodes *Nucella lapillus* e *Tritia reticulata* na costa Portuguesa; (vii) como a legislação tem sido eficaz para controlar este problema.

3. DESENVOLVIMENTO DA LIÇÃO

A lição centra-se num estudo de caso com o título “*Utilização do imposex para monitorização da poluição por TBT na costa continental portuguesa*”, referente a um trabalho de investigação iniciado pela Equipa do DBio em 1992 e que se estende até ao presente. É explicado aos estudantes que até aquele ano eram raros os estudos que reportavam a ocorrência de poluição por TBT em Portugal. Faltava, por isso, conhecer o estado de poluição da costa portuguesa com uma maior abrangência geográfica e acompanhar a sua evolução numa perspetiva de longo prazo, razão por que a Equipa do DBio decidiu implementar este programa de monitorização. Explica-se que este trabalho teve início numa altura em que algumas espécies de gastrópodes estavam a ser propostas, pela primeira vez, como bioindicadores da poluição por TBT por via da expressão do *imposex* (e do *intersex*), e que estas ferramentas de monitorização careciam ainda de uma validação cabal. Assim, o estudo conduzido pelo DBio iniciou-se com a realização de trabalhos preliminares de cariz teórico (ex.: pesquisa de informação bibliográfica, caracterização das fontes de poluição, definição da metodologia a aplicar, etc.) e prático (ex.: validação experimental das ferramentas de biomonitorização; estudo da biologia das espécies indicadoras; ensaios piloto de monitorização). Só depois de reunida informação de base e de adquiridas as competências necessárias, foi implementado “no terreno”, a partir de 1997, o programa de monitorização na costa continental portuguesa. Com base neste estudo de caso, pretende-se exemplificar aos estudantes como pode ser planeado e executado um programa de monitorização, e a vantagem de se utilizarem biomarcadores neste contexto.

A lição desenrola-se ao longo de quatro etapas fundamentais que descrevem, por ordem cronológica, a sequência de passos seguidos pela Equipa do DBio na execução do seu trabalho, designadamente: (i) caracterização preliminar da poluição por TBT na costa portuguesa, (ii) planificação da monitorização, (iii) implementação da monitorização e (iv) interpretação/discussão de resultados obtidos. Estas etapas são descritas com detalhe em subcapítulos seguintes¹ e são apresentadas na aula sob a forma de uma narrativa histórica em que se procura envolver os alunos no enredo dessa história, como se fizessem parte da Equipa do DBio desde o início. Para isso, o docente vai colocando questões

¹ Embora as etapas sejam descritas com detalhe neste documento, serão apresentadas na lição de uma forma resumida para respeitar o tempo de aula (1 hora).

e desafios para que os estudantes respondam e, assim, consigam perceber como se pode planear e executar um programa de monitorização. Ao terminar a lição, tecem-se algumas considerações finais sobre a relevância da monitorização no âmbito da poluição marinha, salientando que é importante dar a conhecer à comunidade científica e ao público os resultados que vão sendo obtidos. São também colocadas algumas questões aos estudantes relativas à futura evolução do estado de poluição na costa portuguesa, de forma a captar o seu interesse para o trabalho que vão realizar na lição seguinte.

3.1. Caracterização preliminar da poluição por TBT na costa portuguesa

3.1.1. Introdução

O docente explica que a monitorização da poluição química pode ter duas vertentes - a monitorização química e biológica. A monitorização química visa a medição da concentração de contaminantes químicos nos compartimentos ambientais abióticos (ex.: água e sedimentos). A monitorização biológica, ou biomonitorização, visa medir a concentração e/ou os efeitos de contaminantes na componente biótica. A biomonitorização implica, portanto, que um sistema biológico (ex.: organismos, populações ou comunidades) seja usado na avaliação do estado de qualidade ambiental. Chama-se a atenção dos estudantes para as vantagens e desvantagens da monitorização química e biológica, transmitindo-se a ideia de que ambos são importantes e fornecem informação complementar que deve ser utilizada de uma forma integrada. A monitorização química permite identificar e quantificar SQ (e os seus produtos de degradação) que estão presentes nos diferentes compartimentos abióticos, de forma a conhecer a sua mobilidade e destino no ambiente, bem como os níveis de exposição a que os organismos estão sujeitos. A monitorização química é também um instrumento de fiscalização eficaz ao sinalizar situações em que as SQ ocorrem acima de valores máximos admissíveis estipulados pela legislação em vigor. No entanto, a monitorização química tem algumas desvantagens que podem ser compensadas pela biomonitorização. De facto, o que tem mais relevância ecológica num programa monitorização são os efeitos biológicos, os quais dependem de cada espécie e das características dos sistemas aquáticos em que vivem, e muitas vezes resultam da interação de misturas complexas de contaminantes que dificilmente são alvo da monitorização química na sua totalidade. Neste aspetto, a informação mais relevante do ponto de vista ecológico diz respeito aos efeitos observados ao nível das populações e das comunidades, mas quando os efeitos adversos são notados a este nível é porque os danos chegaram a um ponto demasiadamente adiantado - quiçá irreversível (ex.: extinção de populações). De facto, os efeitos biológicos observáveis em níveis de organização superiores (ex.: populações, comunidades) demoram mais tempo a ser diagnosticados, mas são precedidos por alterações fisiológicas e/ou morfológicas ocorridas em níveis de organização inferiores (ex.: moléculas, células, tecidos, órgãos do indivíduo) que podem

ser detetadas antecipadamente. Por outro lado, à medida que se ascende na hierarquia de organização biológica vai-se perdendo sensibilidade e especificidade na resposta, ou seja, alterações observadas nas comunidades podem ser devidas não só à ação de poluentes, como também a fatores naturais e antropogénicos de natureza diversa. Conclui-se, assim, que a monitorização dos efeitos da poluição nos níveis inferiores de organização biológica pode ter menos relevância do ponto de vista ecológico, mas oferece a vantagem de ser mais específica e detetar precocemente os efeitos dos poluentes, assumindo uma função preventiva na gestão ambiental. Para ilustrar este conceito, dá-se o exemplo da utilização do *imposex* em monitorização ambiental. Este biomarcador responde ao TBT com uma relação concentração-efeito muito evidente. Desta forma, a intensidade do *imposex* manifestada por gastrópodes *in situ* pode ser utilizada não só para estimar o nível de poluição por TBT num determinado local, como para avaliar a capacidade de reprodução dos animais, permitindo antever efeitos mais graves ao nível da abundância das populações e da estrutura das comunidades. Por esta razão, o *imposex* tem sido amplamente utilizado em campanhas de monitorização por todo o mundo para avaliar os níveis de poluição por TBT e os seus impactes nos ecossistemas, como é o caso de Portugal com o exemplo apresentado a seguir.

3.1.2. Cenário de estudo

Os sistemas antivegetativos (AFS, *Antifouling Systems*²) com TBT surgiram na década de 1960. A sua elevada eficácia no combate à bio-incrustação tornou-os, nas décadas seguintes, nos AFS mais utilizados pela indústria naval em todo o mundo. Estes produtos foram aplicados em cascos de embarcações, equipamento de aquacultura, artes de pesca, bóias e outras estruturas submersas. O seu modo de funcionamento consistia na lixiviação do biocida (TBT) para a água, de forma a criar um “escudo” tóxico junto das superfícies tratadas que impedissem a fixação de organismos (Fig. 26).

² Nesta lição aplica-se a definição de “sistema antivegetativo” utilizada na Convenção AFS: um revestimento, tinta, tratamento de superfície ou dispositivo utilizado num navio para controlar ou impedir a fixação de organismos indesejáveis, entendendo-se por “navio” qualquer tipo de embarcação (independentemente do seu tamanho), estruturas flutuantes, plataformas fixas ou flutuantes, etc.

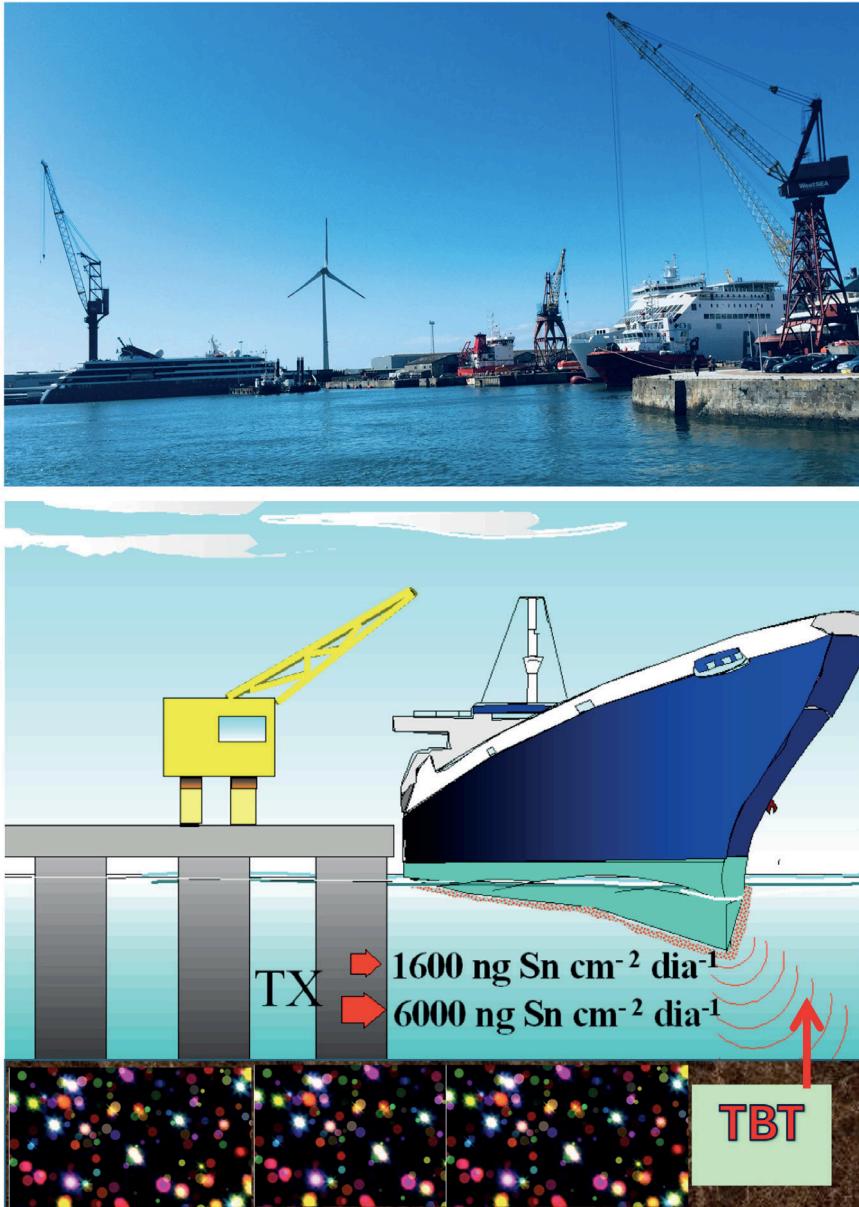


Figura 26. (Foto em cima). Área portuária de Viana do Castelo onde existe um estaleiro naval em funcionamento, sendo ainda hoje um dos locais com maior poluição por TBT na costa portuguesa. (Ilustração em baixo). Quando o casco de uma embarcação era revestido com AFS à base de TBT, a taxa (TX) de lixiviação deste composto para a água era superior (massa de TBT expressa em ng de Sn) nas primeiras semanas, regularizando a partir daí. A lixiviação do TBT para a água criava um escudo protector tóxico junto ao casco que impedia a fixação de organismos sobre esta superfície, mantendo-o limpo durante 2 a 5 anos. Passado esse período, o casco devia ser novamente revestido com AFS. O TBT libertado para a água podia adsorver a matéria particulada que acabava por depositar-se nos sedimentos. Por outro lado, as partículas de AFS decorrentes da decapagem de embarcações nos estaleiros podiam também depositar-se nos sedimentos e ficar lá armazenadas durante muito tempo. Ainda hoje os sedimentos constituem uma fonte de contaminação de TBT para a coluna de água.

Como seria de esperar, a libertação do TBT para a água a partir destas fontes acabaria por contaminar o ambiente aquático (água, sedimentos e biota) na sua vizinhança. Por outro lado, com o desgaste, os AFS perdiam eficiência e tinham de ser renovados, o que obrigava à limpeza dos cascos das embarcações com produto abrasivos de forma a preparar a superfície para a repintura. Estas operações de manutenção, realizadas em estaleiros navais, ou clandestinamente (no caso de embarcações pequenas), libertavam partículas com TBT para o ambiente aquático, as quais acabavam por se acumular nos sedimentos. Dado tratar-se de um composto muito tóxico para organismos aquáticos, estas situações criaram um grave problema de poluição por TBT à escala mundial. Portugal não poderia ser uma exceção neste cenário global, visto ser um país com uma geografia predominantemente oceânica, em que o transporte marítimo, a pesca e a construção/reparação naval são atividades tradicionalmente importantes. Ao longo do litoral existem milhares de embarcações e dezenas de estaleiros navais que utilizam AFS, sendo provável que os AFS com TBT tivessem ampla utilização na costa portuguesa desde o início da sua comercialização na década de 1960. As primeiras medidas legislativas aplicadas em Portugal para banir a utilização de sistemas antivegetativos com organoestanhos (AFS-OE) surgiram em 1993, por transposição da Diretiva 89/677/CEE (Decreto-Lei nº 54/93), proibindo a aplicação destes produtos em embarcações com comprimento inferior a 25 metros. Mais tarde, a Organização Marítima Internacional (IMO, *International Maritime Organisation*) aprovou a “Convenção Internacional relativa ao Controlo dos Sistemas Antivegetativos Nocivos nos Navios” ou, abreviadamente, Convenção AFS, no decurso de uma conferência diplomática (conferência AFS) realizada em outubro de 2001, sob a égide da IMO. Esta medida visava a proibição da aplicação de AFS-OE em navios a partir de 1 de Janeiro de 2003, e sua total eliminação a partir de 1 de Janeiro de 2008, mas esta convenção só entrou em vigor em setembro de 2008. Uma das resoluções da conferência AFS foi a de que os Estados membros da IMO se preparam para aplicar urgentemente a convenção, e persuadiu os setores relevantes de colocar no mercado, vender e aplicar sistemas antivegetativos com organoestanhos a partir de 1 de janeiro de 2003. Em antecipação, a Comissão Europeia aprovou, em julho de 2002, a Diretiva 2002/62/CE que proibia, a partir de 1 de Janeiro de 2003, a colocação no mercado e a utilização de AFS-OE em todos os tipos de navios (independentemente do seu comprimento). Para garantir uma aplicação rápida desta medida, a UE adotou o Regulamento (CE) Nº 782/2003 que determinou, entre outros aspetos, que os AFS-OE não podiam ser aplicados, a partir de 1 de Julho de 2003, em navios que arvorassem pavilhão de um Estado-Membro ou que operassem sob a autoridade de um Estado-Membro; para além disso, a partir de 1 de Janeiro de 2008 foi proibida a sua presença nos cascos e partes ou superfícies externas dos navios acima referidos, bem como os que entram num porto ou terminal offshore de um Estado-Membro.

