



Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações

Autor(es): Feio, Maria João (ed.); Ferreira, Verónica (ed.)

Publicado por: Imprensa da Universidade de Coimbra

URL persistente: URI:<http://hdl.handle.net/10316.2/45877>

DOI: DOI:<https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7>

Accessed : 6-Mar-2019 16:13:49

A navegação consulta e descarregamento dos títulos inseridos nas Bibliotecas Digitais UC Digitalis, UC Pombalina e UC Impactum, pressupõem a aceitação plena e sem reservas dos Termos e Condições de Uso destas Bibliotecas Digitais, disponíveis em <https://digitalis.uc.pt/pt-pt/termos>.

Conforme exposto nos referidos Termos e Condições de Uso, o descarregamento de títulos de acesso restrito requer uma licença válida de autorização devendo o utilizador aceder ao(s) documento(s) a partir de um endereço de IP da instituição detentora da supramencionada licença.

Ao utilizador é apenas permitido o descarregamento para uso pessoal, pelo que o emprego do(s) título(s) descarregado(s) para outro fim, designadamente comercial, carece de autorização do respetivo autor ou editor da obra.

Na medida em que todas as obras da UC Digitalis se encontram protegidas pelo Código do Direito de Autor e Direitos Conexos e demais legislação aplicável, toda a cópia, parcial ou total, deste documento, nos casos em que é legalmente admitida, deverá conter ou fazer-se acompanhar por este aviso.



MARIA JOÃO FEIO
VERÓNICA FERREIRA
(EDS.)

IMPRESA DA
UNIVERSIDADE
DE COIMBRA
COIMBRA
UNIVERSITY
PRESS

RIOS DE PORTUGAL

COMUNIDADES,
PROCESSOS E ALTERAÇÕES

O livro *Rios de Portugal: Comunidades, Processos e Alterações* surge num contexto em que se reconhece a grande importância dos rios para a sociedade e em que há um intenso desenvolvimento científico e técnico sobre os ecossistemas aquáticos em Portugal. Em 17 capítulos da autoria de diversos investigadores portugueses pretendeu-se cobrir as várias áreas de investigação ligadas aos rios. Assim, este livro começa pelos aspectos físicos fundamentais dos rios: a hidrologia e a sedimentologia. Seguem-se oito capítulos dedicados aos organismos aquáticos: algas, fungos e bactérias, vegetação aquática e ribeirinha, invertebrados, peixes, anfíbios e répteis, mamíferos, e aves. Os capítulos seguintes abordam as atividades antrópicas que causam fortes alterações na qualidade dos ecossistemas, a monitorização ecológica, e a restauração de setores degradados dos rios. O penúltimo capítulo diz respeito à última secção dos rios, antes do mar, os estuários. E finalmente o último capítulo aborda as fontes termo-minerais que estão também fortemente ligadas aos cursos de água.



I N V E S T I G A Ç Ã O



EDIÇÃO

Imprensa da Universidade de Coimbra
Email: imprensa@uc.pt
URL: http://www.uc.pt/imprensa_uc
Vendas online: <http://livrariadaimprensa.uc.pt>

COORDENAÇÃO EDITORIAL

Imprensa da Universidade de Coimbra

CONCEÇÃO GRÁFICA

Imprensa da Universidade de Coimbra

IMAGEM DA CAPA

rio Águeda by Bernardo Quintella

INFOGRAFIA

Mickael Silva

EXECUÇÃO GRÁFICA

KDP

ISBN

978-989-26-1623-0

ISBN DIGITAL

978-989-26-1624-7

DOI

<https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7>

MARIA JOÃO FEIO
VERÓNICA FERREIRA
(EDS.)

IMPRESA DA
UNIVERSIDADE
DE COIMBRA
COIMBRA
UNIVERSITY
PRESS

RIOS DE PORTUGAL

COMUNIDADES,
PROCESSOS E ALTERAÇÕES

(Página deixada propositadamente em branco)

Os autores agradecem às seguintes entidades financiadoras:

Ana Luís: FCT pela bolsa SFRH/BPD/99448/2014 e projeto estratégico UID/GEO/04035/2013

Ana M. M. Gonçalves: FCT pela bolsa SFRH/BPD/97210/2013, através dos projetos estratégicos UID/MAR/04292/2013 e UID/AMB/50017, e projeto PORBIOTA — E-Infraestrutura Portuguesa de Informação e Investigação em Biodiversidade (POCI-01-0145-FEDER-022127).

Ana Raquel Calapez: FCT pela bolsa FLUVIO PD\BD\52510\2014

António José Calado, Carmen Elias, Salomé FP Almeida, Sandra Carla Craveiro: FCT pelo projecto estratégico UID/GEO/04035/2013

Catarina S. Mateus, Carlos M. Alexandre: FCT pelas bolsas SFRH/BPD/109672/2015 e SFRH/BPD/108582/2015 e pelo projeto estratégico UID/MAR/04292/2013

Cristina Delgado: Governo da Xunta de Galicia (Espanha) e o Fundo Social Europeu pelo contrato pós-doutoral I2C_2014

Fernanda Cássio: FCT pelo projecto estratégico UID/BIA/04050/2013

Fernando Sequeira: FCT pelos projetos UID/BIA/50027/2013 e POCI-01-0145-FEDER-006821

Filipe Ribeiro: FCT pelo projecto FRISK (PTDC/AAG-MAA/0350/2014) e pelo projeto estratégico UID/MAR/04292/2013

Francisca C. Aguiar: FCT pela bolsa SFRH/BPD/112417/2015 e projeto estratégico UID/AGR/00239/2013

Helena Gonçalves: FCT pela bolsa SFRH/BPD/102966/2014

Isabel Lopes: FCT pelo projecto Generosi (PTDC/BIA-BIC/3488/2012), contrato IF/00475/2013 e projecto estratégico UID/AMB/50017/2013

João M. Neto: FCT pelo projecto estratégico UID/MAR/04292/2013 e programa integrado SR&TD “Smart Valorization of Endogenous Marine Biological Resources Under a Changing Climate” (Centro-01-0145-FEDER-000018)

João Oliveira: FCT pelo projeto estratégico UID/AGR/00239/2013

João Pedroso de Lima e Isabel Pedroso de Lima: projeto HIRT – PTDC/ECM-HID/4259/2014 – POCI-01-0145-FEDER-016668; ação COST HARMONIOUS CA16219; e GO Lis - PDR2020-101-030913.

Leonel Pereira, Jaime A. Ramos, Pedro Dinis, Paula Chainho, José Lino Costa: FCT pelo projeto estratégico UID/MAR/04292/2013

Lígia Pinto: FCT/MCTES (PIDDAC) pelo projecto UID/EEA/50009/2013

Margarida Santos-Reis, Francisco Petrucci-Fonseca, Nuno M. Pedroso: FCT pelo projecto estratégico UID/BIA/00329/2013 e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP processo nº 2014/08601-6)

Maria da Conceição Freitas: FCT pelo projecto estratégico UID/GEO/50019/2013 – IDL

Maria Helena Novais: projecto ALOP (ALT20-03-0145-FEDER-000004) e projecto UID/GEO/04683/2013

Maria João Feio, Sónia Serra: FCT pelo projecto AQUAWEB (PTDC/AAC-AMB/105297/2008) e projecto estratégico UID/MAR/04292/2013

Miguel A. Carretero: projeto NORTE-01-0145-FEDER-000007

Olímpia Sobral: FCT pelo projecto PTDC/AAG-GLO/3896/2012, projecto estratégico UID/MAR/04292/2013 e bolsa DPA-56-16-310 (do projecto exploratório IF/00129/2014)

Pedro Anastácio: FCT pelo projeto estratégico UID/MAR/04292/2013 e ReDEFine (POCI-01-0145-FEDER-029368)

Pedro M. Raposeiro: FCT pela bolsa SFRH/BPD/99461/2014 e pelo projeto estratégico UID/BIA/50027/2013

Pedro Pinto Santos: FCT pelo projeto financiado FORLAND (PTDC/ATP-GEO/1660/2014)

Pedro R. Almeida, Bernardo R. Quintella, Catarina S. Mateus e Carlos M. Alexandre: FEDER e Alentejo 2020 pelo projeto GAMEFISH (ALT20-03-0145-FEDER-000016)

Pedro Segurado: FCT pelo contrato IF/01304/2015 e projeto estratégico UID/AGR/00239/2013

Rui Rebelo: FCT pelos projectos PEst-OE/BIA/UI0329/2014 e UID/BIA/00329/2013

Samantha Jane Hughes: FEDER/COMPETE/POCI pelo projeto POCI-01-0145-FEDER-006958 e FCT pelo projeto estratégico UID/AGR/04033/2013

Sandra Carla Craveiro: FCT pela bolsa SFRH/BPD/68537/2010

Seena Sahadevan: FCT pelo projecto PTDC/AAG-GLO/3896/2012, projeto estratégico UID/MAR/04292/2013 e bolsa SFRH/BPD/103865/2014

Sofia Duarte: FCT pela bolsa SFRH/BPD/109842/2015 e projecto estratégico PEst-C/BIA/UI4050/2014

Verónica Ferreira: FCT pelo projeto estratégico UID/MAR/04292/2013 e contrato IF/00129/2014

Vítor Gonçalves: FEDER/COMPETE/POCI pelo projeto POCI-01-0145-FEDER-006821 e FCT pelo projeto estratégico UID/BIA/50027/2013