3.1.3. Levantamento da informação disponível

Os primeiros dados sobre a poluição por TBT na costa portuguesa datam de meados da década 1980 e referem-se à presença deste composto em sedimentos e em mexilhões no estuário do Sado (Quevauviller et al., 1989). Por sua vez, Cortez et al. (1993) reportaram dados sobre contaminação de sedimentos em alguns pontos da costa relativos a 1990. Apesar do reduzido número de estações de amostragem, no seu conjunto estes estudos apontavam para níveis elevados de contaminação dos sedimentos em locais de baixo hidrodinamismo situados na proximidade de estaleiros navais no estuário do Sado, no estuário do Tejo e na Ria de Aveiro, com valores na ordem dos $537\text{-}1269 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de peso seco (ps), medidos na fração granulométrica inferior a $60 \mu\text{m}$. Simultaneamente, começaram a aparecer os primeiros registos dos efeitos biológicos da poluição por TBT. Peña et al. (1988) reportaram a ocorrência em 1987 de baixos níveis de *imposex* no gastrópode *Nucella lapillus* em quatro locais do norte de Portugal (Moledo, Viana do Castelo, Aveiro e Figueira da Foz), enquanto Phelps & Page (1997) registaram um elevado espessamento das conchas da ostra portuguesa (*Crassostrea angulata*) no estuário do Sado no final dessa década, e sugeriam que a poluição por TBT estivesse na origem do desaparecimento dos bancos de ostra neste estuário. Seguiram-se outras observações sobre a ocorrência de *imposex* no gastrópode *Tritia reticulata* entre Lisboa e V. N. Milfontes em 1993-1995 (Pessoa & Oliveira, 1997). Toda esta informação foi relevante para se perceber que a poluição por TBT era ubíqua na costa portuguesa, tendo sido importante para a Equipa do DBio delinear as campanhas de monitorização a partir de 1997. A pesquisa bibliográfica mantém-se permanentemente ativa e, por isso, interessa referir mais estudos realizados posteriormente por outros autores. Por exemplo, Diez et al. (2005) realizaram um levantamento da contaminação química dos principais rios portugueses e zona costeira entre 1999 e 2000, tendo detetado butilestanhos em 2/3 das 46 amostras de água de rio analisadas e em cerca de metade de 15 amostras de sedimentos marinhos, bem como em 13 amostras de mexilhão, mas nunca detetaram a presença de fenilestanhos; a concentração de TBT variou entre 7 e 73 ng/l na água de rios, entre 10 e 29 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ps nos sedimentos marinhos (medido na fração $<120 \mu\text{m}$) e entre 6 e 1195 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ps no mexilhão. Importa também referir os estudos realizados por Santos et al. (2000, 2002) que descreveram os níveis de *imposex* em *N. lapillus* ao longo da costa continental portuguesa em 1995/1996 e em 2000/2001. Estes autores reportaram a ocorrência de fêmeas estéreis em alguns locais da costa portuguesa em 1995/1996. A Equipa do DBio já tinha detetado fêmeas estéreis de *N. lapillus* e de *Littorina littorea* na Ria de Aveiro desde 1993 (obs. pess; Barroso et al., 2000). Estas descobertas elevavam o grau de preocupação sobre os impactes ecológicos da poluição por TBT em Portugal e reclamavam por uma sistematização das campanhas de monitorização visando uma maior escala temporal e cobertura geográfica.

3.1.4. Potenciais fontes de poluição por TBT na costa portuguesa

Apesar do TBT poder ser utilizado em vários produtos e processos industriais (ex.: tintas domésticas, preservantes de madeiras e pedras, têxteis, pesticidas agrícolas, papel, etc.) (Diez et al., 2005; Oehlmann et al., 1998), os dados reportados na literatura mostravam claramente que a poluição marinha por este composto estava associada principalmente ao seu uso em sistemas antivegetativos. Os portos comerciais, portos de pesca, marinas e estaleiros navais eram consensualmente apontados por vários autores, em várias partes do mundo, como as mais importantes fontes de poluição. Assim, a Equipa do DBio procedeu à caracterização e mapeamento das infraestruturas portuárias, marinas e estaleiros navais ao longo da costa portuguesa, para identificar potenciais fontes de poluição (Fig. 27).



Figura 27. Potenciais fontes de poluição por TBT na costa portuguesa.

Em Portugal continental existe um sistema portuário principal constituído por cinco portos – Leixões, Aveiro, Lisboa, Setúbal e Sines – complementados por mais quatro portos que integram o sistema portuário secundário - Viana do Castelo, Figueira da Foz, Portimão e Faro. Os portos do sistema portuário principal permitem a movimentação de navios de maiores dimensões do que os portos do sistema secundário, destacando-se a elevada profundidade do porto de Sines que permite receber navios de grande calado. Em 1999 a importância relativa dos portos nacionais, expresso em arqueação bruta (GT, Gross Tonnage) total dos navios entrados nesse ano, era, por ordem decrescente: Lisboa ($GT=37,8 \times 10^6$), Leixões ($GT=20,7 \times 10^6$), Setúbal ($GT=17,3 \times 10^6$), Sines ($GT=13,4 \times 10^6$), Aveiro ($GT=2,7 \times 10^6$), Viana do Castelo ($GT=1,1 \times 10^6$), Figueira da Foz ($GT=0,6 \times 10^6$),

e, por último, Portimão e Faro (Anónimo, 2000a). Embora esta ordem de importância se tivesse mantido desde 1993, alterou-se alguns anos mais tarde, sendo, presentemente, Sines o principal porto nacional no que diz respeito à arqueação bruta dos navios³. Em termos de frota de pesca, em 1998 estavam registadas em Portugal 11.189 embarcações. A maioria (85,6%) correspondia a embarcações de pesca local com menos de 9 m de comprimento, enquanto 13,8% eram embarcações de pesca costeira de maior dimensão (algumas com mais de 25 m de comprimento) e 0,6% eram navios de pesca longínqua de grande porte (Barroso et al., 2002a; Instituto Nacional de Estatística, 2000). Esta frota de pesca encontrava-se distribuída por 32 portos principais distribuídos pelo continente e por um elevado número de pequenos portos secundários com vocação pesqueira, situação que não sofreu grandes alterações até aos dias de hoje. Entre os portos principais destacavam-se (de norte para sul): Viana do Castelo, Póvoa do Varzim, Matosinhos, Aveiro, Figueira da Foz, Nazaré, Peniche, Cascais, Lisboa, Sesimbra, Setúbal, Sines. No Algarve destacavam-se Lagos, Portimão, Olhão, Tavira e Vila Real de S. António. Em termos da arqueação bruta das embarcações registadas, os principais portos de pesca nacionais eram, naquela data, Aveiro (GT=32 500) e Lisboa (GT=14 200). Nessa altura existiam também cerca de 30 principais marinas e portos de recreio espalhados ao longo da costa continental portuguesa, com especial destaque para as localizadas em Lisboa com, aproximadamente, 1900 lugares de amarração (Anónimo, 2000b). Relativamente ao turismo marítimo, ao longo dos anos o tráfego de navios de cruzeiro tem vindo a ganhar importância e o número de passageiros de cruzeiros que entraram nos portos portugueses tem vindo a aumentar e regista sucessivos recordes de ano para ano (ex.: em 2017 registou 1,3 milhões de turistas e 947 escalas de navios), sendo de destacar, no continente, o tráfego nos terminais de cruzeiro de Lisboa e Leixões. Embora a indústria de construção e reparação naval portuguesa estivesse em declínio durante duas décadas (o pico e atividade deste setor foi atingido em meados dos anos setenta), em meados dos anos 90 havia ainda importantes estaleiros ativos em V. Castelo, V. Conde, Aveiro, Peniche, Lisboa e Setúbal, para além de pequenas oficinas de reparação e manutenção naval espalhadas pela costa. É importante salientar que os portos comerciais, portos de pesca, marinas e estaleiros navais são implantados frequentemente em zonas hidrodinamicamente protegidas, nomeadamente, no interior de estuários ou baías naturais. Por essa razão, é comum encontrarem-se diversas fontes tópicas congregadas em áreas restritas, o que, somado ao intenso tráfego naval que aí ocorre, tornam estas zonas muito vulneráveis aos impactes da poluição gerada por sistemas antivegetativos de embarcações. Estas áreas podem também constituir focos de poluição para a zona costeira adjacente, nomeadamente, a partir das embocaduras dos estuários que estabelecem a ligação com o mar.

³ Em 2017 a ordem de GT (expressa em milhões) foi: Sines (GT=90,2), Lisboa (GT=49,4), Leixões (GT=33,4), Setúbal (GT=24,7), Aveiro (GT=5,5), Figueira da Foz (GT=1,6), Faro/Portimão (GT=1,4) e Viana do Castelo (1,0) (Instituto da Mobilidade e dos Transportes, 2018).

3.2. Planificação da monitorização

3.2.1 Objetivo da monitorização

O principal propósito da equipa do DBio era desenvolver um programa de monitorização capaz de descrever a variação espáculo-temporal da poluição por TBT em águas costeiras e de transição ao longo da plataforma continental portuguesa e avaliar os seus impactes nos ecossistemas, numa altura em que havia escassez de informação sobre este tema. Tratou-se de um trabalho essencialmente investigativo que teve os seguintes objetivos: (i) testar o uso integrado de vários bioindicadores para monitorizar os níveis de poluição na costa portuguesa; (ii) validar a utilização do *imposex* como ferramenta de biomonitorização; (iii) avaliar os impactes da poluição por TBT em populações de gastrópodes da costa portuguesa, visto serem descritos como um dos táxones mais sensíveis a esta pressão; (iv) conhecer a variação espacial da poluição por TBT e identificar áreas de maior preocupação; (v) seguir a evolução temporal da poluição por TBT a longo-prazo com vista a avaliar a eficácia da legislação para controlar este problema e, caso necessário, propor novas medidas.

O interesse em monitorizar as águas costeiras e de transição deveu-se à sua relevância ecológica e económica, tendo em consideração a elevada biodiversidade e produtividade dos seus ecossistemas, bem como a importância da pesca e aquacultura nestas zonas, as quais são muito sensíveis a este tipo de poluição. Por outro lado, o tráfego de embarcações, a atividade portuária e a indústria naval são proeminentes nestas águas devido à proximidade do meio terrestre, sendo de esperar que apresentassem os níveis mais altos de poluição por TBT. Podia haver poluição em zonas mais profundas, sobretudo as associadas a corredores de navegação situadas ao largo da costa, mas o maior volume das massas de água pressupunha que os níveis de poluição seriam mais reduzidos e os impactes ecológicos menos graves. Por esta razão, e visando a otimização dos custos, o mar mais profundo (abaixo de 34 m) não foi incluído no programa de monitorização, exceto em alguns trabalhos pontuais de cariz investigativo.

3.2.2. *Imposex* como ferramenta de biomonitorização

Na preparação de uma campanha de monitorização é essencial realizar-se uma pesquisa bibliográfica que vise identificar os melhores métodos e técnicas disponíveis para esse efeito. Deve também procurar-se estudar programas de monitorização similares aplicados por outros autores, de forma a conhecer os procedimentos recomendados e avaliar a sua eficácia. De entre todos os documentos publicados até meados da década de 1990, há alguns que importa destacar na lição e que dizem respeito à proposta da utilização dos gastrópodes *Nucella lapillus* (Gibbs et al., 1987) e *Tritia reticulata* (Stroben et al., 1992a) (Fig. 28) como bioindicadores da poluição por TBT. Mais espécies foram recomendadas com esta função, sendo algumas delas utilizadas pela Equipa do DBio no programa

de monitorização da costa portuguesa (ex.: *Littorina littorea*, *Peringia ulvae*, *Hexaplex trunculus*, *Bolinus brandaris*, *Tritia incrassata*, *Ocenebra erinaceus*, *Ocinebrina aciculata*), mas as duas primeiras foram consideradas como prioritárias para a monitorização, e só estas serão apresentadas aos estudantes para respeitar o tempo da lição.



Figura 28. *Tritia reticulata*. Este gastrópode é muito comum ao longo da costa portuguesa. Distribui-se geograficamente no Atlântico Nordeste, desde Portugal até à Noruega, bem como no Mar Mediterrâneo e Mar Negro. O seu ciclo de vida inclui uma fase larval planctónica (veliger) de 2-3 meses. Encontra-se em vários tipos de habitat, do mar até ao interior de estuários, em substratos vasosos, arenosos ou rochosos. Os adultos têm uma concha com uma altura, geralmente, entre 20-35 mm, dependendo do local, e são necrófagos. Procuram o alimento utilizando o sifão inalante (observável na foto), o qual canaliza a água para o interior da cavidade paleal, passando por um órgão sensorial quimiorrecetor (osfrádio). As fêmeas podem tornar-se estéreis devido ao desenvolvimento de imposex em locais poluídos por TBT ou TPT.

O estudo publicado por Gibbs et al. (1987) foi seminal por ter sido dos primeiros a validar uma espécie - *N. lapillus* - como bioindicador da poluição por TBT. Segundo estes autores, a intensidade do *imposex* neste gastrópode permite estimar o nível de poluição por TBT no local onde vive porque existe uma relação de concentração-efeito muito evidente. Por outro lado, apresenta reduzida mobilidade, o que é uma vantagem para um bioindicador, visto que fornece informação fidedigna sobre o nível de poluição num local preciso. Estes autores propuseram quatro parâmetros principais para avaliar a intensidade do *imposex* numa população: (i) o tamanho relativo do pénis (RPSI, do inglês *Relative Penis Size Index*), (ii) o índice da sequência do vaso deferente (VDSI, do inglês *Vas Deferens Sequence Index*), (iii) a percentagem de fêmeas com *imposex* (%) e (iv) a percentagem de fêmeas esterilizadas (%S). O primeiro corresponde à razão entre o cubo do comprimento médio do pénis das fêmeas e o cubo do comprimento médio do pénis dos machos, multiplicado por 100, determinado para uma amostra representativa da população. O segundo corresponde à média dos valores de VDS apresentados pelas fêmeas nessa amostra. O VDS é uma variável ordinal que representa sete estágios (0-6) de desenvolvimento do vaso deferente (ou ducto espermático). Fêmeas que vivem em zonas não poluídas apresentam um VDS=0, que é a condição normal correspondente à ausência de *imposex*. As que vivem em zonas poluídas apresentam valores de VDS que são progressivamente maiores à medida que a concentração de TBT no ambiente se torna mais elevada. Inicialmente, as fêmeas desenvolvem uma pequena secção do vaso deferente junto à papila genital (VDS=1); na fase seguinte, começa a formar-se o primórdio de um pénis perto da base do tentáculo ocular direito (VDS=2); esse pénis começa a

diferenciar-se, ao mesmo tempo que se desenvolve uma secção distal do vaso deferente ($VDS=3$); as secções distal e proximal do vaso deferente fundem-se e o pénis atinge uma dimensão comparável à dos machos ($VDS=4$); o vaso deferente continua a crescer sobre a papila genital, provocando a deslocação, constrição ou obstrução da vulva, que pode ficar totalmente tapada ($VDS=5$); como as cápsulas ovígeras são impedidas de sair, vão-se acumulando no lúmen da glândula da cápsula ($VDS=6$). Os estádios 5 e 6 correspondem, portanto, a uma situação de esterilidade feminina. Se todas as fêmeas de uma população apresentarem $VDS=5$ ou 6, a reprodução cessa. Como no ciclo de vida de *N. lapillus* não existe uma fase pelágica larvar que permita o recrutamento de indivíduos provenientes de zonas menos poluídas, e como os juvenis e adultos não têm mobilidade suficiente para colonizar rapidamente novas áreas, a população acaba por se extinguir. Estes autores concluíram que o VDSI é um parâmetro muito importante para biomonitorização porque indica até que ponto a capacidade reprodutiva da população é afetada. Isso pode acontecer para níveis surpreendentemente baixos de poluição: o *imposex* surge para uma concentração de TBT na água inferior a 1,2 ng TBT/l; começam a surgir fêmeas esterilizadas quando a concentração é de 2,5-5,0 ng TBT/l, e virtualmente todas as fêmeas ficam esterilizadas para 7-12 ng TBT/l. Acima de 24 ng TBT/l a oogénesse pode ser suprimida e iniciar-se a espermatogénesse, e a 48 ng TBT/l pode haver a diferenciação do testículo nas fêmeas com um grau de desenvolvimento variável (Gibbs, 1999).

Cinco anos mais tarde, Stroben et al. (1992a) recomendaram *Tritia reticulata* como bioindicador da poluição por TBT, utilizando critérios semelhantes aos propostos por Gibbs et al. (1987) para *N. lapillus*. Consideraram que o RPSI deveria ser substituído pelo RPLI (do inglês, *Relative Penis Length Index*) que corresponde à razão entre o comprimento médio do pénis das fêmeas e o comprimento médio do pénis dos machos, multiplicado por 100. Recomendaram também a utilização do VDSI com base em cinco estádios de desenvolvimento do vaso deferente. O $VDS=0$ corresponde a fêmeas normais; o $VDS=1$ corresponde ao aparecimento de um pequeno pénis sem ducto peniano; no $VDS=2$ surge um ducto peniano ($VDS=2$); no $VDS=3$ o ducto peniano prolonga-se a partir do pénis, na direção da vulva, por um vaso deferente distal incompleto; no estádio seguinte o vaso deferente prolonga-se continuamente até à vulva ($VDS=4$) ou até ao canal ventral da glândula da cápsula ($VDS=4^+$). Estes autores consideram que o $VDS=4^+$ deve ser utilizado no cálculo de VDSI com o valor 4 ($VDSI_{(4)}$), mas Barroso et al. (2002a) propuseram o valor de 5 ($VDSI_{(5)}$), porque isso permite uma maior discriminação entre estações de amostragem. O tamanho do pénis vai aumentando ao longo desta sucessão de estádios de VDS. Stroben et al. (1992a) não observaram esterilização de fêmeas, mas estudos posteriores verificaram que isso pode acontecer, havendo inclusivamente acumulação de cápsulas ovígeras na glândula da cápsula à semelhança de *N. lapillus* (Barreiro et al., 2001; Barroso et al., 2002a). Segundo Stroben et al. (1992b), *T. reticulata* e *N. lapillus* podem ser usadas conjuntamente em programas de biomonitorização para cobrir uma maior área e

diversidade de habitats, sendo *N. lapillus* um bioindicador mais sensível, ou seja, apresenta níveis mais elevados de *imposex* do que populações simpátricas de *T. reticulata*.

Para além dos índices acima referidos, a convolução do oviduto (OS) na secção gonadal é também um sinal de masculinização das fêmeas de gastrópodes porque mimetiza a vesícula seminal dos machos. Este fenómeno foi observado por Smith (1971, 1980) em *Tritia obsoleta* e classificado por este autor em três níveis (0, 1 e 2): 0 corresponde a um oviduto normal, 1 corresponde a um oviduto pouco convolucionado e 2 a convoluções muito desenvolvidas e que se sobrepõem. Esta convolução do oviduto ocorre em muitas espécies de gastrópodes com *imposex* e em *L. littorea* com estados muito avançados de *intersex* (Bauer et al., 1995). Barreiro et al. (2001) utilizaram a média destes valores (AOS, do inglês Average Oviduct Stage) como um índice adicional para avaliar o grau de desenvolvimento do *imposex* em *T. reticulata* e com utilidade para monitorizar a poluição por TBT na costa da Galiza (Espanha).

Chama-se a atenção dos estudantes que uma das desvantagens da utilização do *imposex* em campanhas de monitorização é o facto de se desenvolver de uma forma irreversível. Isto significa que não fornece indicação de tendências de diminuição dos níveis de poluição, sendo necessário o aparecimento de novas coortes de indivíduos para se detetar alguma redução do nível de *imposex*.

3.2.3. Diretrizes da OSPAR para a monitorização

É muito importante que os métodos aplicados na monitorização ambiental sejam, em certa medida, padronizados para permitir a comparação de dados entre diferentes pontos geográficos. Neste contexto há que colocar em destaque o trabalho desenvolvido pela OSPAR, uma convenção que tem o objetivo de proteger o ambiente marinho do Atlântico Nordeste, de que Portugal é uma parte contratante. A OSPAR entrou em vigor em 1998 e aprovou uma estratégia para a proteção do ambiente marinho do Nordeste Atlântico. Nesta estratégia (Declaração de Sintra) foi contemplado um plano de ação de longo prazo com vista à cessação das descargas, emissões e perdas de substâncias perigosas para o ambiente até 2020, onde se incluíam os compostos orgânicos de estanho (considerados como substâncias químicas de ação prioritária) (OSPAR, 1998a). No primeiro ano em que a convenção entrou em vigor, a Comissão OSPAR publicou um conjunto de diretrizes para a monitorização de efeitos biológicos específicos causados pelo TBT, no âmbito do Programa Conjunto de Avaliação e Monitorização Marinha (JAMP) (OSPAR, 1998b), as quais foram progressivamente atualizadas em anos posteriores (OSPAR, 2008). Entre as várias recomendações da OSPAR destacam-se as seguintes: (i) avaliar a variação espacial dos níveis de *imposex* em determinadas espécies de gastrópodes, incluindo *N. lapillus* e *T. reticulata*; (ii) determinar a concentração de butilestanhos (TBT; dibutilestanho, DBT; monobutilestanho, MBT) e fenilestanhos (TPT, trifenilestanho; difenilestanho, DPT;

monofenilestanho, MPT) nos tecidos destes animais para relacionar a intensidade dos efeitos biológicos com o nível de contaminação, e para estimar se a exposição é recente ou passada (ex.: o tempo de meia-vida do TBT nos tecidos de *N. lapillus* varia entre 50 e 100 dias; Gibbs & Bryan, 1996); (iii) repetir a amostragem com uma frequência plurianual para descrever a evolução temporal da poluição. Para melhor avaliar o estado de poluição, a OSPAR recomendou também a determinação da concentração dos OE acima mencionados em mexilhões (OSPAR, 1999) e nos sedimentos superficiais (OSPAR, 2002).

3.2.4. Validação do imposex como ferramenta de biomonitorização

A Equipa do DBio estudou vários aspetos relacionados com a biologia dos bioindicadores e a expressão do *imposex* antes de implementar a primeira campanha de monitorização em 1997, com o propósito de controlar fatores que pudessem influenciar a expressão deste biomarcador. Para os estudantes perceberem a importância destes trabalhos de validação serão dados alguns exemplos. Estudou-se o ciclo reprodutor de *T. reticulata* e *N. lapillus* na região de Aveiro e verificou-se que o comprimento do pénis dos machos varia sazonalmente (diferença máxima de 35% e 30%, respetivamente), atingindo valores mínimos na época de repouso sexual, pelo que a comparação dos valores de RPLI/RPSI entre populações só é válida se estas se encontrarem no mesmo estádio do ciclo reprodutor (Barroso & Moreira, 1998; Galante-Oliveira et al., 2010). Por outro lado, devido ao facto do *imposex* ser irreversível, era importante determinar a idade dos animais analisados nas campanhas de monitorização. Demonstrou-se que os animais adultos de *T. reticulata* utilizados nas campanhas de monitorização podem ter, na sua maioria, uma idade igual ou superior a 4 anos (Barroso et al., 2005a), havendo dados na bibliografia que apontam para uma longevidade de *N. lapillus* entre 5 e 6 anos (Feare, 1970). Para ajudar a controlar este fator nas campanhas de monitorização, a Equipa do DBio desenvolveu uma técnica complementar para determinar a idade de gastrópodes: a leitura de anéis de crescimento em estatólitos (Barroso et al., 2005b). Importa referir, também, que ao longo da costa portuguesa existem muitos espécimes de *T. reticulata* infetados por tremátodes digenéticos (6 espécies identificadas, embora as infecções fossem dominadas por uma única espécie) com uma prevalência variável por estação de amostragem (0 a 67% de animais infetados); embora não se tivesse encontrado uma relação entre a prevalência de parasitismo e a intensidade de *imposex*, como é sugerida para algumas espécies de gastrópodes como *Peringia ulvae* (Schulte-Oehlmann et al., 1997), os machos parasitados apresentavam um pénis mais pequeno, o que corrobora a recomendação de muitos autores e da OSPAR de não se utilizarem animais parasitados na análise (Rato et al., 2009), procedimento que foi adotado no presente trabalho para os dois bioindicadores. Quanto à especificidade do biomarcador, verificou-se em ensaios laboratoriais *in vivo* que quer o TBT como o TPT causavam o desenvolvimento de *imposex* em *T. reticulata* e *N.*

Iapillus (Barroso et al., 2002b; Laranjeiro et al., 2016), tornando-se importante analisar os dois OE e os seus produtos de degradação nas campanhas de monitorização. Para além disso, realizaram-se algumas campanhas de monitorização preliminares (piloto) na Ria de Aveiro, com o intuito de determinar a variância dos vários parâmetros de *imposex* em cada estação de amostragem, a sua evolução espacial, o tamanho mínimo das amostras, bem como a correlação do *imposex* com a concentração de OE nos tecidos, a qual foi sempre significativa (Barroso, 2002). A Equipa do DBio implementou também um programa de controlo de qualidade no que diz respeito à determinação do *imposex*, mediante a aplicação de exercícios de calibração internos (entre membros desta equipa) e externos (laboratórios estrangeiros).

3.3. Implementação da monitorização

3.3.1. Localização das estações de amostragem

A estratégia de amostragem foi gizada de forma a: (i) conhecer a variação espacial da poluição por TBT em águas costeiras e de transição, visando identificar áreas de maior preocupação; (ii) descrever gradientes espaciais de poluição em torno de potenciais fontes de poluição; (iii) seguir a evolução temporal da poluição e dos seus efeitos em populações de gastrópodes.

Durante a fase de planeamento, a Equipa do DBio identificou as principais fontes de poluição na costa portuguesa, o que permitiu estabelecer uma estratégia de amostragem mais dirigida. Assim, para contemplar o ponto (i), foram distribuídas 71 estações de amostragem ao longo da linha de costa de norte a sul do país, entre Vila Praia de Âncora e Faro, incluindo águas costeiras e de transição. Estas estações abrangem os principais portos comerciais, portos de pesca, estaleiros e marinas com vista a identificar as zonas mais problemáticas ao longo da costa. Para satisfazer o ponto (ii), as 71 estações de amostragem ao longo da costa foram posicionadas a diferentes distâncias das potenciais fontes de poluição, de forma a descrever os gradientes espaciais à sua volta. Adicionalmente, para uma análise mais detalhada destes gradientes, a Equipa do DBio selecionou três áreas de estudo (denominadas como zonas Norte, Centro e Sul) onde dedicou um maior esforço de amostragem. É preciso explicar que, dependendo da escala espacial utilizada, podem ser reconhecidas duas tipologias de fontes tóxicas: numa escala local, têm mais relevância os portos comerciais, portos de pesca, estaleiros e marinas (tipo 1); numa escala regional, têm mais importância as embocaduras dos estuários por onde o TBT se difunde para as águas costeiras (tipo 2). Assim, podem ser descritos gradientes espaciais do tipo 1 e do tipo 2 em função da tipologia da fonte de poluição considerada. Na zona Norte, a Equipa do DBio estudou gradientes de tipo 1 no interior de um sistema estuarino - a Ria de Aveiro - (para o qual se definiram 45 estações de amostragem), e gradientes de tipo 2 na região costeira adjacente (217 estações). Na zona Centro do país, a Equipa do DBio estudou gradientes

de tipo 2 em frente aos estuários do Tejo (43 estações) e do Sado (83 estações). Na zona Sul, estudou gradientes de tipo 2 em frente à Ria Formosa (60 estações).

As estações de amostragem mantiveram-se fixas no tempo, sendo revisitadas ao longo das várias campanhas de monitorização, para se cumprir o ponto iii acima referido. As coordenadas geográficas de cada estação de amostragem foram registadas *in situ* com GPS para identificação inequívoca de cada local. Em cada ponto de amostragem procurou-se obter várias espécies, destacando-se para esta lição apenas *N. lapillus* e *T. reticulata*, que são considerados os bioindicadores mais importantes. Em águas costeiras mais profundas a amostragem foi dirigida apenas para *T. reticulata* por ser a única espécie disponível. Em algumas estações de colheita não foi possível obter um número mínimo aceitável de animais de qualquer uma das espécies mencionadas, pelo que o número efetivo de pontos de amostragem utilizados neste estudo foi ligeiramente inferior ao acima referido.

Em cada local foram determinados os níveis de *imposex* e em algumas estações de amostragem mediu-se também a concentração de OE nos tecidos dos gastrópodes, com vista a relacionar ambos os parâmetros. Em algumas ocasiões foram colhidas também amostras de água, sedimentos e mexilhão para análise de OE para: (i) comparar o grau de contaminação nestes compartimentos com os parâmetros obtidos para cada bioindicador em cada local (ex.: *imposex*), visando a validação destes biomarcadores como ferramenta de biomonitorização; (ii) avaliar o nível de contaminação ambiental e o cumprimento das normas de qualidade ambiental.

3.3.2. Frequência e momento da amostragem

Para se analisar a evolução temporal da poluição, as campanhas de amostragem ao longo da linha de costa repetiram-se com uma frequência variável em torno de três anos, designadamente, em 2000, 2003, 2006, 2008, 2011, 2014 e 2022. Na Ria de Aveiro as campanhas decorreram em 1997, 1998, 2003, 2005, 2006, 2007, 2013, 2018, 2019 e 2022; neste caso a amostragem foi mais frequente a seguir à implementação do Regulamento (CE) Nº 782/2003 para melhor avaliar a sua eficácia. As campanhas de amostragem em águas costeiras ao largo de Aveiro realizaram-se em 2002, 2004, 2005, 2006 e 2010, tendo sido também mais frequentes a seguir à implementação daquele Regulamento. O hiato temporal desde as últimas amostragens até a 2022 justifica-se pelo facto de a Equipa do DBio prever uma evolução muito lenta dos níveis de poluição nos últimos anos.

As campanhas realizaram-se sempre na mesma época do ano, entre meados de maio e meados de setembro (cerca de 4 meses), para reduzir a variabilidade sazonal de vários parâmetros (ex.: RPSI/RPLI; concentração de OE nos tecidos dos gastrópodes e outros compartimentos ambientais). Excepcionalmente, por razões logísticas, as campanhas realizadas ao largo de Aveiro em 2002 e 2004 decorreram em setembro-outubro e setembro-novembro, respetivamente, e as campanhas ao largo de Lisboa, Setúbal e Faro realizaram-se entre junho e outubro de 2006.