Zara Teixeira: Projecto SUSpENsE (CENTRO-01-0145-FEDER-000006) e FCT pelo projecto estratégico UID/MAR/04292/2013

(Página deixada propositadamente em branco)

SUMÁRIO

Capítulo 1. Introdução	19
1. Rios e sua dimensão histórica e política.....	20
2. Livro Rios de Portugal	22
Capítulo 2. Hidrologia	29
1. Rios e ciclo da água.....	30
2. Principais rios e bacias hidrográficas	33
3. Clima e regime dos rios.....	34
4. Observar, caracterizar e modelar os rios	36
4.1. Monitorização da rede fluvial	36
4.2. Investigação hidrológica	36
4.3. Modelação hidrológica e hidráulica	38
4.4. Novas tecnologias	39
5. Usos múltiplos dos rios e ações antrópicas	40
5.1. Obras hidráulicas.....	40
5.2. Navegabilidade dos rios.....	43
5.3. Cheias	44
6. Outras leituras	48
7. Referências bibliográficas	48
Capítulo 3. Sedimentos	51
1. Importância dos sedimentos fluviais.....	52
2. Classificação de sedimentos.....	56

3. Fatores determinantes da sedimentogénese em bacias de drenagem	59
3.1. Fisiografia	59
3.2. Clima.....	60
3.3. Aspetos locais das bacias de drenagem	61
4. Sedimentos nos rios portugueses.....	63
5. Efeito das acções antrópicas no volume e composição dos sedimentos	68
6. Outras leituras	71
7. Referências bibliográficas	71
Capítulo 4. Algas	75
1. Algas nos rios	76
2. Habitats e importância ecológica das algas	78
3. Tipos de algas mais frequentes/abundantes em rios	79
3.1. Cianobactérias.....	79
3.1.1. Citologia e diversidade morfológica.....	79
3.1.2. Papel como indicadoras.....	80
3.1.3. Biodiversidade e toxicidade de cianobactérias	81
3.1.4. Biotecnologia e cianobactérias.....	82
3.2. Dinophyceae (dinoflagelados)	83
3.2.1. Citologia e diversidade morfológica.....	83
3.2.2. Ecologia	86
3.2.3. Estudos desenvolvidos	86
3.3. Diatomáceas.....	87
3.3.1. Citologia e diversidade morfológica.....	87
3.3.2. Estudos desenvolvidos	88
3.3.3. Papel como indicadoras.....	89
3.3.4. Diatomáceas de ambientes extremos: zonas mineiras.....	90
4. Outras leituras	92
5. Referências bibliográficas	92

Capítulo 5. Fungos e bactérias	97
1. Decompositores microbianos em rios e ribeiros	98
2. Hifomicetes aquáticos	100
2.1. Descoberta dos hifomicetes aquáticos e sua importância no processo de decomposição da matéria orgânica	100
2.2. Distribuição dos hifomicetes aquáticos em rios e ribeiros	104
3. Leveduras e outros fungos aquáticos	108
4. Bactérias	108
5. Principais agentes de stress antropogénico e os seus impactos nos fungos e bactérias	109
5.1. Efeito do enriquecimento em nutrientes	109
5.2. Efeito das alterações climáticas	110
5.3. Efeito de alterações na floresta	111
5.4. Efeito de contaminantes persistentes e emergentes	113
6. Utilização de técnicas moleculares na deteção de fungos aquáticos	115
7. Outras leituras	116
8. Referências bibliográficas	117
Capítulo 6. Plantas aquáticas e florestas ribeirinhas	123
1. Flora e vegetação em rios portugueses	124
2. Flora e comunidades aquáticas	126
3. Florestas ribeirinhas	129
4. Espécies exóticas e invasoras	133
5. Habitats e espécies protegidas e sua conservação	136
6. Gestão da vegetação aquática	139
7. Outras leituras	144
8. Referências bibliográficas	144
Capítulo 7. Invertebrados	147
1. Invertebrados aquáticos e sua diversidade	148

2. Importância dos invertebrados	151
3. Alimentação	151
4. Hábitos de vida.....	152
5. Adaptações morfológicas e comportamentais	153
6. Variabilidade das comunidades com os tipos de rios portugueses.....	156
7. Macroinvertebrados como bioindicadores.....	157
8. Endemismos.....	159
9. Espécies ameaçadas	162
10. Invertebrados invasores	163
11. Outras leituras	165
12. Referências bibliográficas	165
Capítulo 8. Peixes.....	171
1. Características gerais dos habitats dulciaquícolas portugueses.....	172
1.1. Fatores ambientais que condicionam a distribuição dos peixes.....	172
1.2. Ambientes lóticos <i>vs</i> ambientes lênticos.....	173
1.3. Noção de contínuo ecológico.....	174
1.4. Rios permanentes e rios temporários	176
2. Caracterização das associações piscícolas.....	178
2.1. Aspectos filogeográficos.....	178
2.2. Águas salmonícolas <i>vs</i> águas ciprinícolas.....	179
2.3. Principais famílias de peixes ocorrentes em água doce.....	180
2.3.1. Espécies nativas	182
2.3.2. Espécies não indígenas	183
2.3.3. Espécies migradoras (diádromas e potamódromas)	183
3. Ameaças à conservação dos peixes nativos e medidas de mitigação	184
3.1. Perda de habitat.....	184
3.2. Sobrepesca e furtivismo.....	188

3.3. Processos de introdução e dispersão de espécies não indígenas.....	190
3.4. Aquecimento global	192
4. Utilização dos peixes como indicadores de qualidade ecológica.....	193
4.1. Resposta dos peixes à degradação do ambiente aquático	193
4.2. Índices de integridade piscícola	195
5. Outras leituras	196
6. Referências bibliográficas	197
Capítulo 9. Anfíbios e répteis.....	203
1. A herpetofauna dos rios e ribeiros de Portugal.....	204
2. Ribeiros de montanha	206
2.1. Salamandra-lusitânica (<i>Chioglossa lusitanica</i>)	207
2.2. Rã-ibérica (<i>Rana iberica</i>).....	209
2.3. Sapo-parteiro-comum (<i>Alytes obstetricans</i>)	209
2.4. Lagarto-de-água (<i>Lacerta schreiberi</i>).....	210
3. Ribeiros de planície	211
3.1. Salamandra-de-pintas-amarelas (<i>Salamandra salamandra</i>).....	212
3.2. Tritão-de-ventre-laranja (<i>Lissotriton boscai</i>)	213
3.3. Sapo-parteiro-ibérico (<i>Alytes cisternasii</i>).....	214
3.4. Sapo-comum (<i>Bufo spinosus</i>).....	215
3.5. Cobra-de-água-viperina (<i>Natrix maura</i>).....	215
4. Rios.....	217
4.1. Rã-verde (<i>Pelophylax perezii</i>).....	217
4.2. Cágado-de-carapaça-estriada (<i>Emys orbicularis</i>)	218
4.3. Cágado-mediterrânico (<i>Mauremys leprosa</i>)	219
4.4. Cobra-de-água-de-colar (<i>Natrix astreptophora</i>).....	220
5. Ameaças à herpetofauna dos ribeiros e rios de Portugal.....	221
6. Herpetofauna exótica	222

7. Herpetofauna como bioindicador.....	224
8. Outras leituras	227
9. Referências bibliográficas	228
Capítulo 10. Aves.....	233
1. Um rio do ponto de vista das aves	235
2. Rios portugueses e as aves	239
2.1. Grandes rios e aves aquáticas.....	239
2.2. Grandes rios e aves rupícolas	241
2.3. Pequenos rios e ribeiros e aves ripárias	242
3. Importância da galeria ripária para as aves nidificantes e invernantes	243
4. Aves como indicadores da qualidade do rio e da galeria ripária	246
5. Alteração dos rios e da galeria ripária: impacto sobre as comunidades de aves.....	247
6. Outras leituras	248
7. Referências bibliográficas	248
Capítulo 11. Mamíferos.....	251
1. História e adaptações dos mamíferos ao meio aquático	252
2. Diversidade de mamíferos de água doce em Portugal	253
2.1. Espécies nativas	255
2.1.1. Musaranho-de-água (<i>Neomys anomalus</i>)	255
2.1.2. Toupeira-de-água (<i>Galemys pyrenaicus</i>).....	258
2.1.3. Rata-de-água (<i>Arvicola sapidus</i>)	261
2.1.4. Lontra euroasiática (<i>Lutra lutra</i>)	263
2.2. Visão-americano (<i>Neovison vison</i>), espécie invasora	267
2.3. Outros mamíferos que usam a água	271
3. Mamíferos aquáticos como indicadores da qualidade ambiental dos rios	273
4. Outras leituras	274
5. Referências bibliográficas	274

Capítulo 12. Processos ecológicos e serviços	281
1. Pequenos ribeiros de floresta	282
2. Decomposição de folhas	284
2.1. Método dos sacos de rede para determinação da taxa de decomposição de detritos vegetais	285
2.2. Fases da decomposição.....	287
2.3. Decompositores microbianos	290
2.4. Invertebrados fragmentadores	291
3. Fatores que a afetam a decomposição e sensibilidade a alterações ambientais induzidas pelas atividades humanas.....	292
3.1. Uma experiência de fertilização <i>in situ</i>	295
3.2. Uma experiência de aquecimento <i>in situ</i>	297
4. Decomposição de folhas como indicador de qualidade ambiental	299
5. Produção primária	301
6. Produção secundária.....	303
7. Serviços prestados pelos ecossistemas fluviais	305
8. Referências bibliográficas	307