3.3.3. Análise de imposex

Ao longo da linha de costa e no interior da Ria de Aveiro, a colheita foi feita à mão para *N. lapillus* e *T. reticulata* em zonas intermareais, embora *T. reticulata* fosse também capturada em zonas submareais com o auxílio de nassas iscadas. Nas águas costeiras mais profundas em frente a Aveiro, Lisboa, Setúbal e Faro, este gastrópode foi capturado com ganchorras operadas a bordo de navios do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), ou a bordo de embarcações de pescadores contratadas para o efeito (Fig. 29).



Figura 29. Colheita de *Tritia reticulata* com auxílio de nassas iscadas e ganchorra. Em locais intermareais a colheita pode ser feita à mão.

Em cada local de amostragem procurou-se colher, no mínimo, 60 animais (o que nem sempre foi possível). Após a colheita, os espécimes foram transportados para o laboratório em caixas térmicas (temperatura de $15\pm3^{\circ}\text{C}$) e mantidos em aquários com água de salinidade idêntica à do local de amostragem por um período máximo de 5 dias (Fig. 30). Para a análise de *imposex*, os espécimes de *T. reticulata* foram anestesiados numa solução de cloreto de magnésio (4%-7% MgCl_2 em água destilada, ajustada de acordo com a salinidade do local de colheita) durante cerca de 60 minutos. No caso de *N. lapillus* não foi aplicada anestesia. Foram registados vários parâmetros biométricos da concha, incluindo a medição da sua altura com o auxílio de uma craveira. A concha era partida num torno e removida na sua totalidade. Os animais eram transferidos para uma caixa de Petri, contendo água com salinidade ajustada à do local de colheita, e observados com um microscópio estereoscópico (lupa de dissecação). Foram identificados o género e o estado

de maturação sexual de cada indivíduo, e os espécimes parasitados foram descartados da amostra. Foram determinados os valores individuais de VDS em *N. lapillus* e *T. reticulata* de acordo com Gibbs et al. (1987) e Stroben et al. (1992a), respetivamente. A média destes valores na amostra deu origem à determinação de VDSI para cada estação de amostragem. O comprimento do pénis de cada indivíduo (quando presente) foi medido com uma ocular micrométrica para posterior cálculo do RPSI e do RPLI (Fig. 31). A percentagem de fêmeas com *imposex/intersex* (%I) e a percentagem de fêmeas estéreis (%S) foram também determinados em cada local. O grau de convolução do oviduto (OS) na secção gonadal foi também registado em *T. reticulata* para cálculo do AOS, mas estes resultados não são apresentados para evitar sobrecarregar a lição.



Figura 30. Os animais devem ser observados vivos, por isso, para estações de colheita distantes do laboratório da Universidade a análise era feita em laboratórios móveis (autocaravanas alugadas e adaptadas para o efeito).

N= (15) – 30 (adultos)



N= (15) – 30 (adultos)



Figura 31. Observação de amostras de machos e fêmeas vivos de cada espécie (neste caso, *Tritia reticulata*) num dos laboratórios móveis.

3.3.4. Análise de organoestanhos

A Equipa do DBio estabeleceu colaborações científicas com laboratórios externos que tinham larga experiência em análises de organoestanhos, designadamente, o Plymouth Marine Laboratory (PML) (Plymouth, Reino Unido) e o Center for Marine Environmental Studies da Universidade de Ehime (CMES) (Matsuyama, Japão). Elementos da Equipa do DBio deslocaram-se frequentemente a esses laboratórios para trabalhar conjuntamente com especialistas da área da química ambiental na análise das amostras. Estes químicos tiveram a seu cargo a validação dos métodos e o respetivo controlo de qualidade. É explicado aos estudantes que é deseável a sinergia entre especialistas na área das ciências biológicas e químicas, pois uma equipa interdisciplinar desta natureza está mais apta a implementar com sucesso um programa de monitorização da poluição química. Em algumas ocasiões, a Equipa do DBio enviou amostras para análise a laboratórios externos acreditados, nomeadamente, os Servizos de Apoio á Investigación da Universidade da Coruña (SAI) (Corunha, Espanha) e o Laboratório de Análises Químicas UT2A (UT2A) (Pau, França).

A matriz sobre a qual incidiu mais frequentemente a análise de OE foram os tecidos dos gastrópodes com vista a relacionar os níveis de *imposex* com o grau de contaminação dos animais por estes compostos, sabendo-se que estes organismos bioacumulam estes poluentes. A análise foi efetuada para tecidos homogeneizados de todo o corpo de um conjunto de 15-20 fêmeas de gastrópodes para cada estação de amostragem. Para tal, após a análise do *imposex*, o opérculo foi removido dos animais e estes foram congelados

a -20°C (ou liofilizados) até ao momento da análise. Em algumas campanhas colheram-se também mexilhões ao longo da costa continental portuguesa para análise de OE, sendo a análise efetuada para tecidos homogeneizados de um conjunto de 15-40 animais por cada local de amostragem. O interesse em monitorizar a contaminação de mexilhões relaciona-se com: (i) a elevada tendência para bioacumulação do TBT nestes bivalves, refletindo de uma forma mais estável o nível de poluição da água, (ii) os mexilhões serem amplamente utilizados como espécies sentinela em várias partes do mundo, o que permite efetuar comparações entre regiões, (iii) existirem referências de qualidade ambiental para a concentração de TBT nos tecidos deste bivalve no âmbito da OSPAR; (iv) os mexilhões fazerem parte da dieta de *N. lapillus*. Mais tarde os tecidos dos gastrópodes/bivalve foram analisados mediante diferentes técnicas dependendo do laboratório onde esse trabalho foi efetuado. No PML a quantificação foi feita por espectrometria de absorção atómica (AAS) com câmara de grafite, mas esta técnica não permitia uma especiação completa de OE, razão por que se optou preferencialmente por métodos que permitissem, pelo menos, a quantificação de TBT, TPT e os seus produtos de degradação. Assim, no CMES e no SAI foi usada a cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas (GC-MS) e no UT2A a cromatografia gasosa acoplada à espetrometria de massas com plasma acoplado indutivamente (GC-ICP-MS). A lição foca-se na componente biológica da monitorização e por isso não serão descritas as várias etapas envolvidas nestas análises químicas, nem tão pouco se referem os detalhes inerentes à qualidade dos resultados (ex.: recuperação, análise de materiais de referência, etc.).

Em algumas campanhas realizou-se a amostragem de água sub-superficial para avaliar o nível de contaminação da coluna de água por butilestanhos (através da análise por AAS de extratos de hexano) e para detetar emissões recentes de TBT para o ambiente. Houve também interesse em avaliar a contaminação dos sedimentos por OE em algumas campanhas de amostragem, uma vez que constituem um compartimento onde o TBT pode ficar armazenado por longos períodos, e também porque *T. reticulata* pode estar em contacto direto com esta matriz e ser contaminada por esta via. Os sedimentos foram obtidos manualmente com uma espátula na zona intermareal (zona inferior do andar médio-litoral) ou com o auxílio de uma draga van Veen em zonas mais profundas, sendo a camada superficial (1 cm) do sedimento colhida para análise. Inicialmente, a quantificação de TBT e DBT nos sedimentos foi realizada no PML por AAS, e mais tarde passou a ser feita para um maior número de compostos (incluindo TBT, DBT, MBT, TPT, DPT e MPT) no CMES (Japão) por GC-MS. Explica-se aos estudantes que a contaminação nos sedimentos é temporalmente menos variável do que na água, mas pode apresentar uma heterogeneidade espacial muito elevada devido a diferenças na composição granulométrica e conteúdo em matéria orgânica, parâmetros que foram determinados no laboratório para melhor interpretação dos resultados.

3.4. Interpretação e discussão de alguns resultados obtidos na monitorização

Não se pretende apresentar nesta lição todos os resultados obtidos pela Equipa do DBio no decurso do trabalho de monitorização da poluição por TBT na costa portuguesa, não só devido à limitação de tempo, mas também porque se deve evitar dispersar a atenção dos estudantes para um conjunto muito extenso de dados. Considera-se mais pedagógico selecionar a informação e apresentar apenas alguns exemplos que respondam de uma forma simples aos objetivos delineados para a lição⁴. Para isso, o docente projeta na sala de aula três grupos de figuras que ilustram de forma muito clara os resultados mais relevantes: (i) para conhecer a variação espacial da poluição por TBT ao longo da costa e identificar áreas de maior preocupação são selecionados os resultados referentes aos níveis de *imposex* em *T. reticulata* em 2000, visto ser o bioindicador mais abundante e ubíquo da costa portuguesa; (ii) para descrever com detalhe os gradientes de poluição em torno de fontes de poluição são escolhidos os dados referentes a *N. lapillus* e *T. reticulata* em Aveiro em 1998, bem como os respeitantes a *T. reticulata* na mesma região em 2004; (iii) para mostrar a evolução temporal são apresentados os resultados obtidos com *N. lapillus* e *T. reticulata* ao longo da linha de costa entre 2000 e 2014, e com *N. lapillus* na Ria de Aveiro entre 1997 e 2019. Os resultados referentes às concentrações de OE na água, sedimentos e biota serão ocasionalmente referidos apenas como suporte à interpretação dos dados de *imposex* e para sinalizar se estão abaixo ou acima das normas de qualidade ambiental. Antes de se proceder à interpretação e discussão dos resultados, é importante que os estudantes conheçam os critérios de qualidade ambiental definidos no âmbito da OSPAR e União Europeia.

A OSPAR estabeleceu critérios de avaliação ambiental (EAC, do inglês *Environmental Assessment Criteria*) para várias SQ, incluindo o TBT (OSPAR, 1997). Desde 1997 que estes valores foram sujeitos a revisão periódica pela OSPAR, razão pela qual se apresenta aqui a informação mais recente (OSPAR, 2011). Os EACs inferiores para a água, sedimentos e mexilhão foram definidos, respetivamente, em 0,1 ng TBT/l, 0,01 µg TBT/kg ps e 12 µg TBT/kg ps; estes EACs representam as concentrações das substâncias abaixo das quais não se espera que ocorram efeitos biológicos crónicos, incluindo nas espécies mais sensíveis. Mais tarde a OSPAR definiu também um objetivo de qualidade ecológica (EcoQO, do inglês, *Ecological Quality Objective*) no âmbito das comunidades bentónicas com base no *imposex* (e *intersex*) em gastrópodes. Tomando por base a espécie mais sensível à poluição por TBT na região da OSPAR - *N. lapillus* - o EcoQO corresponde a VDSI<2 nesta espécie, para uma amostra de tamanho não inferior a 10 fêmeas⁵, o que indica uma exposição a concentrações abaixo do EAC derivado para o TBT na água (OSPAR, 2010, 2013). Uma

⁴ Não obstante, o docente disponibiliza aos estudantes artigos científicos que mostram, de forma mais completa e detallada, os resultados obtidos em várias campanhas de monitorização.

⁵ Inicialmente considerou-se um mínimo de 20 fêmeas (OSPAR, 2005), mas este valor foi reduzido para 10 fêmeas (OSPAR, 2010).

vez que *N. lapillus* não ocorre naturalmente em todas as áreas sujeitas a monitorização, ou se extinguiu de zonas mais poluídas, outras espécies de gastrópodes foram recomendadas em sua substituição. O valor de EcoQO pode ser definido para estes bioindicadores como base na regressão entre os valores de VDSI de populações de diferentes espécies que vivem no mesmo local: o EcoQO para *T. reticulata* é $VDSI_{(4)} < 0,3$ (OSPAR, 2005, 2011). A OSPAR definiu, igualmente, uma escala com vários estados de qualidade ambiental (A-F) (ou classes de avaliação) a que correspondem valores crescentes de VDSI dos gastrópodes usados como bioindicadores da poluição por TBT⁶. Estas classes de avaliação, na qual se insere o EcoQO, foram definidas de forma a harmonizar os resultados da monitorização dos efeitos biológicos específicos do TBT com diferentes espécies de gastrópodes na área da OSPAR. O EcoQO é alcançado quando se atingirem as classes de avaliação A ou B, sendo o seu valor correspondente ao limite entre as classes B e C (OSPAR, 2005, 2011).

A UE definiu um quadro de ação no domínio da política da água através da Diretiva Quadro de Água (DQA; Diretiva 2000/60/CE, transposta pela Lei nº 58/2005) de forma alcançar um bom estado e bom potencial das massas de água (incluindo as de transição e costeiras) até, o mais tardar, 2015. A estratégia de combate à poluição química passou pela identificação de uma lista de substâncias que apresentam um risco significativo para o ambiente aquático (substâncias prioritárias) e que, por isso, exigem um maior controlo, sendo esta lista revista periodicamente. Algumas destas substâncias são classificadas como substâncias perigosas prioritárias devido à sua persistência, bioacumulação e/ou (eco) toxicidade, ou nível equivalente de preocupação, sendo requerida a cessação ou eliminação das descargas, emissões e perdas destas substâncias para o ambiente. A primeira lista de substâncias prioritárias foi estabelecida pela Decisão nº 2455/2001/CE (adotada pelo Decreto-Lei nº 77/2006), na qual o TBT é classificado como substância perigosa prioritária. Posteriormente, a Diretiva 2008/105/CE veio fixar normas de qualidade ambiental (NQA ou EQS, do inglês, *Environmental Quality Standards*) para várias substâncias químicas. No caso do TBT, esta diretiva definiu uma NQA-MA (média anual) de 0,2 ng TBT/l e uma NQA-CMA (concentração máxima admissível) de 1,5 ng TBT/l para águas costeiras e de transição. Ao contrário da OSPAR, a DQA não definiu uma estratégia para avaliar o estado ecológico referente especificamente à poluição por TBT, apenas estabeleceu critérios químicos para esse efeito. Por sua vez, através da Diretiva 2008/56/CE (Diretiva Quadro da Estratégia Marinha; DQEM), a UE desenvolveu um quadro de ação comunitária para a proteção e conservação do meio marinho, com o objetivo de alcançar (ou manter) um bom estado ambiental do meio marinho até 2020. Entre os descriptores qualitativos para a definição do bom estado ambiental, esta diretiva estabelece que os contaminantes não podem ultrapassar níveis que possam originar fenómenos de poluição.

⁶ Para *Nucella lapillus* as classes são: (A) $VDSI < 0,3$; (B) $0,3 \leq VDSI < 2,0$; (C) $2,0 \leq VDSI < 4,0$; (D) $4,0 \leq VDSI \leq 5,0$; (E) $VDSI > 5,0$. Para *Tritia reticulata* as classes são: (A, B) $VDSI < 0,3$; (C) $0,3 \leq VDSI < 2,0$; (D) $2,0 \leq VDSI \leq 3,5$; (E) $VDSI > 3,5$.

3.4.1. Variação espacial dos níveis de imposex de *T. reticulata* na costa portuguesa (2000)

Entre maio e julho de 2000 conseguiram-se obter amostras de *T. reticulata* em 40 locais distribuídos ao longo da linha de costa, tendo-se registado uma variação espacial muito acentuada dos níveis de *imposex*: %I=0-100%, RPLI=0-92%, VDSI₍₄₎=0-4, AOS=0-1,3 (Barroso et al., 2002a). Populações sem *imposex*, ou com baixos níveis de *imposex*, foram encontradas em zonas com baixa atividade naval, geralmente na costa aberta, enquanto os valores mais altos foram observados na proximidade de portos comerciais, portos de pesca, estaleiros navais e marinas. Foram encontradas 22 fêmeas estéreis em 8 estações de amostragem, com uma prevalência entre 4% e 50% do total de fêmeas amostradas em cada local. A esterilidade ocorreu apenas em fêmeas com estados muito avançados de *imposex* (Fig. 32).