Capítulo 13. Alterações globais dos rios: pressões antropogénicas e alterações climáticas	313
1. Pressões sobre os ecossistemas aquáticos	314
2. Pressões diretas e indiretas sobre os ecossistemas.....	315
2.1. Distribuição das pressões antropogénicas pelas regiões hidrográficas portuguesas.....	316
2.2. Efeito das pressões individuais sobre as comunidades aquáticas e processos.....	322
3. Alterações climáticas em Portugal.....	326
3.1. Influência das alterações climáticas sobre os rios e seus ecossistemas.....	328
3.2. Intensificação das pressões antropogénicas pelas alterações climáticas.....	329
4. Referências bibliográficas	330

Capítulo 14. Monitorização ecológica dos rios portugueses.....	335
1. Monitorização ecológica.....	336
2. Elementos de avaliação da qualidade ecológica	337
2.1. Macroinvertebrados bentónicos	337
2.2. Macrófitos	340
2.3. Fitobentos (diatomáceas)	344
2.4. Peixes.....	346
2.5. Hidromorfologia e o River Habitat Survey	349
2.6. Panorama nacional: resultados de monitorização	351
3. Outras leituras	354
4. Referências bibliográficas	354
Capítulo 15. Conservação e restauro fluvial	359
1. Necessidade de restauração fluvial	360
2. Restauro ecológico e socio-ecologia	362
3. Abordagens, tipologias e formas de intervenção	363
4. Território fluvial.....	367
5. Infraestruturas verdes	368
6. Planeamento do restauro e conceitos chave	371
7. Caso de estudo de requalificação fluvial: o rio Odelouca.....	373
8. Referências bibliográficas	377
Capítulo 16. Estuários.....	381
1. Definição de estuário.....	382
2. Tipologia dos estuários portugueses.....	385
3. Características hidromorfológicas	386
4. Características físico-químicas.....	389
5. Pressões antropogénicas	391
6. Fauna e flora estuarinas.....	395
6.1. Macroalgas	395
6.2. Ervas marinhas.....	398

6.3. Plantas de sapal.....	399
6.4. Plâncton.....	401
6.4.1. Fitoplâncton.....	401
6.4.2. Zooplâncton.....	403
6.5. Invertebrados bentónicos.....	405
6.6. Peixes.....	406
6.7. Aves aquáticas.....	409
7. Aquacultura.....	412
8. Espécies não indígenas.....	414
9. Outras leituras.....	416
10. Referências bibliográficas.....	417

Capítulo 17. Fontes termo-minerais em

Portugal continental e ilhas dos Açores.....	423
1. Águas termo-minerais.....	424
2. Tipos de águas termo-minerais.....	425
3. Distribuição das águas termais.....	427
3.1. No Mundo.....	427
3.2. Em Portugal continental.....	428
3.3. Nas ilhas dos Açores.....	432
4. Organismos que habitam as fontes termais.....	434
4.1. Cianobactérias.....	435
4.2. Algas eucariotas.....	437
6. Outras leituras.....	438
7. Referências bibliográficas.....	439

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

Manuel A.S. Graça¹, Rui M.V. Cortes², Verónica Ferreira³ & Maria João Feio⁴

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mgraca@ci.uc.pt

²Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, rcortes@utad.pt

³MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, veronica@ci.uc.pt

⁴MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mjf@ci.uc.pt

Resumo: Os rios acompanham a história do Homem, das civilizações e do desenvolvimento das cidades. Atualmente, a preocupação com os efeitos das alterações climáticas e a preservação da qualidade e quantidade da água doce no Mundo e dos ecossistemas aquáticos tornaram-se questões prementes para a sociedade humana. Neste capítulo analisamos a sua importância cultural e política através dos tempos, desde as primeiras civilizações até aos nossos dias. Descreve-se ainda brevemente os componentes dos rios e dos seus ecossistemas ao longo dos capítulos do livro **Rios de Portugal. Comunidades, Processos e Alterações**, e que refletem a investigação que tem vindo a ser feita em Portugal nesta área.

Palavras-chave: ecossistemas, flora e fauna aquáticas, história dos rios, política da água, serviços

1. Rios e sua dimensão histórica e política

Historicamente, as populações humanas foram-se estabelecendo nas margens dos rios e dos seus estuários. Muitas das grandes civilizações da antiguidade surgiram ligadas aos rios de onde obtinham água para consumo, rega, alimento (principalmente peixe), vias de transporte e outros serviços como um clima mais ameno, e zonas de lazer. São exemplo disso, os acadianos e os sumérios na Mesopotâmia, que se estabeleceram entre os rios Tigre e o Eufrates, os egípcios nas margens do rio Nilo, os chineses nas margens dos rios Amarelo e Yangtse, ou os indianos no vale do rio Indo. Já os romanos foram exímios na utilização da água dos rios, desenvolvendo complexas obras hidráulicas e de saneamento, que permitiram construir banhos públicos, termas e sistemas de rega e abastecimento a residências particulares. Foram ainda os primeiros a atribuir aos rios um valor económico importante, ao desenvolverem sistemas de medição do consumo de água e a taxar a sua utilização.

Ainda hoje as grandes cidades, como Paris, Londres, Nova Iorque, Rio de Janeiro, estão localizadas nas margens de rios, incluindo os seus estuários. Também em Portugal, as cidades mais antigas estão na margem de rios e a navegabilidade dos maiores rios portugueses, do Douro ao Guadiana, permitiu ainda a colonização de zonas mais remotas no interior do país, numa altura em que não existiam estradas.

A água doce foi sempre um elemento essencial na evolução das sociedades humanas, tanto na revolução agrícola como na revolução industrial. Foi o acesso a água em abundância que permitiu a revolução agrícola, com a conseqüente sedentarização das populações que resultou na formação de Estados. A água dos rios fez mexer moinhos e a roda hidráulica foi usada para moer cereais, azeitonas e, mais tarde, minérios e as primeiras máquinas da revolução industrial (embora rapidamente substituídas pelo vapor e o carvão). Hoje em dia as águas dos rios movem as turbinas das centrais hidroeléctricas que em

Portugal geram cerca de 40–50% da eletricidade que consumimos. Os rios são ainda uma fonte de alimento, especialmente os seus peixes.

A luta pela propriedade da água, principalmente em épocas mais secas, foi e é cada vez mais uma causa política e económica. Um estudo recente sugere que grande parte dos conflitos presentes (p.ex., guerra do Darfur no Sudão, o surgimento do Boko Haram na Nigéria, o surgimento do autodenominado estado Islâmico no Iraque e na Síria e ainda a guerra na República Centro Africana e no Chade), assim como muitos dos conflitos na história da humanidade, podem estar relacionados com disputas por água¹. De acordo com este estudo, as alterações climáticas (aumento da temperatura ou precipitação extrema) levam a um aumento substancial na frequência de violência interpessoal e na frequência de conflitos intergrupais. Mais perto, na Península Ibérica, os transvases de água dos rios Ebro ou Tejo para regiões mais ao sul originaram grandes protestos públicos.

Com as alterações climáticas e o aumento da frequência e duração de períodos de seca extrema, a escassez de água em zonas secas do planeta, como é o caso das zonas áridas e semi-áridas, e as zonas Mediterrânicas como o sul de Portugal, tornou mais flagrante a necessidade de gerir e preservar a qualidade das águas doces superficiais. Não só a quantidade de água disponível para consumo humano ou para o funcionamento dos ecossistemas diminui, como esta alteração leva à perda de qualidade da mesma, por aumento da concentração de nutrientes e outros poluentes, ou pela salinização. Presentemente, 40% dos habitantes do mundo têm já uma quantidade de água insuficiente para a higiene mínima e o relatório da *UN World Water Development*² indica que nos próximos 20 anos a quantidade de água disponível vai diminuir mais 30%.

A água doce e, conseqüentemente, os rios são por tudo isto também um instrumento de poder e de luta política, existindo mesmo o termo “hidropolítica” que se refere ao estudo sistemático do conflito e cooperação entre estados sobre os recursos aquáticos, que transcende

as fronteiras internacionais. Já no começo do século XXI, a Diretiva Quadro da Água de 2000 (DQA)³ veio alterar o conceito de Água, que passou oficialmente de um produto comercial a um património a ser protegido e defendido independentemente da sua utilização. A DQA teve ainda outros aspetos inovadores como: (i) propor uma avaliação holística das massas de água, mais centrada nos elementos biológicos; (ii) incluir todo o tipo de massas de água, desde os rios e lagos aos estuários e zonas costeiras, bem como as águas subterrâneas; (iii) obrigar todos os países membros a recuperar as suas massas de água para o “Bom Estado Ecológico”; (iii) estabelecer cooperações para a gestão de rios transfronteiriços; (iv) adotar o princípio de poluidor-pagador; (v) propor o equilíbrio entre os interesses do ambiente e de quem dele depende; (vi) fomentar a participação ativa de todos os interessados, incluindo organizações não governamentais (ONGs) e comunidades locais na gestão dos recursos aquáticos, e, finalmente, (vii) juntar todos os países da Europa na preservação dos ecossistemas aquáticos, obrigando-os a colaborações e compromissos, e a criarem um enquadramento legislativo nacional semelhante na área da gestão dos recursos hídricos. Como resultado, houve sem dúvida um grande desenvolvimento de projetos e conhecimento científico sobre os ecossistemas aquáticos europeus incluindo os portugueses, especialmente no que respeita à biologia e ecologia dos bioindicadores (como as algas, plantas aquáticas, invertebrados e peixes), à caracterização do meio físico e ao estabelecimento de métodos de classificação do estado biológico e ecológico, tendo em conta a variabilidade existente no nosso território.

2. Livro Rios de Portugal

É neste contexto da importância dos rios para a sociedade e de um intenso desenvolvimento científico e técnico em Portugal sobre

os ecossistemas aquáticos que surge o livro **Rios de Portugal: Comunidades, Processos e Alterações**. Neste livro procura-se fazer um levantamento do conhecimento atual juntando investigadores portugueses responsáveis pela evolução do conhecimento e cobrindo as diversas áreas de investigação ligadas aos rios. Não é tarefa fácil compilar num livro a totalidade da informação obtida sobre os rios de Portugal, pelo que optamos por limitar a exposição a alguns aspetos fundamentais.

Assim, começamos pelos aspectos físicos fundamentais dos rios: a hidrologia (Capítulo 2) e os sedimentos (Capítulo 3). Portugal está coberto de pequenas linhas de água, que se agrupam em rios cada vez maiores e formam as várias bacias hidrográficas, tal como a do Mondego (o maior rio que corre totalmente em território nacional) ou as dos rios internacionais Douro, no norte, Tejo, no centro, e Guadiana no sul de Portugal. O escoamento da água dos rios transportando sedimentos e materiais dissolvidos contribui para desenhar os vales. Já a composição dos sedimentos é influenciada pelo relevo, geomorfologia e clima. As variações de precipitação condicionam os regimes fluviais, muito variáveis, de norte (rios mais perenes) a sul (rios temporários) e entre estações do ano (verões secos e invernos húmidos). A gestão dos caudais, a monitorização da rede hidrográfica portuguesa, a previsão de cheias e as características dos sedimentos fluviais são áreas de investigação que têm vindo a ser desenvolvidas em Portugal. Estes aspetos estruturais dos rios condicionam o tipo de ecossistemas, comunidades e processos que vamos encontrar nos diversos tipos de rios nacionais.

Os rios estão entre os sistemas mais biodiversos do planeta: albergam cerca de 6% de todas as espécies conhecidas apesar das águas doces corresponderem somente a 0,001% da água do planeta. Em Portugal a distribuição das comunidades aquáticas segue o gradiente climático norte-sul e também um gradiente leste-oeste, correspondente para muitos rios ao seu gradiente longitudinal, da

nascente (montante) para jusante. Um dos elementos conspícuos dos ecossistemas aquáticos são as algas (Capítulo 4). As algas unicelulares, e em especial as diatomáceas, têm sido estudadas em todo o país e usadas como bioindicadores. Para isso contribui o nosso conhecimento sobre a sua sensibilidade a alterações ambientais, tais como o aumento da concentração de nutrientes e de alguns poluentes e até alterações morfológicas dos rios. As diatomáceas encontram-se também em ambientes extremos como é o caso das fontes termais (Capítulo 17). O norte de Portugal e as ilhas vulcânicas dos Açores são ricas nestas fontes de água quente. O enriquecimento em fósforo de lagoas e barragens pode criar condições para o crescimento exacerbado de algumas algas que têm a particularidade de produzir toxinas. Estes *blooms* de algas têm sido monitorizados em várias barragens de Portugal, especialmente por poderem produzir toxinas capazes de afetar os peixes e a saúde humana.

Também as bactérias e os fungos aquáticos têm um papel muito importante nos ecossistemas ribeirinhos, degradando material orgânico (folhas e outros restos de plantas que entram nos rios) e incorporando esta fonte de energia em biomassa que servirá de alimento para invertebrados e finalmente peixes, anfíbios, répteis e outros consumidores (Capítulo 5). Estudos sobre estes decompositores em Portugal têm sido feitos maioritariamente em rios no centro e norte, havendo uma grande lacuna para os rios do sul, com características mais Mediterrânicas, e das ilhas.

Dentro da água, e nas margens dos rios, encontramos plantas aquáticas (Capítulo 6). Os corredores fluviais (i.e., zonas ripárias) são zonas de uma grande diversidade de plantas (alojam cerca de 30% das plantas vasculares do nosso país) com funções ecológicas de grande importância uma vez que atuam como refúgios de flora e fauna, atenuam cheias, minimizam a erosão e as flutuações de temperatura nas águas, e fornecem energia para os consumidores na forma

de material orgânico. As zonas ripárias são também muito suscetíveis à colonização de espécies não nativas, algumas invasoras, como a cana (*Arundo donax*). As próprias águas dos rios e lagos estão a ser igualmente invadidas por espécies muito agressivas como é o caso do jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*), com consequentes custos ambientais e económicos.

Outros organismos importantes, alguns dos quais consomem restos vegetais, e já um pouco maiores (visíveis a olho nu) são os invertebrados aquáticos (Capítulo 7). Estes ocupam uma posição relevante nas cadeias alimentares nos rios e lagos: fazem a transferência de energia da base das cadeias tróficas (alimentando-se de algas, fungos, bactérias, restos vegetais) para níveis tróficos mais elevados (ao servirem de alimento a outros invertebrados, peixes, anfíbios e aves). Uma vez que a maioria dos macroinvertebrados na água tem uma fase voadora, eles são também uma importante fonte de alimento para organismos terrestres. Em Portugal temos muitos invertebrados endémicos da Península Ibérica e várias espécies ameaçadas. Existem espécies exóticas (não indígenas) que são, em si, uma ameaça à biodiversidade e à economia, como é o caso do lagostim-vermelho da Luisiana (*Procambarus clarkii*), do caranguejo-peludo-chinês (*Eriocheir sinensis*) ou da amêijoia-asiática (*Corbicula fluminea*). Finalmente, os macroinvertebrados encontram-se em todas as massas de água e a sua ecologia é, em geral, bem conhecida e por esta razão têm sido utilizados como indicadores de qualidade ecológica dos rios.

Os peixes são certamente os organismos mais representativos e icónicos dos rios (Capítulo 8). Os trabalhos sobre distribuição de peixes e sobre a sua biologia e ecologia são bem numerosos em Portugal. Estão citadas 64 espécies de peixes para Portugal, sendo 45 nativas, das quais 28 são endémicas. Em geral, as albufeiras, por serem sistemas altamente artificializados, possuem uma grande proporção e biomassa de espécies não nativas. Um dos grandes problemas da fauna ictiica é a destruição do habitat mas particularmente a presença

de estruturas (p.ex., barragens) que impedem ou limitam a conectividade longitudinal dos rios. Este problema é particularmente grave no caso das muitas espécies que efetuam movimentos migratórios, como a lampreia.

Entre as margens e o leito do rio movem-se os anfíbios e répteis, alguns dos quais endêmicos (Capítulo 9). Os anfíbios são especialmente importantes em zonas húmidas, incluindo lagoas e massas de águas temporárias, embora algumas espécies ocorram em pequenos rios. Outro grupo de organismos com representatividade nos cursos de água e zonas húmidas, incluindo os estuários, são as aves (Capítulo 10). Entre estas destacam-se as aves aquáticas, que nos visitam principalmente durante o inverno, pela sua abundância, diversidade e estatuto de conservação. Nas zonas mais a montante são poucas as espécies verdadeiramente ligadas aos rios, mas as zonas ripárias têm um papel fundamental nas populações de aves em geral, quer por permitirem a nidificação, quer pela abundância de insetos que, quando adultos, abandonam as águas servindo assim de presas.

Entre os mamíferos não existem muitas espécies aquáticas portuguesas mas há dois casos emblemáticos: a lontra (*Lutra lutra*) e a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*) (Capítulo 11). Enquanto a primeira espécie parece em expansão, com distribuição em quase todo o território (tirando partido da invasão do lagostim-vermelho da Luisiana que utiliza na sua dieta alimentar), a toupeira-de-água tem visto a sua área de distribuição severamente limitada nos anos recentes pela destruição do habitat e contaminação. Também entre os mamíferos há espécies exóticas, como é o caso do visão-americano (*Neovison vison*), encontrado no rio Minho.

Nos ecossistemas ribeirinhos ocorrem processos ecológicos funcionalmente importantes. A produção primária e a decomposição do material orgânico são dois destes processos. Os pequenos rios recebem grandes quantidades de material orgânico produzido pela vegetação ripária, cuja decomposição permite a re-incorporação

de nutrientes pela cadeia alimentar. Estudos no centro e norte de Portugal (Capítulo 12) têm mostrado que pequenas variações nas condições químicas das águas e na vegetação das zonas ripárias podem alterar as taxas de decomposição em pequenos ribeiros, com consequências para a reciclagem de nutrientes.