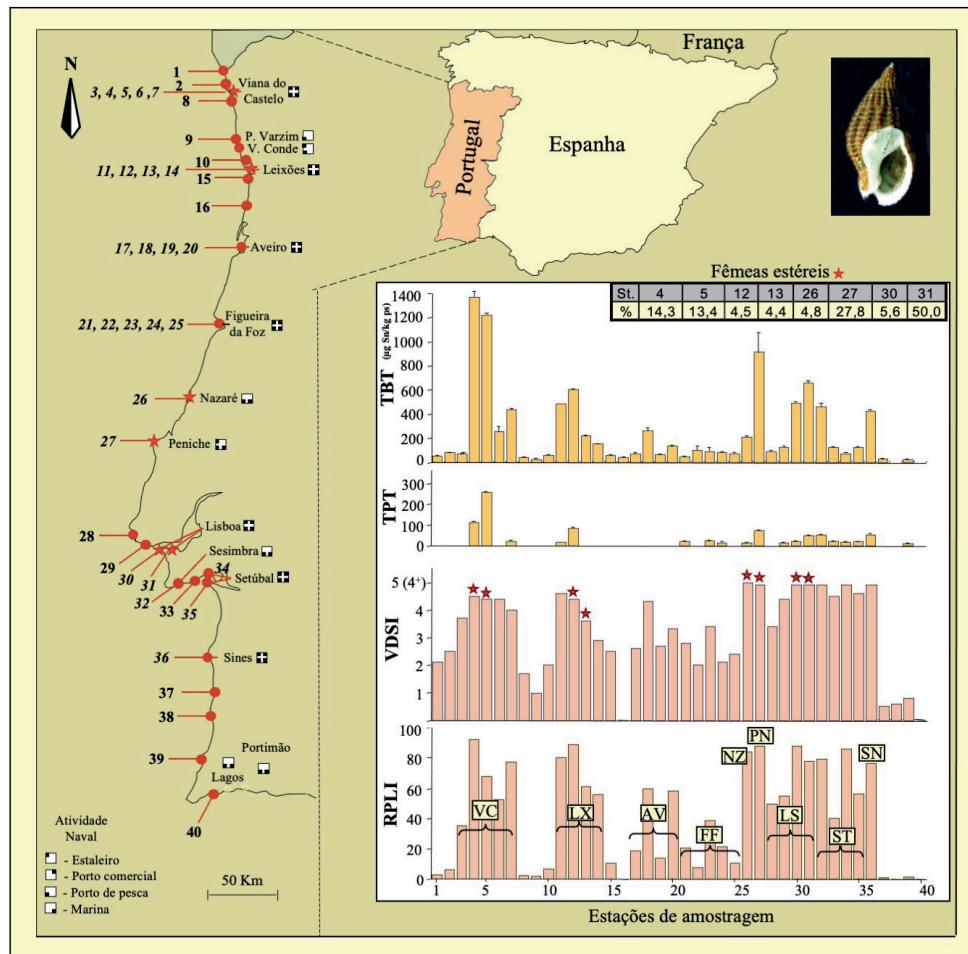


Figura 32. Níveis de imposex e concentração de organoestanhos nos tecidos de fêmeas ($\mu\text{g Sn/kg peso seco}$) de *Tritia reticulata* ao longo da costa portuguesa em 2000, com indicação da percentagem de fêmeas estéreis. Portos de Viana do Castelo (VC), Leixões (LX), Aveiro (AV), Figueira da Foz (FF), Nazaré (NZ), Peniche (PN), Lisboa (LS), Setúbal (ST) e Sines (SN). Adaptado de Barroso et al. (2002).

As concentrações de TBT e TPT nos tecidos das fêmeas apresentaram um padrão espacial semelhante ao do *imposex*, com correlações positivas significativas. As concentrações de TBT variaram entre o limite de deteção de 20 µg Sn/kg ps⁷ e o valor de 1368 µg Sn/kg ps, enquanto os de TPT variaram entre o limite de deteção de 10 µg Sn/kg ps e 256 µg Sn/kg ps. A concentração de TPT (expressa em Sn) representou, em média, 18% da de TBT, e houve uma correlação positiva significativa entre o TBT e o LnTPT, o que sugere que os sistemas antivegetativos são uma fonte de poluição comum para ambos os compostos. A concentração de DBT nos tecidos variou entre o limite detecção de 34 µg Sn/kg ps e 721 µg Sn/kg ps e a de MBT variou entre o limite deteção de 24 µg Sn/kg ps e 703 µg Sn/kg ps. O TBT representou a maior fração (34% - 60%) do total de butilestanhos, seguido pelo DBT (24% - 40%) e o MBT (10% - 31%), o que pode indicar uma contaminação recente. Obtiveram-se correlações significativas entre o Ln TBT nos tecidos e os vários índices de *imposex*. É de salientar que todos os valores de VDSI₍₄₎ observados na costa portuguesa para *T. reticulata* estavam acima do EcoQO definido pela OSPAR (VDSI₍₄₎≥0,3) (OSPAR, 2005), com exceção das populações amostradas em Espinho e na Praia da Luz. Para além do facto de 95% dos locais amostrados em 2000 não satisfazerem o objetivo de qualidade ambiental da OSPAR, houve 15 locais (38% das estações amostradas) em situação preocupante por se terem registado valores de 2≤VDSI₍₄₎<3,5 (Classe D da OSPAR). Segundo a OSPAR (2005), a observação de VDSI₍₄₎≥2 em *T. reticulata* indica que podem existir fêmeas estéreis em populações simpátricas de *N. lapillus*, o que de facto se observou em 2000 na Praia Norte (%S=4%). Mais grave ainda, houve 18 locais (45% das estações amostradas) que apresentaram uma situação muito preocupante por atingirem valores de VDSI₍₄₎>3,5 (Classe E da OSPAR); estes locais situaram-se no interior de sistemas estuarinos (ex.: Lima, Leça, Ria de Aveiro, Tejo, Sado) ou em recortes abrigados da costa (ex.: Nazaré, Peniche, Sesimbra, Sines) na imediação de portos comerciais, portos de pesca, estaleiros e marinas. Quando ocorrem valores de VDSI₍₄₎>3,5 em *T. reticulata* isso equivale a que uma parte considerável ou a totalidade das fêmeas de *N. lapillus* possam estar esterilizadas ou a população já estar extinta, se coexistirem no mesmo local, podendo acontecer o mesmo com outras espécies de gastrópodes muito sensíveis (ex.: *Ocinebrina aciculata*). Na verdade, nesta campanha de monitorização verificou-se que *N. lapillus* estava ausente em locais acima identificados como “muito preocupantes” (Barroso & Moreira, 2002). Considerando que muitos destes habitats seriam adequados à ocorrência de *N. lapillus*, é possível colocar-se a hipótese de que a espécie se tivesse já extinguido nestas zonas em consequência da poluição por TBT. Por exemplo, em 2000 foi amostrada uma população de *T. reticulata* na Ria de Aveiro, junto ao Terminal Norte do Porto Comercial, com VDSI₍₄₎=3,7, estando a população de *N. lapillus* mais perto deste local (a cerca de 1 km de distância) com cerca de 1/3 de fêmeas estéreis e uma abundância muito baixa de indivíduos. Igualmente, no interior do Porto

⁷ Desta vez a concentração dos organoestanhos é expressa em estanho (Sn), uma vez que isso é muito comum na literatura e os estudantes podem encontrar ambas as formas quando fizerem pesquisa de bibliografia. Pretende-se que os estudantes saibam fazer a conversão de Sn em TBT (multiplicando por 2,44), em TPT (x 2,95), em DBT (x 1,96) e em MBT (x 1,48).

de Pesca da Nazaré, *T. reticulata* apresentava um VDSI₍₄₎=4 enquanto que a 2 km dali, num local de costa aberta fora do porto, havia 8% de fêmeas estéreis de *N. lapillus*. No entanto, os impactes da poluição por TBT não se limitam aos gastrópodes. Estima-se que os níveis de contaminação da água (com base nos valores de *imposex*) nos locais acima considerados “preocupantes” pudessem situar-se entre 2,5-5,0 ng TBT/l, enquanto nos locais “muito preocupantes” pudessem ser superiores a 7-12 ng TBT/l (Gibbs, 1999), o que pode afetar organismos de outros taxa e causar prejuízos económicos no contexto da pesca e aquacultura. Nesta campanha de monitorização foi também determinada a concentração de OE nos tecidos de mexilhão em 17 estações de amostragem localizadas na costa aberta e excluindo, tanto quanto possível, as zonas “muito preocupantes”, por forma a conhecer melhor a situação em locais mais distantes das fontes de poluição. Os valores obtidos ao longo da costa portuguesa (entre 26 e 1894 µg TBT/kg ps) foram todos muito superiores ao EAC definido pela OSPAR (Barroso et al., 2004). Verifica-se, portanto, que o estado da costa portuguesa em 2000 relativa à poluição por TBT suscitava elevada preocupação e que era urgente implementar legislação mais restritiva relativamente à utilização de OE em sistemas antivegetativos, uma vez que até a esse momento só estava proibido o seu uso em embarcações com menos de 25 m de comprimento através do Decreto-Lei nº 54/93.

*3.4.2. Variação espacial dos níveis de imposex de *T. reticulata* e *N. lapillus* em Aveiro*

Vários sistemas estuarinos foram identificados pela Equipa do DBio como zonas muito preocupantes na costa portuguesa no que respeita à poluição por TBT. Sendo difícil monitorizar com pormenor todos os sistemas estuarinos nesta condição, selecionou-se a Ria de Aveiro para estudar com mais detalhe os gradientes espaciais de poluição no seu interior e na transição para a zona costeira adjacente. Em 5 julho de 1998 determinou-se a concentração de TBT na água em 17 estações de amostragem localizadas na Ria e na zona costeira adjacente. Os valores variaram entre 22 e 101 ng TBT/l (muito acima do EAC definido pela OSPAR e das NQA definidas pela UE) e apresentaram um gradiente crescente do mar para o interior da Ria, sendo mais elevados junto a portos, estaleiros e marinas (Barroso et al., 2000). Na mesma altura analisou-se também a contaminação do sedimento em 20 estações de amostragem dentro da Ria, tendo sido observado um gradiente espacial atingindo valores de 156-211 µg TBT/kg ps (sedimento total) junto a portos, estaleiros e marinas (com exceção da marina de Ovar), e valores abaixo de 70 µg TBT/kg ps em locais mais afastados destas fontes de poluição. Todos estes valores estavam também muito acima do EAC definido pela OSPAR. Acompanhando a tendência espacial acima observada, registaram-se gradientes crescentes de *imposex* em *T. reticulata* desde a zona costeira até ao interior da Ria em locais junto das fontes de poluição (VDSI₍₄₎=0,0-4,0). Por sua vez, *N. lapillus* apresentou valores altos de *imposex* (VDSI=4,0-4,4), com fêmeas estéreis na proximidade do Terminal Químico do Porto de Aveiro. É importante que os estudantes compreendam que os impactes da poluição não se limitam a estas espécies. Várias outras espécies de gastrópodes apresentavam *imposex* e *L. littorea* apresentou *intersex* em vários pontos da Ria de Aveiro, fenómeno que interferia na

reprodução desta espécie. Organismos de outros taxa podiam também ser potencialmente afetados tendo em conta os níveis de contaminação da água na Ria de Aveiro. A aquacultura de *Crassostrea gigas* na Ria de Aveiro atravessava naquela altura uma grave crise devido à dificuldade de comercialização das ostras que adquiriam um formato de “bola”, muito provavelmente em consequência da poluição por TBT, uma vez que ocorre um crescimento anormal da concha desta espécie para concentrações superiores a 1,7 ng TBT/l (Alzieu, 1996, 2000). Por outro lado, sabe-se que concentrações de TBT na água superiores a 60 ng TBT/l reduzem a taxa de crescimento de larvas de amêijoa-boa (*Ruditapes decussatus*) (Coelho et al., 2001), um importante recurso pesqueiro na Ria de Aveiro. Outros efeitos em organismos marinhos e estuarinos podiam potencialmente ocorrer, dando-se alguns exemplos.

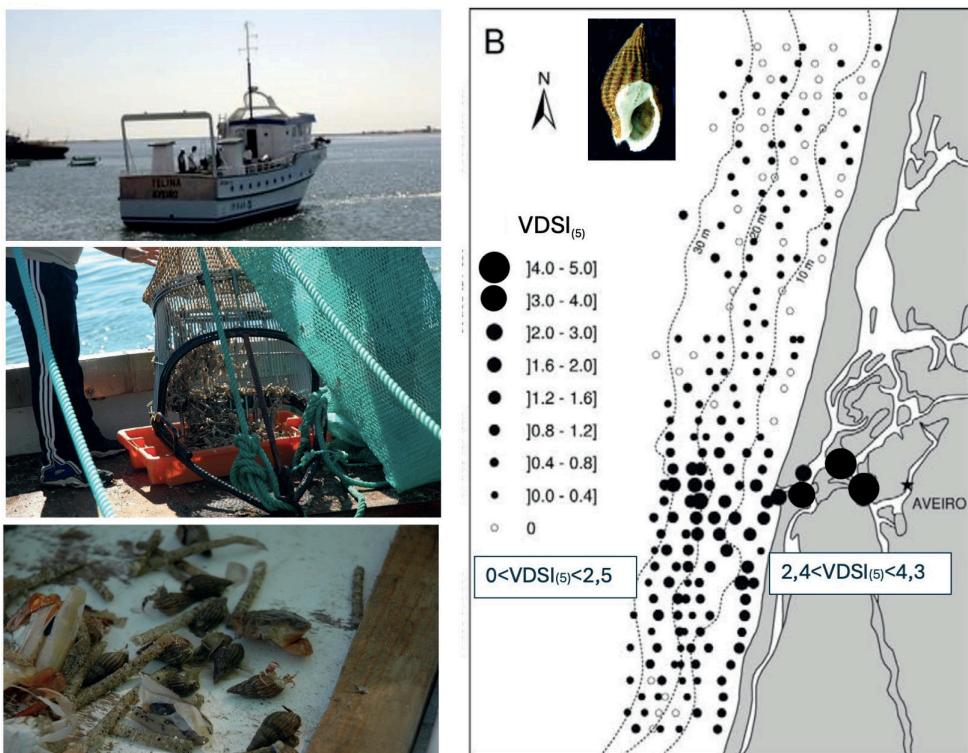


Figura 33. Distribuição espacial dos níveis de imposex de *Tritia reticulata* na região de Aveiro em 2004. É notório o gradiente espacial decrescente desde o interior da Ria de Aveiro - onde estão sediadas as principais fontes de poluição - até ao mar. Adaptado de Rato et al. (2006).