As atividades antrópicas (antropogénicas) causam fortes alterações na qualidade dos ecossistemas levando à perda de biodiversidade, alteração na estrutura das comunidades e nos processos funcionais (Capítulo 13). São particularmente importantes os problemas de alterações de caudais, contaminações por atividades industriais e agrícolas, impermeabilização dos solos nas zonas urbanas e, ainda, invasões biológicas. Outras ameaças aos ecossistemas aquáticos e cujas respostas precisam ser melhor estudadas incluem as alterações globais no regime de temperatura e precipitação, alterações na cobertura vegetal e os fogos florestais. De forma a avaliar o efeito destas pressões sobre os ecossistemas, a Diretiva Quadro da Água (DQA) veio obrigar os estados membros a desenvolverem sistemas de monitorização ecológica (Capítulo 14), focados nos elementos biológicos (diatomáceas, macrófitos, invertebrados e peixes) acompanhados por uma avaliação hidromorfológica e físico-química. Para cada um destes elementos foram desenvolvidos em Portugal protocolos de amostragem padronizados, índices de qualidade e obtiveram-se avaliações de qualidade ecológica das massas de água para todo o país. No entanto, não basta monitorizar, e devem ser tomadas medidas para recuperar, restaurar ou reabilitar setores dos rios. Alguns passos já foram dados nesse sentido (Capítulo 15) e é de esperar que mais trabalhos deste tipo venham a ser feitos em Portugal. Tendo as civilizações nascido junto aos rios, não deveremos esquecer que muitos dos conflitos da humanidade e o colapso de civilizações antigas ocorreu por falta de água.

No final dos rios encontramos os estuários (Capítulo 16). Estas zonas são muito particulares já que fazem a ligação do rio com o mar

e contemplam uma grande variação sazonal e diária na temperatura, salinidade e nutrientes dissolvidos. Eles têm a particularidade de ser menos diversos que as zonas de água doce, já que nem todas as espécies conseguem suportar alterações ambientais drásticas diárias. No entanto, os estuários caracterizam-se pela elevada produtividade. Os estuários em Portugal são zonas de elevado interesse conservacionista para aves e para a reprodução de peixes e têm também vindo a ser monitorizados no âmbito da DQA e da mais recente Diretiva Quadro Estratégia Marinha⁴.

Espera-se que este livro contribua para o desenvolvimento de uma consciência ecológica que reconheça a diversidade de ambientes e organismos dos rios portugueses e os impactos que as populações humanas têm sobre estes, contribuindo para uma mudança de comportamentos com vista à preservação destes ambientes que fornecem serviços preciosos a essas mesmas populações (p.ex., água de boa qualidade, alimento, espaços de lazer e contemplação, etc).

3. Referências bibliográficas

- ¹Hsiang S.M., Burke M. & Miguel E. 2013. Quantifying the influence of climate on human conflict. *Science* 341: 1235367
- ²World Water Assessment Programme (WWAP). 2003. *UN World Water Development Report 1: Water for People, Water for Life*. UNESCO
- ³Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Oficial Com. Europeias* L327: 1-72
- ⁴Comissão Europeia. 2008. Directiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de Junho de 2008, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política para o Meio Marinho (Directiva Quadro «Estratégia Marinha»). *J. Oficial Com. Europeias* L164: 19-40

CAPÍTULO 2

HIDROLOGIA

João L.M.P. de Lima¹, M. Isabel P. de Lima² & Rui Rodrigues³

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, plima@dec.uc.pt

²MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, iplima@uc.pt

³LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Portugal, rjrodrigues@lnec.pt

Resumo: Os rios são cursos de água doce que se desenvolvem à superfície da Terra, entre a sua nascente e a foz, onde desaguam, que pode ser o mar, outro rio ou até um lago. Há muitas décadas que os rios são estudados de forma sistemática, tentando compreender como interatuam com o clima, a litologia e a tectónica, qual o seu regime hidrológico, a sua variabilidade interanual e intra-anual. Os rios de Portugal não são exceção devido à sua importância geoestratégica, influenciando muito a atividade económica e social, e sendo um elemento essencial à sustentabilidade de ecossistemas e desenvolvimento da população. Neste capítulo são identificados de forma sumária os principais rios e bacias hidrográficas de Portugal, a sua importância e enquadramento, a influência do clima e antrópica, e a investigação sobre estes temas. Referem-se também aspetos como a monitorização fluvial,

a modelação de sistemas, as obras hidráulicas e as cheias fluviais e urbanas.

Palavras-chave: cheias, hidrologia de superfície, linhas de água, recursos hídricos, rede fluvial

1. Rios e ciclo da água

A Hidrologia, enquanto ciência da Terra que estuda a ocorrência, a distribuição, o movimento e as propriedades da água na atmosfera, na superfície e no subsolo¹⁻³, cruza-se com outras áreas do saber. Como resultado tem-se a expansão do conhecimento existente das diversas fases do ciclo da água, o que conduz à melhor percepção do que são os rios: locais onde se verifica a presença da água sob a forma de escoamento superficial, condicionado por diferentes fatores e elementos⁴.

A modelação do relevo é feita em grande medida pelos rios que transportam água, sedimentos e materiais dissolvidos das terras altas para as planícies, estuários e oceano Atlântico, como é o caso de Portugal. Por um lado, na génese dos escoamentos de superfície está o regime pluviométrico e climático local/regional e a contribuição das águas subterrâneas. Por outro, os vales criados pelos rios influenciam o clima, acolhem ecossistemas, propiciam condições de acessibilidade a águas superficiais e ao seu armazenamento, ao mesmo tempo que constituem um veículo e canais de transporte para o Homem e para animais, facilitando a sua mobilidade. Não se pode esquecer que, num dado instante, os rios resultam da integração de componentes físicas, químicas e biológicas através de várias escalas temporais e espaciais.

A unidade geomorfológica criada pelos cursos de água (naturais e artificiais) que se interligam entre si e que convergem e

desaguam num mesmo rio, contribuindo com as suas escorrências para o volume de água total na foz, é chamada bacia hidrográfica (Figura 2.1). Esse sistema de linhas de água forma uma rede de drenagem mais ou menos hierarquizada, constituída pelo curso de água principal e seus afluentes e subafluentes naturais (rede fluvial) e artificiais (p.ex., valetas, canais, coletores). Assim, uma bacia define-se para uma dada secção de uma linha de água ou de um canal e corresponde à área geográfica que capta a água da precipitação que escoo pela superfície do solo e atinge essa secção considerada. As características fisiográficas das bacias (p.ex., geometria, sistema de drenagem, relevo, geologia e solos, vegetação) determinam o seu comportamento hidrológico. Por exemplo, a disposição em planta dos cursos de água é uma característica importante que influencia a eficiência da drenagem – quanto mais eficiente for a drenagem, mais rapidamente se formará uma cheia na bacia e maior será a sua magnitude.

Um rio principal apresenta afluentes de diferentes ordens, condicionados pelas correspondentes sub-bacias. As linhas de água de cabeceira (baixa ordem) constituem a mais extensa interface, à superfície da Terra, entre o solo e a água, acolhendo a maioria dos habitats fluviais, a nível global. Assim, o conhecimento da hidrologia e ecologia das pequenas linhas de água é importante para a proteção dos ecossistemas aquáticos e acautelamento da segurança da água para o Homem.

2. Principais rios e bacias hidrográficas

Os principais rios e respetivas bacias hidrográficas de Portugal continental são, mais a norte, o Douro e o Mondego, o Tejo ao centro, e o Sado e o Guadiana, a sul (Figura 2.1a, 2.1b). Estes podem ser considerados os cinco rios mais importantes de Portugal, por terem maiores caudais; alguns dados sobre estes rios são apresentados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1.
Dados básicos sobre os cinco principais rios de Portugal continental.

Rio	Nascente	Foz	Comprimento	Principais afluentes da margem direita	Principais afluentes da margem esquerda
Douro	Espanha, Serra de Urbion, a 2000 m de altitude	Porto	970 km	Sabor, Tua, Corgo, Tâmega e Sousa	Côa, Távora, Varosa, Paiva e Arda
Mondego	Portugal, Serra da Estrela, a 1425 m de altitude	Figueira da Foz	229 km	Dão	Alva, Ceira e Arunca
Tejo	Espanha, Serra de Albarracim, a 1593 m de altitude	Lisboa	1100 km (maior rio da Península Ibérica)	Erges, Ponsul, Ocrea, Zêzere, Almonda e Alviela	Sever, Nisa, Sorraia e Almansor
Sado	Portugal, Serra da Vigia, a 230 m de altitude	Setúbal	175 km	Roxo, Figueira, Odivelas, Alcáçovas, São Martinho, Marateca e Xarrana	Campilhas
Guadiana	Espanha, Ciudad Real, nas Lagoas de Ruidera, a 1700 m de altitude	Vila Real de Santo António	829 km	Caia, Degebe, Cobres e Vascão	Ardila e Xança

Em Portugal, os grandes rios internacionais são o Tejo, o Douro e o Guadiana, que detêm, por ordem decrescente, as três maiores bacias hidrográficas em Portugal. A orientação predomi-

nante dos rios internacionais é de este para oeste (Figura 2.1a), nascendo todos em Espanha e desaguando no oceano Atlântico. O rio Tejo é o mais extenso da Península Ibérica, com 1100 km de comprimento.

Relativamente a rios totalmente desenvolvidos em território nacional, o Mondego é o mais longo e o Sado é o que apresenta maior bacia hidrográfica (7692 km²). Ao contrário da grande maioria dos rios portugueses, o rio Sado escoa no sentido sudoeste-noroeste.

As fronteiras interpostas nos rios – por exemplo transformando troços de linhas de água em fronteiras ou remetendo o posicionamento de jusante de um rio em transfronteiriço – apesar de artificiais, correspondem a efetivas formas de planeamento e gestão distintas, pelo que há que negociar a sua compatibilização em tratados internacionais. Entre Portugal e Espanha foram estabelecidos vários convénios ao longo do século XX que culminaram no estabelecimento de uma “Convenção sobre Cooperação para a Proteção e o Aproveitamento Sustentável das Águas das Bacias Hidrográficas Luso-espanholas”.