Tritia reticulata foi amostrada novamente em 2004 na Ria de Aveiro e na zona costeira adjacente, tendo sido analisados os níveis de imposex e contaminação dos tecidos por OE (Rato et al., 2006) (Fig. 33). Os valores mais elevados foram observados junto a fontes de poluição no interior deste sistema estuarino, com o máximo registado no Porto de Pesca Longínqua (VDSI₍₄₎=4, RPLI=80, %l=100, TBT=315 µg/kg ps). Embora na zona costeira os níveis de imposex nesta espécie fossem mais baixos do que na Ria, as

populações estavam também aqui extensivamente afetadas uma vez que foram observadas fêmeas com *imposex* em 80% dos 217 locais amostrados entre Esmoriz e Mira (até 34 m de profundidade), com valores de VDSI₍₄₎ entre 0 e 2,5, os quais aumentaram com a aproximação da embocadura da Ria de Aveiro. De facto, só foi possível encontrar amostras “sem *imposex*” a 4 ou mais km de distância da Barra. Como habitual, a concentração de TBT e TPT nestes animais apresentava uma correlação positiva significativa com os valores de *imposex*. A principal conclusão que se tira destes resultados é que embora a poluição por TBT fosse superior junto às principais fontes de poluição localizadas no interior da Ria de Aveiro, afetava também uma área muito extensa da plataforma continental adjacente (maior do que se supunha inicialmente).

*3.4.3. Evolução temporal dos níveis de imposex de *T. reticulata* e *N. lapillus* na costa portuguesa*

As várias campanhas de monitorização realizadas na costa portuguesa pela Equipa do DBio cobrem um período de 25 anos (1997-2022). O principal resultado a destacar diz respeito ao declínio acentuado dos níveis de *imposex* e da contaminação por OE em *T. reticulata* e *N. lapillus* após a implementação da Diretiva 2002/62/CE e do Regulamento (CE) Nº 782/2003. Para mostrar esta evolução começa-se por comparar os anos 2000 e 2014 (Laranjeiro et al., 2018). Relativamente a *T. reticulata*, existem 31 estações de amostragem comuns às campanhas realizadas em 2000 e 2014, sendo possível agrupá-las de acordo com as várias classes propostas pela OSPAR em cada ano, com base nos valores de VDSI₍₄₎. Lembra-se os estudantes que a qualidade ambiental decresce ao longo das classes A-E. Em 2000 havia 15 locais “E”, 10 locais “D”, 5 locais “C” e apenas 1 local “A-B”, enquanto em 2014 havia 3 locais “E”, 4 locais “D”, 8 locais “C” e 16 locais “A-B”. Houve uma recuperação da qualidade ambiental na costa portuguesa relativamente à poluição por TBT, no entanto, em 2014 o EcoQO ainda não tinha sido atingido em 15 locais amostrados (Fig. 34). É necessário, pois, verificar em próximas campanhas de monitorização se os objetivos da OSPAR conseguem ser atingidos - algo que será parcialmente avaliado pelos estudantes quando analisarem algumas amostras de *T. reticulata* colhidas na costa portuguesa (lição seguinte).

No que diz respeito a *N. lapillus*, é possível comparar os níveis de *imposex* em 12 estações de amostragem comuns às campanhas realizadas em 2000 e 2014. Em 2000 havia 6 locais “D”, 5 locais “C” e 1 local “B”, enquanto em 2014 todos os locais foram classificados com “B”, ou seja, o EcoQO foi atingido em todos eles (Fig. 34).

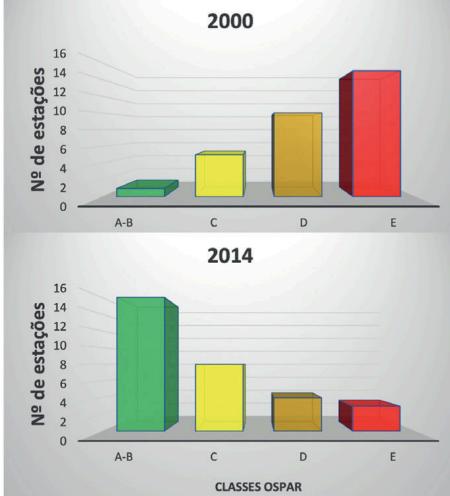
Estações de amostragem comuns

**Qualidade Ambiental
(classes de avaliação da
OSPAR)**

 **2000 versus 2014**
Tritia reticulata VDSI₍₄₎



EcoQO não atingido em 15 locais!



 ***Nucella lapillus***



EcoQO atingido em todos os locais amostrados!

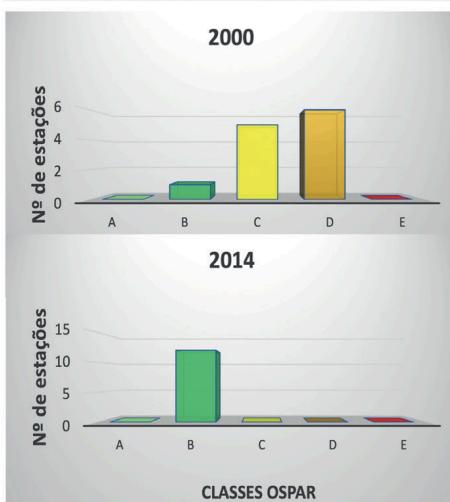


Figura 34. Evolução temporal da qualidade ambiental da costa portuguesa entre 2000 e 2014 relativamente à poluição por TBT. Os gráficos mostram o número de estações de amostragem em cada classe de avaliação da OSPAR (verde – melhor qualidade ambiental; vermelho – pior qualidade ambiental) para 31 locais comuns nos dois anos de amostragem de *Tritia reticulata* e 12 locais comuns de *Nucella lapillus*.

A diferença da recuperação entre as duas espécies é fácil de explicar: as estações de amostragem para *N. lapillus* situam-se em locais de costa aberta mais distantes de fontes de poluição e de tipologia distinta das de *T. reticulata*, estando *N. lapillus* ausente de zonas consideradas muito preocupantes. Isto realça a importância de se utilizar mais do que um bioindicador para monitorizar vastas áreas geográficas. Ao comparar a evolução do *imposex* ao longo dos anos (2000, 2003, 2006, 2008, 2011, 2014 e 2022) nota-se que *N. lapillus* apresentou uma redução de *imposex* mais pronunciada do que *T. reticulata*, porém esta diminuição parece ter abrandado nos últimos anos (gráficos não apresentados neste livro, apenas na aula, para evitar tornar-se muito extenso).

Mostra-se, seguidamente, a evolução do VDSI em *N. lapillus* na região de Aveiro entre 1997 e 2022. É evidenciado, mais uma vez, que os níveis de *imposex* baixaram a seguir à implementação da Diretiva 2002/62/CE e do Regulamento (CE) Nº 782/2003. Constatou-se, também, que após este declínio, o *imposex* estabilizou entre 2013 e 2019 com níveis muito baixos. Conclui-se, assim, que mesmo após a implementação da legislação comunitária e da Convenção AFS, o *imposex* continua a ocorrer nesta espécie por tempo indeterminado. Apresentam-se várias hipóteses que podem justificar esta prevalência temporal, nomeadamente: (i) contaminação secundária de OE a partir dos sedimentos e (ii) a presença de AFS com OE em embarcações (ou outras estruturas submersas). Relativamente à primeira hipótese, explica-se que os compostos de TBT apresentam baixa hidrossolubilidade e alta tendência para adsorção a material particulado, e por isso tendem a acumular-se nos sedimentos, sobretudo se estes tiverem um elevado conteúdo em matéria orgânica. Partículas de AFS provenientes das embarcações e estaleiros navais podem também acumular-se no sedimento. O tempo de meia-vida do TBT na coluna de água superficial varia geralmente entre 7-30 dias no verão e pode estender-se até 2 meses no inverno, mas abaixo da superfície dos sedimentos, tipicamente sob condições anóxicas, pode atingir vários anos (Fent, 2006; Langston & Pope, 1995). Uma vez que a adsorção do TBT ao sedimento é reversível, este composto pode passar lentamente para a água por difusão, ou mais rapidamente quando os sedimentos são remobilizados por causas naturais (ex.: bioturbação, correntes de maré, tempestades) ou antropogénicas (ex.: dragagens, pesca, motores de embarcações). Relativamente à segunda hipótese, é admissível existirem AFS antigos ainda presentes em embarcações abandonadas ou que haja uma utilização ilegal destes produtos. Não é fácil provar este último aspeto, mas existem sinais de que isso pode estar a acontecer em alguns locais restritos da costa portuguesa. Dá-se o exemplo de uma população de *N. lapillus* no sudoeste de Portugal (junto a um pequeno porto de pesca na Zambujeira do Mar, local que só foi incluído no programa de monitorização a partir de 2003) que não mostrou uma diminuição do *imposex* ao longo dos anos, exibindo em 2014 níveis altos com VDSI=3,7 e ocorrência de fêmeas estéreis. Suspeita-se, neste caso, que possa haver utilização de AFS com OE no reduzido número de pequenas embarcações (até 9 m de comprimento) que existem neste local. De facto, quando se compara a contaminação por TBT dos tecidos das fêmeas ao longo da costa entre 2000 e 2014 (em 10 estações comuns onde este parâmetro foi determinado) verifica-se que as concentrações diminuíram entre 2000 (mínimo-máximo = 72-353; média = 207; \pm desvio padrão = 93 µg TBT/kg ps) e 2014 (4-38; 26 \pm 10 µg TBT/kg ps), mas neste porto de pesca o valor foi de 132 µg TBT/kg ps em 2014 (o valor mais alto registado nesse ano). Este valor foi também superior ao encontrado em praias contíguas, o que significa que a poluição se manteve confinada a uma área muito restrita junto às embarcações (Laranjeiro et al., 2018).

4. CONCLUSÃO DA LIÇÃO

No final da lição os estudantes são convidados a resumir a informação mais importante obtida pela Equipa do DBio no decurso das campanhas de monitorização. Solicita-se, também, que comentem as vantagens e desvantagens da utilização do *imposex* como ferramenta de monitorização da poluição por TBT. Devem constatar que no virar do milénio a poluição por TBT afetava grandes extensões da costa, sendo mais elevada na proximidade de portos, estaleiros navais e marinas, que representavam as principais fontes de poluição. A quase totalidade das populações de *N. lapillus* e *T. reticulata* amostradas ao longo da costa estava afetada com níveis elevados de *imposex*, registando-se a ocorrência de fêmeas estéreis em várias estações de amostragem localizadas na proximidade de fontes de poluição. O docente explica que a Equipa do DBio publicou estes resultados em revistas de circulação internacional onde alertava para a necessidade de se implementar uma legislação mais restritiva ao uso do TBT. Muitos outros cientistas de várias partes do mundo, que trabalhavam neste tema, faziam a mesma recomendação perante resultados semelhantes. De facto, esta recomendação era muito importante, uma vez que em 1998 a maioria dos navios em todo o mundo utilizavam AFS com TBT (OSPAR, 2011), gerando impactes ambientais graves. Discute-se com os estudantes o papel da legislação, realçando que esta não deve ser vista como um travão ao desenvolvimento, como alegam alguns representantes do setor da indústria, mas antes como um instrumento para promover o desenvolvimento sustentável. Não se pretendia, neste caso, que a legislação penalizasse a utilização de sistemas antivegetativos, os quais são importantes para a indústria naval e, em certa medida, podem ser benéficas para o ambiente porque reduzem a emissão de gases com efeito de estufa (associada à diminuição do consumo de combustível) e impedem a disseminação de espécies exóticas. O verdadeiro objetivo da legislação é criar oportunidade para se desenvolverem sistemas antivegetativos igualmente eficazes, mas ambientalmente mais seguros, promovendo a substituição de sistemas nocivos por outros “mais amigos” do ambiente. Desta forma protegem-se os ecossistemas, a saúde pública e a economia, neste último caso, porque permite que outros setores (aquacultura, pescas, turismo, etc.) tenham a oportunidade de se desenvolver. Felizmente, a comunidade internacional reagiu positivamente a este desafio e mobilizou-se para proibir por completo a utilização de sistemas antivegetativos com OE, ao criar a Convenção AFS em 2001. Esta atitude revelou alguns aspetos muito positivos, nomeadamente: (i) a preocupação global crescente com a conservação do ambiente, (ii) a capacidade de coordenação de políticas a nível internacional e (iii) a importância das ciências ambientais para a tomada de decisão política. Relativamente a este último aspetto, destaca-se o papel da monitorização ambiental que permitiu uma contínua avaliação da eficácia da legislação e permitiu, assim, moldar progressivamente o texto da lei até à completa proibição da utilização de AFS-OE em navios, independentemente do seu tamanho. Devido a um atraso na sua ratificação a nível mundial, a Convenção AFS só entrou em vigor em 2008, mas a União Europeia foi exemplar neste domínio porque antecipou a sua implementação através da Diretiva 2002/62/

CE e do Regulamento (CE) Nº 782/2003. É interessante notar que o anúncio de todas estas medidas legislativas foi suficiente para que a indústria começasse a desenvolver, proativamente, alternativas à utilização de AFS-OE. Em resultado disso, de 2001 a 2003 quase não houve mais produção de AFS à base de TBT, tendo-se provavelmente esgotado o stock logo a seguir (OSPAR, 2011).

A Equipa do DBio observou, ao longo das várias campanhas de monitorização, uma redução rápida dos níveis de *imposex* na costa portuguesa a partir de 2003, comprovando a eficácia da legislação. No entanto, nos últimos anos existiam ainda locais que suscitavam elevada preocupação. Neste contexto, é colocada uma questão à turma: qual é a provável evolução futura da poluição por TBT na costa portuguesa? O docente reserva alguns minutos da lição para ouvir a opinião dos estudantes com o intuito de manter suspensa a curiosidade da turma para o trabalho programado para a semana letiva seguinte: análise de *imposex* em amostras de *T. reticulata* obtidas na costa portuguesa. Com esta abordagem, pretende-se captar o interesse dos alunos e envolvê-los na missão da Equipa do DBio, como se participassem na monitorização da costa portuguesa que se mantém ativa por mais anos.

Antes de terminar a lição, procura-se sensibilizar os estudantes para a importância de se publicarem os dados de monitorização ambiental. Salvo disposições contratuais em contrário, os dados obtidos devem ser rapidamente disponibilizados à sociedade, especialmente quando há financiamento público (dinheiro dos contribuintes). Isso permite que os dados fiquem definitivamente registados, não havendo o perigo de se perderem, mas o alcance desta medida vai para além disso. De facto, os dados são úteis para os gestores que assim podem aferir a adequabilidade das medidas implementadas no controlo da poluição, com vista ao seu eventual aperfeiçoamento. Os dados também são úteis para a comunidade académica e científica. Por exemplo, os investigadores podem estabelecer comparações sobre o nível ou o impacte da poluição entre diferentes pontos geográficos, ou desenvolver novas linhas de investigação relacionadas com o tema. Por outro lado, existe a obrigação ética de assegurar que os resultados científicos, qualquer que seja a sua natureza, sejam disponibilizados à sociedade, porque só uma sociedade informada consegue ser interventiva. No caso particular da monitorização da poluição, as pessoas têm o direito de estar informadas sobre a qualidade do ambiente em que vivem e o estado do planeta, de forma a exigir a adoção de políticas ambientais que garantam uma boa qualidade de vida e protejam o património natural e cultural. Só desta forma se consegue construir uma consciência coletiva rumo ao desenvolvimento sustentável. Embora a publicação de artigos e relatórios científicos cumpra os objetivos acima definidos, a especificidade técnica dos textos pode tornar a informação pouco acessível ao grande público. Por isso, recomenda-se que a informação seja também disponibilizada, sempre que possível, a públicos-alvo mais abrangentes, incluindo várias idades e níveis de literacia, utilizando uma linguagem de fácil compreensão. Termina-se a lição com a apresentação de alguns exemplos de como isso pode ser feito, mostrando-se bandas desenhadas realizadas para divulgação deste tema científico.

BIBLIOGRAFIA

- Albright, R., & Cooley, S. (2019). A review of interventions proposed to abate impacts of ocean acidification on coral reefs. *Regional Studies in Marine Science*, 29, 100612. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100612>
- Alzieu, C. (1996). Biological effects of tributyltin on marine organisms. In S. Mora (Eds.), *Tributyltin: case study of an environmental contaminant* (pp. 167-211). Cambridge Environmental Chemistry Series 8, Cambridge University Press. ISBN: 9780521105125.
- Alzieu, C. (2000). Environmental impact of TBT: The French experience. *Science of the Total Environment*, 258(1–2), 99–102. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00510-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00510-6).
- American Chemical Society (2024). [Internet] Disponível em: <<https://www.acs.org/content/acs/en/about/aboutacs.html>> [acedido em 21 de junho de 2024].
- Anónimo (2000a). Ports statistics. *Ports of Portugal*, 8 (Ano IV), pp. 27–30.
- Anónimo (2000b). Serviços, marinas e portos. *Navegar*, 22, p. 66.
- Arias, P. A., Bellouin, N., Coppola, E., Jones, R. G., Krinner, G., Marotzke, J., Naik, V., Palmer, M. D., Plattner, G.-K., Rogelj, J., Rojas, M., Sillmann, J., Storelvmo, T., Thorne, P. W., Trewin, B., Achuta Rao, K., Adhikary, B., Allan, R. P., Armour, K., ... Zickfeld, K. (2021). Technical summary. In V. Masson-Delmotte, 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, & B. Zhou (Eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 33–144). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.002>
- Barreiro, R., González, R., Quintela, M. & Ruiz, J.M. (2001). Imposex, organotin bioaccumulation and sterility of female *Nassarius reticulatus* in polluted areas of NW Spain. *Marine Ecology Progress Series*, 218, 203–212. doi: 10.3354/meps218203.
- Barroso, C.M. (2002). Utilização do imposex na monitorização da poluição por TBT na costa portuguesa, dando especial relevo ao gastrópode *Nassarius* (*Hinia*) *reticulatus* (L.). [Tese de Doutoramento]. Universidade de Aveiro. 215 p. Repositório Institucional da Universidade de Aveiro. <http://hdl.handle.net/10773/26034>.
- Barroso, C.M., Mendo, S. & Moreira, M.H. (2004). Organotin contamination in the mussel *Mytilus galloprovincialis* from portuguese coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 48(11-12), 1149–1153. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.03.006>.
- Barroso, C.M. & Moreira, M.H. (1998). Reproductive cycle of *Nassarius reticulatus* in the Ria de Aveiro, Portugal: implications for imposex studies. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 78(4), 1233–1246. <https://doi.org/10.1017/S0025315400044453>.
- Barroso, C.M. & Moreira, M.H. (2002). Spatial and temporal changes of TBT pollution along the Portuguese coast: Inefficacy of the EEC directive 89/677. *Marine Pollution Bulletin*, 44(6), 480–486. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00260-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00260-0).
- Barroso, C.M., Moreira, M.H. & Bebianno, M.J. (2002a). Imposex, female sterility and organotin contamination of the prosobranch *Nassarius reticulatus* from the Portuguese coast. *Marine Ecology Progress Series*, 230, 127–135. <https://doi.org/10.3354/meps230127>.

Barroso, C.M., Moreira, M.H. & Gibbs, P.E. (2000). Comparison of imposex and intersex development in four prosobranch species for TBT monitoring of a southern European estuarine system (Ria de Aveiro, NW Portugal). *Marine Ecology Progress Series*, 201, 221–232. <https://doi.org/10.3354/meps201221>.

Barroso, C.M., Moreira, M.H. & Richardson, C.A. (2005a). Age and growth of *Nassarius reticulatus* in the Ria de Aveiro, north-west Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(1), 151–156. <https://doi.org/10.1017/S0025315405010970h>.

Barroso, C.M., Nunes, M., Richardson, C.A. & Moreira, M.H. (2005b). The gastropod statolith: a tool for determining the age of *Nassarius reticulatus*. *Marine Biology*, 146(6), 1139–1144. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1516-2>.

Barroso, C.M., Reis-Henriques, M.A., Ferreira, M.S. & Moreira, M.H. (2002b). The effectiveness of some compounds derived from antifouling paints in promoting imposex in *Nassarius reticulatus*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(2), 249–255. <https://doi.org/10.1017/S0025315402005428>.

Bauer, B., Fioroni, P., Ide, I., Liebe, S., Oehlmann, J., Stroben, E. & Watermann, B. (1995). TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: a possible indicator of tributyltin pollution. *Hydrobiologia*, 309(1), 15–27. <https://doi.org/10.1007/BF00014468>.

Beiras, R., Fernández, N., González, J.J., Besada, V. & Schultze, F. (2002). Mercury concentrations in seawater, sediments and wild mussels from the coast of Galicia (NW Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 44(4), 345–349. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00291-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00291-0).

Blaber, S. (1970). The occurrence of a penis-like outgrowth behind the right tentacle in spent females of *Nucella lapillus* (L.). *Journal of Molluscan Studies*, 39(2-3), 231–233. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.mollus.a065097>.

Bochert, R. & Zettler, M.L. (2006). Effect of Electromagnetic Fields on Marine Organisms. In J. Koller, J. Koppel & P. Wolfgang (Eds.), *Offshore Wind Energy – Research on Environmental Impacts* (pp. 223-234). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34677-7_14.

Coelho, M.R., Fuentes, S. & Bebianno, M.J. (2001). TBT effects on the larvae of *Ruditapes decussatus*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81(2), 259–265. <https://doi.org/10.1017/S0025315401003721>.

Conti, M.E. (2008). *Biological Monitoring - Theory & Applications: Bioindicators and biomarkers for environmental quality and human exposure assessment*. 228 p. WIT Press. ISBN: 978-1-84564-002-6. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2453191/>.

Cortez, L., Quevauviller, P., Martin, F. & Donard, O.F. (1993). Survey of butyltin contamination in Portuguese coastal environments. *Environmental Pollution*, 82(1), 57–62. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90162-H](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90162-H)

Crutzen, P.J. & Stoermer, E.F. 2000. The “Anthropocene”. *Global Change Newsletter* 41: 17-18.

Cunningham, W.P. & Cunningham, M.A. (2012). *Environmental Science: a global concern* (12th ed.). 613 p. McGraw-Hill, New York. ISBN 978-0-07-131495-4.

Davies, T.W., Duffy, J.P., Bennie, J. & Gaston, K.J. (2014). The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(6), 347–355. <https://doi.org/10.1890/130281>.

Decisão n.º 2455/2001/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de Novembro de 2001. Jornal Oficial das Comunidades Europeias (15.12.2001; L 331/1). <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/309e2a94-6831-4bac-b15b-a9cac54cbae0/language-pt>.

Decreto-Lei n.º 54/93 do Ministério do Ambiente e Recursos Naturais. Diário da República n.º 48/1993, Série I-A de 1993-02-26. <https://data.dre.pt/eli/dec-lei/54/1993/02/26/p/dre/pt/html>.

Decreto-Lei n.º 77/2006 do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Diário da República n.º 64/2006, Série I-A de 2006-03-30. <https://data.dre.pt/eli/dec-lei/77/2006/03/30/p/dre/pt/html>.

Decreto-Lei n.º 239/2007 do Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior (2007). Diário da República n.º 116/2007, Série I de 2007-06-19. <https://data.dre.pt/eli/dec-lei/239/2007/06/19/p/dre/pt/html>.

Decreto-Lei n.º 108/2010 Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Diário da República n.º 199/2010, Série I de 2010-10-13. <https://data.dre.pt/eli/dec-lei/108/2010/10/13/p/dre/pt/html>.

Decreto-Lei nº 236/98 do Ministério do Ambiente. Diário da República n.º 176/1998, Série I-A de 1998.08.01. <https://data.dre.pt/eli/dec-lei/236/1998/08/01/p/dre/pt/html>.

Díez, S., Lacorte, S., Viana, P., Barceló, D. & Bayona, J.M. (2005). Survey of organotin compounds in rivers and coastal environments in Portugal 1999-2000. *Environmental Pollution*, 136(3), 525–536. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.011>.

Diretiva 89/677/CEE do Conselho, de 21 de Dezembro de 1989. Jornal Oficial das Comunidades Europeias (30.12.89; L 398/19). <http://data.europa.eu/eli/dir/1989/677/oj>.

Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias (22.12.2000; L 327/1). <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>.

Diretiva 2002/62/CE da Comissão, de 9 de Julho de 2002. Jornal Oficial das Comunidades Europeias (12.7.2002; L 183/58). <http://data.europa.eu/eli/dir/2002/62/oj>.

Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de Junho de 2008. Jornal Oficial da União Europeia (25.6.2008; L 164/19). <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj>.

Diretiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Dezembro de 2008. Jornal Oficial da União Europeia (24.12.2008; L 348/84). <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj>.

Diretiva 2010/63/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de Setembro de 2010. Jornal Oficial da União Europeia (20.10.2010; L276/33). <http://data.europa.eu/eli/dir/2010/63/oj>.

Dulio, V., Bavel, B., Brorström-Lundén, E., Harmsen, J., Hollender, J., Schlabach, M., Slobodník, J., Thomas, K. & Koschorreck, J. (2018). Emerging pollutants in the EU: 10 years of NORMAN in support of environmental policies and regulations. *Environmental Sciences Europe*, 30(5), 1-13. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0135-3>.

EC (European Commission) (2007). The Montreal Protocol. 24 p. Brussels, Belgium. Disponível em: https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/docs/montreal_prot_en.pdf.

EC (European Commission) (2018). Commission General Report on the operation of REACH and review of certain elements - conclusions and actions (5.3.2018, SWD (2018), 58 final, PART 1/7). 133 p. Brussels, Belgium. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52018DC0116&from=EN>.

EC (European Commission) (2019). *The European Green Deal*. COM (2019) 640 final. 24 p. Brussels, Belgium. Disponível em https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_1&format=PDF.

ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals) (2005). Risk Assessment of PBT Chemicals. ECETOC technical report No. 98. 126 p. Brussels, Belgium. Disponível em <https://www.ecetoc.org/wp-content/uploads/2014/08/ECETOC-TR-098-.pdf>.

Ellen MacArthur Foundation, McKinsey & Company, & World Economic Forum (2016). The new plastics economy: Rethinking the future of plastics (72 p.). Ellen MacArthur Foundation. https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/ce100/The_New_Plastics_Economy_Recycling_the_future.pdf

Emma, B. (2016). A review of the evidence of electromagnetic field (Emf) effects on marine organisms. *Research & Reviews: Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 4(4), 22-26. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34677-7_14.

FAO. 2024. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action*. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd0683en>

Feeare, C.J. (1970). Aspects of the ecology of an exposed shore population of dogwhelks *Nucella lapillus* (L.). *Oecologia*, 5(1), 1–18. <https://doi.org/10.1007/BF00345973>.

Fent, K. (2006). Worldwide occurrence of organotins from antifouling paints and effects in the aquatic environment. In I. Konstantinou (Eds.), *Handbook of Environmental Chemistry* (5: 71-100). Springer. <https://doi.org/10.1007/11555148>.

FlightAware. (n.d.). FlightAware. Consultado em 22 fev de 2024. <https://www.flightrightaware.com>

Galante-Oliveira, S., Oliveira, I., Santos, J.A., Lourdes Pereira, M., Pacheco, M. & Barroso, C.M. (2010). Factors affecting RPSI in imposex monitoring studies using *Nucella lapillus* (L.) as bioindicator. *Journal of Environmental Monitoring*, 12, 1055–1063. <https://doi.org/10.1039/B921834C>.

Galgani, F., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Janssen, C., Fleet, D., Franeker, J., Katsanevakis, S. & Maes, T. (2010). *Marine Strategy Framework Directive - task group 10 report marine litter*. N. Zampoukas (Ed.), JRC Scientific and Technical Reports, European Commission Joint Research Centre. 48 p. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. <https://doi.org/10.2788/86941>.

Gibbs, P.E. (1999). Biological effects of contaminants: use of imposex in the dogwhelk (*Nucella lapillus*) as a bioindicator of tributyltin pollution. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*, 24, 29 pp. <http://dx.doi.org/10.25607/OPB-272>.

Gibbs P.E. & Bryan, G.W. (1996). TBT-induced imposex in neogastropod snails: masculinization to mass extinction. In S. Mora (Eds.), *Tributyltin: case study of an environmental contaminant*. Cambridge Environmental Chemistry Series 8 (pp. 212-236). Cambridge University Press. ISBN: 9780521105125.

Gibbs, P.E., Bryan, G.W., Pascoe, P.L. & Burt, G.R. (1987). The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 67(3), 507–523. <https://doi.org/10.1017/S0025315400027260>.

Gosling, E. (2003). *Bivalve molluscs: biology, ecology and culture*. 456 p. Wiley-Blackwell, Oxford. ISBN: 978-0-852-38234-9.

Gregory, M.R. & Ryan, P.G. (1997). Pelagic plastics and other seaborne persistent synthetic debris: A review of southern hemisphere perspectives. In J. Coe & D. Rogers (Eds.), *Marine Debris - Sources, Impacts and Solutions* (pp. 49–66). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8486-1_6.

Herb, W.R., Janke, B., Mohseni, O. & Stefan, H.G. (2008). Thermal pollution of streams by runoff from paved surfaces. *Hydrological Processes*, 22(7), 987-999. <https://doi.org/10.1002/hyp.6986>.

IEA (International Energy Agency) (2017). *World Energy Outlook 2017*. IEA, Paris. <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2017>.

Instituto da Mobilidade e dos Transportes (2018). *Estatística portuária, Dezembro de 2017*. Departamento de Regulamentação e Licenciamento de Actividades Marítimo-Portuárias, Instituto da Mobilidade e dos Transportes, I.P., Lisboa, 27 de Novembro de 2018, 13 p.

Instituto Nacional de Estatística (2000). *Estatísticas da Pesca 1999*. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa, 96 p. ISSN 0377-225X.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Lee, H., Romero J. (ed). 115 p. IPCC. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2018). *Global Warming of 1.5°C*. Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.). 616 p. Geneva, Switzerland, https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/06/SR15_Full_Report_Low_Res.pdf.

Langston, W.J. & Pope, N.D. (1995). Determinants of TBT adsorption and desorption in estuarine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 31(1-3): 32-43. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)91269-M](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)91269-M).

Lamborg, C.H., Hammerschmidt, C.R., Bowman, K.L., Swarr, G.J., Munson, K.M., Ohnemus, D.C., Lam, P.J., Heimbürger, L., Rijkenberg, M.J.A. & Saito, M.A. (2014). A global ocean inventory of anthropogenic mercury based on water column measurements. *Nature*, 512, 65-68. <https://doi.org/10.1038/nature13563>.