3. Clima e regime dos rios

Os regimes fluviais/hidrológicos dos rios portugueses exibem uma grande variabilidade, claramente visível ao longo das estações do ano (p.ex., caudal). Essa variabilidade é crescente de norte para sul, sendo influenciada pelas fortes assimetrias que se verificam no nosso país em termos climáticos, nomeadamente ao nível da distribuição temporal e espacial da precipitação. O clima de Portugal continental é do tipo C-Temperado (classificação de Köppen), caracterizado por um verão quente e seco, e uma época pluviosa de cerca de seis meses, em que se concentra cerca de 75% da pluviosidade anual, em

média. Os valores médios da pluviosidade anual e do escoamento superficial são 920 e 610 mm, respetivamente (Figura 2.1c).

Os principais rios em Portugal são perenes nos seus troços finais; contudo, uma percentagem significativa da rede de drenagem são linhas de água efémeras ou intermitentes que durante um período do ano e/ou nalgum troço estão secas. De acordo com Datry et al.⁵, no nosso planeta este tipo de linhas constitui aproximadamente 50% das redes hidrográficas. Alterações do ciclo da água em consequência das esperadas alterações climáticas, gestão de albufeiras, alterações do uso do solo (p.ex., fogos florestais em Portugal) e aumento da extração de água para uso humano (p.ex., rega) podem fazer aumentar a percentagem de linhas de água efémeras e intermitentes em Portugal. Urge estudar esta tendência porque as alterações das condições de escoamento dos rios, total ou parcialmente, têm potencial para afetar as condições bio-geo-químicas e a biodiversidade dos rios, com consequências ecológicas, económicas e sociais.

O caudal dos rios aumenta em várias ordens de grandeza do verão, em que os rios são alimentados principalmente pelos aquíferos, ao inverno, em que predomina o escoamento superficial e a resposta rápida das bacias aos eventos pluviosos. De novembro a abril, o período com maior pluviosidade, as condições antecedentes de humidade (elevada) do solo, muitas vezes de saturação, favorecem a ocorrência de cheias significativas. Essa sazonalidade é alterada por diversos usos, sendo o aproveitamento dos caudais e desníveis dos rios para gerar energia elétrica aquele menos consumptivo. Ao armazenar água a montante de barragens, no semestre húmido (diminuindo a magnitude média das cheias), e devolvê-la ao rio, no semestre seco (contribuindo para maiores caudais de estio) promove-se uma modificação do regime fluvial natural que não é afetado significativamente em termos de magnitude média do caudal médio anual, mas que apresenta menor sazonalidade.

4. Observar, caracterizar e modelar os rios

4.1. Monitorização da rede fluvial

Medir é o primeiro passo rumo ao conhecimento. A monitorização em linhas de água é feita com equipamento que permite efetuar, entre outros, o registo contínuo de níveis de água, velocidades de escoamento e caudais nos cursos de água. Neste domínio da instrumentação, testemunhou-se durante os últimos anos uma disseminação de soluções tecnológicas inovadoras, que têm permitido alternativas à medição hidrométrica convencional, com vantagens ao nível do ganho na resolução das observações, sua recolha automática, e transmissão a tempo real. No entanto, alguns procedimentos têm de ser mantidos, que passam por aspetos mais técnicos de confirmação da validade das condições de operação dos equipamentos e pela manutenção dos mesmos. A manutenção e operação da rede hidrométrica nacional está a cargo da Agência Portuguesa do Ambiente (APA), que é também a entidade que, a nível nacional, tem responsabilidade na conservação da rede fluvial e na gestão dos recursos hídricos.

4.2. Investigação hidrológica

Quando a UNESCO lançou, pela primeira vez, o programa *International Hydrological Decade* (1965–1974) incentivou fortemente a investigação dos processos hidrológicos à escala da bacia hidrográfica, a nível mundial. Foram instaladas em vários continentes pequenas bacias experimentais, bem instrumentalizadas, que possibilitaram a investigação de processos físicos, químicos e biológicos relevantes, que interagem de forma complexa. Isso traduziu-se, nas décadas subseqüentes, numa melhoria na modelação hidrológica.

Nas últimas décadas tem vindo a aumentar a investigação relacionada com aspetos de qualidade ecológica dos rios e de estudo dos escoamentos. Esta preocupação, nomeadamente a qualidade ecológica, foi em grande parte estimulada pelas diretivas da comunidade europeia. Hoje em dia, a investigação é alimentada pelas universidades e centros de investigação, laboratórios e organismos de estado, que têm mostrado uma dinâmica muito maior no estudo de aspetos relacionados com a qualidade das massas de água do que há umas décadas atrás.

Grande parte da investigação em hidráulica fluvial feita no passado tinha a ver com o estudo de soluções de funcionamento de obras hidráulicas previstas e dos seus impactos, maioritariamente a nível da retenção de sedimentos e alteração do transporte sólido. Nesse domínio o Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC) tornou-se uma referência a nível do estudo em modelos físicos reduzidos e, posteriormente, na sua conjugação com modelos matemáticos de descrição dos processos físicos envolvidos.

Presentemente, a abordagem holística introduzida pela Diretiva Quadro da Água (DQA)⁶, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água, faz uma leitura transversal e integradora dos diferentes estados e potenciais ecológicos das linhas de água (morfológico, físico-químico, biológico e quantitativo). Estados ecológicos são objetivos de qualidade prístinos recuperáveis em massas de água não modificadas ou com baixo índice de modificação antrópica. Potenciais ecológicos são objetivos de qualidade possíveis de recuperar quando, pelo grau de modificação antrópica efetuado sobre as massas de água, já não é possível recuperar o estado prístino. Esta diretiva impulsionou o cruzamento de várias equipas e domínios de especialização em diferentes centros de investigação e universidades para a diversificação do tipo e aprofundamento das análises possíveis de realizar na gestão e planeamento do uso da água.

4.3. Modelação hidrológica e hidráulica

A modelação hidrológica da ocorrência e distribuição da água (superficial e subterrânea) nas bacias hidrográficas, acoplada à modelação hidráulica dos escoamentos nos rios e aquíferos, constitui uma ferramenta importante para o estudo do comportamento da rede fluvial onde a monitorização desempenha um papel importante na formulação e validação de hipóteses. Destaca-se a contribuição dada pela modelação para a gestão da água e dos sistemas hídricos em situações relacionadas com eventos extremos, como as cheias e as secas, que, por terem recorrências pouco frequentes, obrigam a operações de simulação de vários cenários alternativos testados para um extenso período futuro (p.ex., décadas) com a manipulação de inúmeros dados ^{7,8}. Mas as aplicações são numerosas, por exemplo (i) o apoio no desenho e estabelecimento de sistemas de alerta inerentes à proteção dos meios hídricos e da saúde das populações, (ii) o dimensionamento de obras hidráulicas e a otimização dos sistemas de abastecimento de água para consumo humano, industrial ou agrícola, (iii) a conservação para outros fins como recreativos e de navegação e (iv) a verificação da suficiência e segurança das opções atuais de gestão da água face à evolução expectável das disponibilidades hídricas induzida pelas alterações climáticas.

É inegável que houve um avanço significativo dos modelos matemáticos, hidráulicos e hidrológicos que descrevem os processos nas bacias hidrográficas e os escoamentos e transportes associados nos rios (p.ex., poluentes, sedimentos). Contudo, para continuar a melhorar esses modelos há um consenso generalizado de que são necessários dados fiáveis, obtidos através de monitorização dos sistemas (p.ex., bacias hidrográficas), incluindo as suas redes hidrográficas, de modo a conseguir acompanhar as modificações nas respostas hidrológicas indu-

zidas por alterações do uso do solo, variabilidade climática e alterações climáticas.

4.4. Novas tecnologias

Hoje em dia é impensável estudar os rios sem ferramentas informáticas, sensores, bases de dados, etc. Mais, só com ciência e tecnologia é que se antevê uma gestão moderna dos recursos hídricos, a par do aumento da consciência social da importância da água pela população em geral. Na generalidade, tem havido progressos enormes, por exemplo, nos sistemas de gestão e processamento de dados, transmissão de informação, qualidade de sensores e automação. Há que referir ainda o salto quantitativo e qualitativo da informação obtida através de deteção remota com satélites e radares meteorológicos. Os recursos cartográficos, alguns gratuitos, pretendem ser igualmente uma base de apoio para uma variedade de atividades (p.ex., instituições de ensino, turismo, ambiente, proteção civil, ordenamento do território).

Similarmente a outras entidades, a APA mantém uma plataforma de informação *online*, conhecida como Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), que detém e disponibiliza para o público em geral muita informação útil sobre os rios portugueses. Sugere-se a consulta da página <http://snirh.pt/> onde existe um espaço “júnior” para as escolas que apresenta, muito a propósito, sínteses dos rios portugueses e seus principais afluentes, com acesso por *link* à rede de monitorização (Figura 2.2). Outro exemplo é a “*Google Earth* na Sala de Aula” que permite identificar os principais rios de Portugal continental, em formato de linhas, sobre os mapas do *Google Earth* e, recorrendo às ferramentas de busca deste *software*, pesquisar por nome de rio, as suas características básicas.



Figura 2.2. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), da responsabilidade da APA (fonte: <http://snirh.pt/>, em 29/6/2017).