Laranjeiro, F., Sánchez-Marín, P., Barros, A., Galante-Oliveira, S., Moscoso-Pérez, C., Fernández-González, V. & Barroso, C. (2016). Triphenyltin induces imposesh in *Nucella lapillus* through an aphalllic route. *Aquatic Toxicology*, 175, 127–131. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.03.005>.

Laranjeiro, F., Sánchez-Marín, P., Oliveira, I.B., Galante-Oliveira, S. & Barroso, C. (2018). Fifteen years of imposesh and tributyltin pollution monitoring along the Portuguese coast. *Environmental Pollution*, 232, 411–421. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.056>.

Lei n.º 19/2014 da Assembleia da República. Diário da República n.º 73/2014, Série I de 2014-04-14. <https://data.dre.pt/eli/lei/19/2014/04/14/p/dre/pt/html>.

Lei n.º 58/2005 da Assembleia da República (2005). Diário da República n.º 249/2005, Série I-A de 2005-12-29. <https://data.dre.pt/eli/lei/58/2005/12/29/p/dre/pt/html>.

Oehlmann, J., Bauer, B., Minchin, D., Schulte-Oehlmann, U., Fioroni, P. & Markert, B. (1998). Imposesh in *Nucella lapillus* and intersex in *Littorina littorea*: interspecific comparison of two TBT-induced effects and their geographical uniformity. *Hydrobiologia*, 378, 199–213. <https://doi.org/10.1023/A:1003218411850>.

Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booya, T., Mohamad, P., Le Quang, D., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., Karapanagio, H., Weerts, S., Mcclurg, T., Burres, E., Smith, W., Van Velkenburg, M., Lang, J., Lang, R., Laursen, D., Danner, B., Stewardson, N. & Thompson, R.C. (2009). International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1437–1446. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>.

OSPAR (1997). *Joint meeting of the Oslo and Paris commissions*. Brussels: 2-5 september 1997. (Agreement 1997-15, Annex 6, Ref. 3.14). OSPAR Commission, 2 p.

OSPAR (1998a). *Ministerial Meeting of the OSPAR Commission, Sintra, 22-23 July 1998. Main results*. OSPAR Commission, 110 p. ISBN 0 946955 78 6.

OSPAR (1998b). *JAMP Guidelines for Contaminant-specific Biological Effects Monitoring* (Ref. No: 1998-3). OSPAR Commission, 38 p.

OSPAR (1999). *CEMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota* (OSPAR Agreement 1999-02). OSPAR Commission, 126 p.

OSPAR (2002). *CEMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Sediments* (OSPAR Agreement 2002-16). OSPAR Commission, 118 p.

OSPAR (2005). *North Sea Pilot Project on Ecological Quality Objectives. Background Document on the Ecological Quality Objective on imposeshell in dog whelks Nucella lapillus* (2005/247). Biodiversity Series. OSPAR Commission, 11 p. ISBN 1-904426-86-7.

OSPAR (2008). *JAMP Guidelines for Contaminant-specific Biological Effects* (OSPAR Agreement 2008-09, Ref. No: 2008-9). OSPAR Commission, 48 p.

OSPAR (2010). *The Ospar System of Ecological Quality Objectives for the North Sea. Update 2010*. Quality Status Report 2010. OSPAR Commission, 16 pp.

OSPAR (2011). *Background document on organic tin compounds (535/2011)*. OSPAR Commission, 34 p. ISBN 978-1-907390-76-0.

OSPAR (2013). *Background document and technical annexes for biological effects monitoring. Update 2013*. Publication Number: 589/2013. OSPAR Commission, 239 p. ISBN 978-1-909159-22-8.

Peña, J., Guerra, M., Gaudencio, M.J. & Kendall, M. (1988). The occurrence of imposeshell in the gastropod *Nucella lapillus* at sites in Spain and Portugal. *Lurralde*, 11, 445–451. ISSN 0211-5891.

Peng, C., Zhao, X. & Liu, G. (2015). Noise in the sea and its impacts on marine organisms. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(10), 12304–12323. <https://doi.org/10.3390/ijerph121012304>.

Pereira, M.E., Lillebø, A.I., Pato, P., Válega, M., Coelho, J.P., Lopes, C.B., Rodrigues, S., Cachada, A., Otero, M., Pardal, M.A. & Duarte, A.C. (2009). Mercury pollution in Ria de Aveiro (Portugal): a review of the system assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155(1), 39–49. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0416-1>.

Pessoa, M. & Oliveira, J. (1997). Imposeshell on Portuguese neogastropods: preliminary results. *J. Rech. Océanographique*, 22(2), 67–71.

Phelps, H.L. & Page, D.S. (1997). Tributyltin biomonitoring in Portuguese estuaries with the Portuguese Oyster (*Crassostrea angulata*). *Environmental Technology*, 18(12), 1269–1276. <https://doi.org/10.1080/09593331808616649>.

Poot, H., Ens, B., Vries, H., Donners, M., Wernand, M., Marquet, J. (2008). Green Light for Nocturnally Migrating Birds. *Ecology and Society* 13(2): 47.

Quevauviller, P., Lavigne, R., Pinel, R. & Astruc, M. (1989). Organo-tins in sediments and mussels from the Sado estuarine system (Portugal). *Environmental Pollution*, 57(2), 149–166. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90007-9](https://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90007-9).

Rato, M., Sousa, A., Quintã, R., Langston, W. & Barroso, C. (2006). Assessment of inshore/offshore tributyltin pollution gradients in the Northwest Portugal continental shelf using *Nassarius reticulatus* as a bioindicator. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(12), 3213–3220. <https://doi.org/10.1897/06-167R.1>.

Rato, M., Russel-Pinto, F. & Barroso, C. (2009). Assessment of digenetic parasitism in *Nassarius reticulatus* (L.) along the Portuguese coast: Evaluation of possible impacts on reproduction and imposex expression. *The Journal of Parasitology*, 95(2), 327–336. <https://doi.org/10.1645/GE-1732.1>.

Regulamento (CE) N° 782/2003 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 14 de Abril de 2003. Jornal Oficial da União Europeia (9.5.2003; L 115/1). <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/d80dd0f4-0102-4f38-ade2-f034bb741b0b/language-pt>

Regulamento CE nº 1907/2006 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 18 de Dezembro de 2006 (2006R1907 – PT – 10.04.2014 – 018.001 – 4). <http://data.europa.eu/eli/reg/2006/1907/2014-04-10>.

Resolução do Conselho de Ministros nº 25/93. Diário da República n.º 88/1993, Série I-B de 1993-04-15. <https://data.dre.pt/eli/resolconsmin/25/1993/04/15/p/dre/pt/html>.

Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kummu, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., Petri, S., Porkka, M., Rahmstorf, S., Schaphoff, S., Thonicke, K., Tobian, A., Virkki, V., Wang-Erlandsson, L., Weber, L., & Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, 9(36), eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>

Ritchie, H., & Roser, M. (2019). *Half of the world's habitable land is used for agriculture*. Our World in Data. <https://ourworldindata.org/global-land-for-agriculture>

Ritchie, H., & Roser, M. (2022). *Environmental impacts of food production*. Our World in Data. <https://ourworldindata.org/environmental-impacts-of-food>

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R., Fabry, V., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. (2009). A safe operating environment for humanity. *Nature*, 461(24): 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>.

Santos, M.M., Vieira, N. & Santos, A.M. (2000). Imposex in the Dogwhelk *Nucella lapillus* (L.) along the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 40(7), 643–646. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00017-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00017-5).

Santos, M.M., Ten Hallers-Tjabbes, C.C., Santos, A.M. & Vieira, N. (2002). Imposex in *Nucella lapillus*, a bioindicator for TBT contamination: re-survey along the Portuguese coast to monitor the effectiveness of EU regulation. *Journal of Sea Research*, 48(3), 217–223. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(02\)00166-1](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(02)00166-1).

Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J., Fioroni, P. & Bauer, B. (1997). Imposex and reproductive failure in *Hydrobia ulvae* (Gastropoda: Prosobranchia). *Marine Biology*, 128(2), 257–266. <https://doi.org/10.1007/s002270050090>.

Smith, B.S. (1971). Sexuality in the American mud-snail, *Nassarius obsoletus* (Say, 1822). *Journal of Molluscan Studies*, 39(5), 377–378. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.mollus.a065117>.

- Smith, B.S. (1980). The estuarine mud snail, *Nassarius obsoletus*: abnormalities in the reproductive system. *Journal of Molluscan Studies*, 46(3), 247–256. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.mollus.a065539>.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., & Ludwig, C. (2015a). The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review*, 2(1), 81–98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>
- Steffen, B.W., Richardson, K., Rockström, J., Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs R., Carpenter S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B. & Sörlin, S. (2015b). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223): 1–11. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.
- Stroben, E., Oehlmann, J. & Fioroni, P. (1992a). The morphological expression of imposex in *Hinia reticulata* (Gastropoda: Buccinidae): a potential indicator of tributyltin pollution. *Marine Biology*, 113(4), 625–636. <https://doi.org/10.1007/BF00349706>.
- Stroben, E., Oehlmann, J. & Fioroni, P. (1992b). *Hinia reticulata* and *Nucella lapillus*. Comparison of two gastropod tributyltin bioindicators. *Marine Biology*, 114, 289–296. <https://doi.org/10.1007/BF00349532>.
- Sutton, M., Bleeker, A., Bekunda, M., Grizzetti, B., de Vries, W., van Grinsven, H., Abrol, Y., Adhya, T., Billen, G., Davidson, E., Datta, A., Diaz, R., Erisman, J., Liu, X., Oenema, O., Palm, C., Raghuram, N., Reis, S., Scholz, R., Sims, T., Westhoek, H. & Zhang, F. (2013). *Our nutrient world: The challenge to produce more food and energy with less pollution*. 128 p. Centre for Ecology and Hydrology (CEH). Edinburgh, UK. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.47.1.569>.
- Tasker, M.L., Amundin, M., Andre, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S. & Zakharia, M. (2010). *Marine Strategy Framework Directive - task group 11 report, underwater noise and other forms of energy*. N. Zampoukas (Ed.), JRC Scientific and Technical Reports, European Commission Joint Research Centre. 59 p. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. <https://doi.org/10.2788/87079>.
- Titley-O'Neal, C.P., Munkittrick, K.R. & MacDonald, B.A. (2011). The effects of organotin on female gastropods. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(9), 2360–2388. <https://doi.org/10.1039/c1em10011d>.
- Truhault, R. (1977). Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1(2), 151–173. [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(77\)90033-1](https://doi.org/10.1016/0147-6513(77)90033-1).
- UN (United Nations) (1982). Convention on the Law of the Sea, Dec. 10, 1982. 1833 U.N.T.S. 3, 397; 21 I.L.M. 1261. 208 p. United Nations. https://www.un.org/depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf.
- UN (United Nations) (2015). *Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development*. 21 October 2015, A/RES/70/1. 35 p. United Nations. <https://www.refworld.org/docid/57b6e3e44.html>.
- UN (United Nations) (2017). *The first global integrated marine assessment: World Ocean Assessment I*. 973 p. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/9781108186148>.
- UN (United Nations) (2019). *World Population Prospects 2019: Highlights*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division (ST/ESA/SER.A/423). 40 p. United Nations, New York. ISBN: 978-92-1-148316-1
- UN (United Nations) (2024). *World Population Prospects 2024: Summary of Results*. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division (UN DESA/POP/2024/TR/NO. 9). 60 p. United Nations, New York. ISBN: 9789210031691
- UNCTAD (United Nations Conference on Trade and Development) (2024). *Review of maritime transport 2024: Navigating maritime chokepoints*. UNCTAD. https://unctad.org/system/files/official-document/rmt2024ch2_en.pdf

UNEP (United Nations Environment Programme) (2016). *Radiation: effects and sources* (DEW/1937/NA). 57 p. UNEP. ISBN: 978-92-807-3517-8. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7790/-Radiation_Effects_and_sources-2016Radiation_-_Effects_and_Sources.pdg.pdf?sequence=1&isAllowed=

Verutes, G., Huang, C., Estrella, R., & Loydd, K. (2014). Exploring scenarios of light pollution from coastal development reaching sea turtle nesting beaches near Cabo Pulmo, Mexico. *Global Ecology and Conservation*, 2, 170–180.

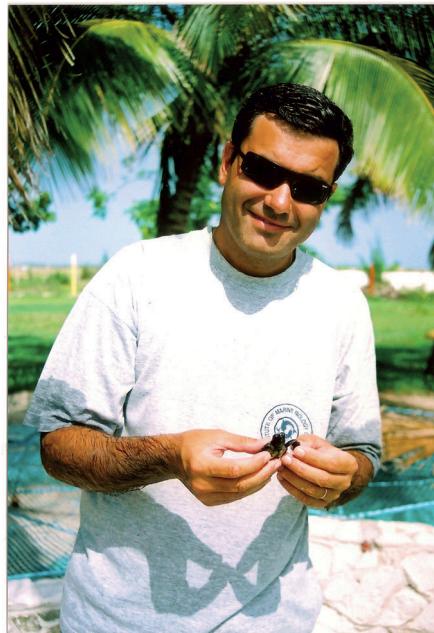
Wackernagel, M. & Galli, A. (2007). An overview on ecological footprint and sustainable development: A chat with Mathis Wackernagel. *International Journal of Ecodynamics*, 2(1), 1-9. <https://doi.org/10.2495/ECO-V2-N1-1-9>.

Zalasiewicz, J., Waters, C. N., Williams, M., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Crutzen, P., Ellis, E., Ellis, M. A., Fairchild, I. J., Grinevald, J., Haff, P. K., Hajdas, I., Leinfelder, R., McNeill, J. R., Odada, E. O., Poirier, C., Richter, D., Steffen, W., Summerhayes, C., Syvitski, J. P. M., Vidas, D., Wagreich, M., Wing, S. L., Wolfe, A. P., An, Z., & Oreskes, N. (2015). When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. *Quaternary International*, 383, 196–203. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.11.045>

SOBRE O AUTOR

Carlos Miguel Miguez Barroso nasceu em Lisboa no dia 30 de Setembro de 1964. Concluiu o Ensino Secundário em 1982, ingressando nesse ano na Faculdade de Medicina de Santa Maria (Universidade de Lisboa), tendo frequentado, com aproveitamento, o primeiro ano do curso de medicina. Em 1983 transferiu-se para a Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa onde se licenciou em Biologia (Ramo de Recursos Faunísticos e Ambiente) em 1988. Entre 1989 e 1990 trabalhou numa empresa de Promoção de Atividades Piscícolas como Técnico de Aquacultura. Em 1991 ingressou como docente no Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro (UA), onde permanece até agora. Na UA fez Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica em 1995, obteve o Doutoramento em Biologia em 2002 e a Agregação em 2021. Ao longo da sua carreira na UA tem desenvolvido atividades de docência, investigação e gestão universitária.

Endereço de e-mail do autor: poluicao2025@gmail.com



GUIA DE ESTUDO

Poluição

Vol. 1 - Poluição Marinha



www.atenaeditora.com.br



contato@atenaeditora.com.br



[@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)



www.facebook.com/atenaeditora.com.br

GUIA DE ESTUDO

Poluição

Vol. 1 - Poluição Marinha

- 🌐 www.atenaeditora.com.br
- ✉️ contato@atenaeditora.com.br
- ⌚ [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
- FACEBOOK www.facebook.com/atenaeditora.com.br