5. Usos múltiplos dos rios e ações antrópicas

5.1. Obras hidráulicas

O recurso constituído pelos rios é incomensurável. Consoante o objetivo de exploração dos recursos hídricos disponíveis, privilegia-

-se determinado tipo de intervenção humana e respetivas obras e aproveitamentos hidráulicos, muitos dos quais têm por finalidade a captação ou armazenamento de água para satisfazer as necessidades de água de atividades económicas e outros usos.

Diversas obras nos rios traduzem-se em pressões antrópicas diferentes sobre as massas de água superficiais e, portanto, em diferentes impactos ambientais e socioeconómicos. Por exemplo, o represamento da água dos rios em albufeiras por barragens, permitindo produzir energia elétrica ou derivar água para a agricultura, introduzem modificações antrópicas diretamente no regime dos cursos de água, alterando a sucessão natural e quantidade dos escoamentos. A Figura 2.3 ilustra um conjunto de obras hidráulicas construídas nalguns dos principais rios de Portugal, como é o caso de barragens e açudes (p.ex., para regularização fluvial, produção de energia hidroelétrica, aprovisionamento de água para abastecimento público ou rega, criação de praias fluviais), tomadas de água para abastecimento de água à agricultura, comportas para navegabilidade dos rios, portos para transporte de pessoas e mercadorias, ancoradouros para desportos e atividades de lazer, por exemplo. Neste tipo de projetos e obras é, assim, necessário atender aos seus eventuais impactos antes da implementação das obras, havendo também oportunidade para consulta pública, de acordo com legislação em vigor⁹. Em muitos casos, as obras são essenciais para fazer face à variabilidade intra-anual (sazonalidade) e interanual dos escoamentos superficiais. Essa variabilidade, intrínseca ao próprio processo natural, traduz um comportamento dinâmico extremo, por vezes manifestado em episódios de cheias e inundações, e escassez de água para os mais diversos fins. Dependendo das condições locais, a fixação das populações junto às margens dos cursos de água tem claras vantagens, que são acompanhadas por desvantagens como o risco de catástrofes naturais, com implicações algumas vezes muito gravosas para os ecossistemas, a socio-economia e a integridade de vidas humanas.

A dinâmica dos sedimentos transportados com o escoamento líquido, denominado transporte sólido, é fortemente afetada pelo uso do solo, que conduz nalguns casos a graves problemas de erosão com elevada produção de sedimentos que atingem as linhas de água (naturais ou artificiais). Um exemplo de causa de forte incremento no transporte sólido é o fogo florestal que, diminui a capacidade de interceção do coberto vegetal aumentando o impacto erosivo da chuva diretamente no solo, dando origem a que mais sedimentos, em conjugação com cinzas, sejam arrastados das encostas ardidas para as massas de água (Figura 2.1d). A construção de barragens e açudes pode ter um efeito contrário no transporte sólido, pois estas estruturas podem diminuir significativamente a capacidade de transporte em linhas e massas de água (p.ex., reservatórios e albufeiras), provocando assoreamento, que conduz à elevação da sua cota do fundo. Por exemplo, no Mondego o assoreamento a montante do açude-ponte de Coimbra é apontado como uma das causas das cheias que inundam periodicamente o parque verde ribeirinho daquela cidade.

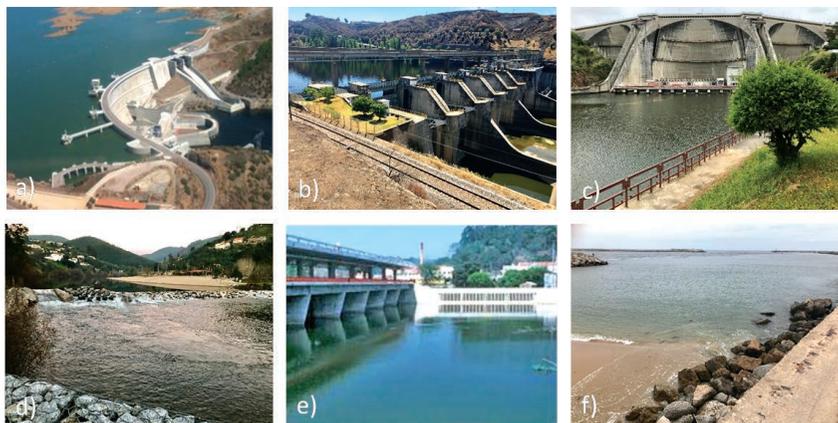


Figura 2.3. Exemplos de obras hidráulicas construídas nos principais rios em Portugal: a) barragem do Alqueva, no Guadiana, criando o maior lago artificial da Europa, com uma capacidade de pleno armazenamento de 4150 hm³ e uma área inundável de 250 km²; b) barragem do Fratel, no Tejo, após o grande incêndio florestal em Pedrogão Grande, em 2017; c) barragem da Aguieira, no Mondego, essencial ao cumprimento dos objetivos do projeto do Mondego, de fins múltiplos; d) açude a jusante da praia fluvial de Torres de Mondego, no rio Mondego; e) açude-ponte de Coimbra, no Mondego, e vista da tomada de água no canal condutor geral, para rega do Baixo Mondego; f) entrada do porto da Figueira da Foz, na foz do Mondego. Fotografias: a, <http://www.geografia7.com/os-rios-em-portugal.html>; b–f, João L.M.P. de Lima.

5.2. Navegabilidade dos rios

A transformação dos rios nacionais em vias fluviais, de comunicação, à semelhança das outras redes de transportes (estradas e caminhos-de-ferro), não é tarefa fácil dadas as várias ordens de condicionantes. O planeamento das intervenções hidráulicas a realizar e o respetivo aproveitamento económico neste domínio requer um reconhecimento prévio da realidade hidrológica. De facto, a navegabilidade dos rios em Portugal está fortemente limitada pelo relevo, variações de caudais (sazonais ou outras) e correspondentes profundidades de água nos rios, conduzindo a que a maior parte

dos seus troços não sejam navegáveis ou a navegabilidade não esteja garantida de forma regular, excetuando-se os casos em que está associada a importantes obras (barragens, eclusas).

5.3. Cheias

Os rios e as cheias estão profundamente interligados. As cheias são fenómenos naturais extremos com duração geralmente reduzida (de horas a alguns dias), provocados por eventos pluviosos de grande intensidade, que provocam o aumento do caudal dos cursos de água originando a inundação das margens e áreas lim trofes^{1-3,10}. Em Portugal, cheias foram a catástrofe natural mais mortífera do século XX¹¹.

O grau de suscetibilidade dos rios   ocorrência de cheias e a perigosidade das cheias, numa dada época do ano, são função das características fisiográficas da correspondente bacia hidrográfica ( rea, geometria, geologia, relevo, vegeta o, rede de drenagem e uso do solo) e das características climáticas (p.ex., precipita o, temperatura), podendo ser aumentados ou reduzidos por fatores antr picos¹²⁻¹⁴. Entre estes, destaca-se a ocupa o do solo da bacia e o grau de ocupa o das áreas inundáveis por equipamentos urbanos. Impõe-se, assim, a aquisi o de um melhor conhecimento do comportamento das águas superficiais nas áreas urbanas e da intera o destas com os sistemas de drenagem.

A altera o das condi es naturais, resultante da remo o da vegeta o a favor da constru o urbana, por exemplo, diminui o potencial de infiltra o da água no solo, e, conseqüentemente, a recarga dos aquíferos subterrâneos, ao mesmo tempo que aumenta o escoamento superficial afetando, desta forma, o comportamento hidrológico da rede hidrográfica. Superfícies impermeáveis, tais como telhados, ruas e estacionamento pavimentados, apresentam uma rugosidade hidráulica menor do que superfícies encontradas

em situações ditas “naturais” (solo nu, revestido com vegetação), aumentando a velocidade com que se processa o escoamento superficial e os transportes associados (p.ex., arrastamento de poluentes, erosão hídrica). A diminuição do tempo de resposta dos rios leva muitas vezes ao agravamento das cheias.

As cheias urbanas, associadas ao aglomerado urbano, ocorrem quando águas dos cursos de água ou dos sistemas de drenagem de águas pluviais extravasam das suas secções de escoamento e inundam áreas urbanas (p.ex., arruamentos, passeios, zonas habitacionais e comerciais, áreas industriais). As inundações podem também ser provocadas pelo mar, em zonas costeiras, o que inclui as marés altas que podem condicionar a desejada descarga dos sistemas de drenagem no mar, estuário ou troço de curso de água.

As cheias rápidas em meio urbano são particularmente relevantes; resultam de episódios de precipitação muito intensa e concentrada em poucos minutos ou horas, dependendo do tamanho da bacia correspondente. Em Portugal continental, estes eventos acontecem com maior frequência no Outono (p.ex., cheias na Área Metropolitana de Lisboa de 1945, 1967, 1983 e, mais recentemente, de 2008, cujas consequências humanas e materiais foram significativas, Figura 2.4).



Figura 2.4. Cheias de 1967 na Área Metropolitana de Lisboa (fonte: Diário de Lisboa).

O crescimento de áreas urbanas, testemunhado fundamentalmente nos últimos dois séculos, e a consequente impermeabilização

dos solos (p.ex., edificações, estradas), são geralmente acompanhados por modificações drásticas na paisagem e nas condições na periferia dos centros urbanos, incluindo as resultantes da crescente ocupação do solo com vias de acesso e todo o tipo de equipamentos. Do conjunto, resulta interferência nos processos envolvidos no ciclo hidrológico, com impacto no comportamento hidrológico de uma bacia e na suscetibilidade às cheias.

As alterações (tipicamente de aumento dos volumes escoados e antecipação do caudal de ponta de cheia) esperadas no escoamento superficial impõem a necessidade de a urbanização ser acompanhada pela implantação de novos sistemas de drenagem de águas pluviais ou pela reabilitação do sistema preexistente, de modo a fazer face às exigências a que está sujeito. Esta questão é pertinente pois, nas últimas décadas, têm ocorrido precipitações intensas que provocaram inundações severas, um pouco por todo o território continental português (Figura 2.5). A par disto, vários modelos climáticos projetam alterações no clima, esperando-se aumentos na frequência e intensidade destes eventos, causando transtornos e prejuízos às populações e aos ecossistemas.

As esperadas alterações na precipitação terão impactos no ciclo urbano da água (p.ex., quantidade de água interceptada, precipitada, infiltrada, escoada), sendo necessário incorporá-las no planeamento e gestão da água em áreas urbanas, especialmente no que diz respeito à conceção e gestão de sistemas de drenagem pluvial. Contudo, existe ainda incerteza sobre o efeito das alterações climáticas na precipitação, especialmente à escala local/regional.

Zonas de Risco de Inundação

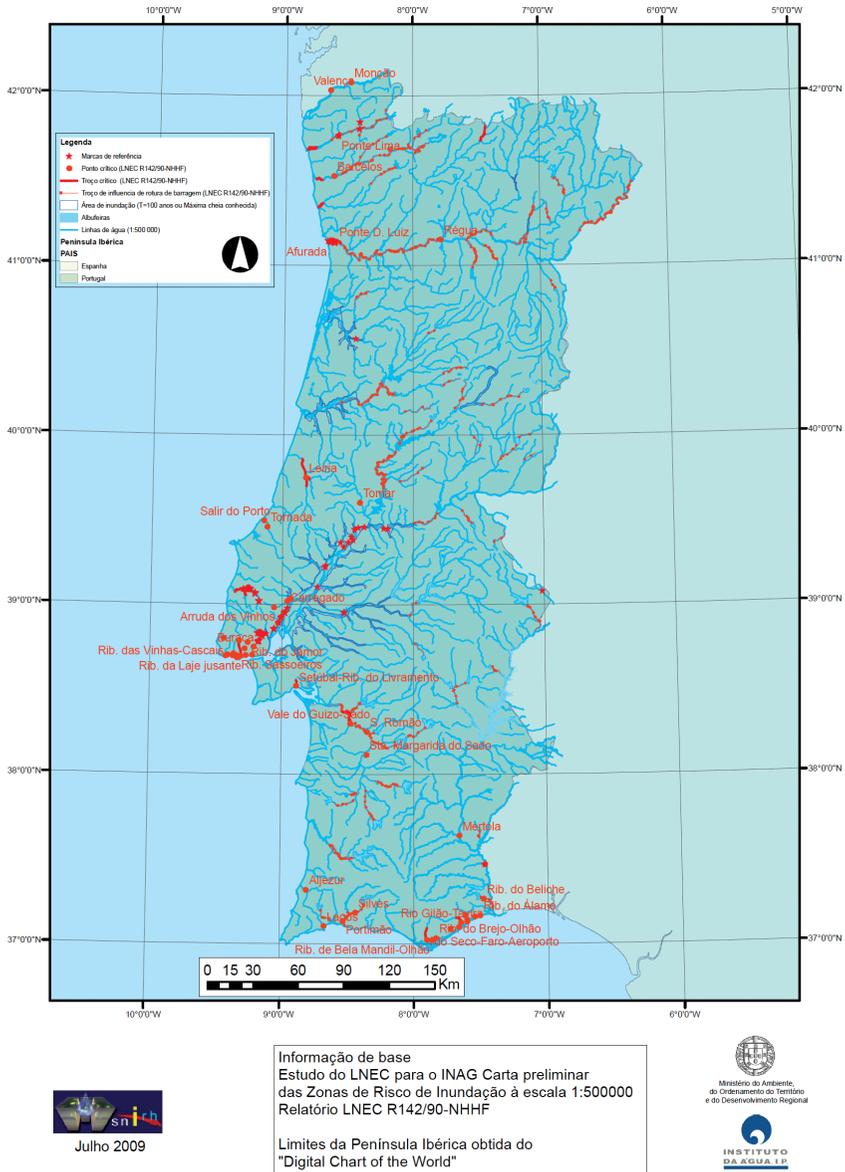


Figura 2.5. Zonas de Risco de Inundação identificadas com base em marcas de cheia e pontos críticos definidos em LNEC¹⁵ (fonte: Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH)).

6. Outras leituras

- Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos: <http://www.aprh.pt/>
- ERB Euro-Mediterranean Network of Experimental and Representative Basins: <http://erb-network.simdif.com/>
- Fernandes J.M. & Abreu M. 1990. *Os rios de Portugal*. Editora Gradiva. Portugal, Lisboa
- GoogleEarth na sala de aula: <http://www.mapasnasaladeaula.org/mapas-do-projeto/portugal/continental/RiosPrincipaisPTCont>
- Schumm S.A. 2005. *River variability and complexity*. Cambridge University Press. UK, Cambridge
- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos: <http://snirh.pt>
- Veiga J.C. & Cabrita A. 1994. *Os mais belos rios de Portugal*. Edição Verbo, coleção Património, ISBN: 9789722215404
- Wohl E. 2010. *Mountain rivers revisited*. AGU – American Geophysical Union. USA, Washington

7. Referências bibliográficas

- ¹Lencastre A. & Franco F.M. 2006. *Lições de hidrologia*. 3ª ed. Universidade Nova de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ²Hipólito J.R. & Vaz A.C. 2011. *Hidrologia e recursos hídricos*. Coleção: Ensino da Ciência e da Tecnologia, 41. Portugal, Lisboa
- ³Singh V.P. (ed.) 2016. *Handbook of applied hydrology*. 2nd Ed. McGrawHill Education – Europe. UK, London
- ⁴Gordon N.D., McMahon T.A., Finlayson B.L., Gippel C.J. & Nathan R.J. 2004. *Stream hydrology: An introduction for ecologist*. 2nd Ed. John Wiley & Sons, Ltd. UK, Chichester
- ⁵Datry T., Larned S.T. & Tockner K. 2014. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience* 64: 229–235
- ⁶Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Oficial Com. Europeias* L327: 1–72
- ⁷Penning-Rowsell E.C. & Fordham M. (eds.) 1994. *Floods across Europe*. Middlesex University Press. UK, London
- ⁸Pereira L.S., Mexia J.T. & Pires C.A. (eds.) 2010. *Gestão do risco em secas: métodos, tecnologias e desafios*. Edições Colibri e CEER. Portugal, Lisboa
- ⁹Henriques A.G. 2016. *Barragens, sociedade e ambiente*. Coleção Água, Ciência e Sociedade e Associação Portuguesa de Recursos Hídricos. Esfera do Caos Editores. Portugal, Lisboa

- ¹⁰Chow V.T., Maidment D.R. & Mays L.W. 1988. *Applied hydrology*. McGraw-Hill International Editions. Singapura
- ¹¹Ramos C. & Reis E. 2001. As cheias no Sul de Portugal em diferentes tipos de bacias hidrográficas. *Finisterra* XXXVI 71: 61–82
- ¹²Maidment D.R. (ed.) 1993. *Handbook of hydrology*. John Wiley & Sons, Inc. USA, New York
- ¹³Tucci C.E.M. 1998. *Modelos hidrológicos*. Universidade UFRGS e ABRH. Brasil, Porto Alegre
- ¹⁴de Lima J.L.M.P. (ed.) 2010. *Hidrologia urbana: conceitos básicos*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR), Série Cursos Técnicos Nº 1. Portugal, Lisboa
- ¹⁵LNEC. 1990. *As cheias em Portugal. Caracterização das zonas de risco*. 1.º Relatório: Análise Preliminar – r142/90-nhhf. Portugal, Lisboa

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 3

SEDIMENTOS

Pedro A. Dinis^{1*}, M. Conceição Freitas² & Pedro Pinto Santos³

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, pdinis@dct.uc.pt

²Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, IDL e Departamento de Geologia da Universidade de Lisboa, Portugal, cfreitas@fc.ul.pt

³Centro de Estudos Geográficos do Instituto de Geografia da Universidade de Lisboa, Portugal, pmpsantos@campus.ul.pt

Resumo: Os volumes e características dos sedimentos fluviais são determinados por um conjunto de variáveis naturais, como o relevo, condições climáticas e geologia/geomorfologia das áreas de drenagem, a que se podem sobreimpor outras ligadas a ações antrópicas. Nesse sentido, a textura e composição dos sedimentos encerram em si importantes informações sobre as condições ambientais presentes nas áreas de drenagem, bem como sobre os seus recursos geológicos. É de prever que o relevo (altitude e declive das encostas) e a pluviosidade, que caracterizam as áreas do noroeste de Portugal, se conjuguem na promoção de débitos sedimentares relativamente elevados para a escala nacional. A produção de sedimentos também está dependente da presença de massas friáveis, como mantos de alteração ou uma cobertura sedimentar não consolidada, sendo ainda influenciada pelas formas de ocupação do solo. A textura dos sedimentos depende sobre-

tudo da textura dos principais materiais que os alimentam e das condições orográficas e morfológicas locais. A sua composição, por sua vez, é determinada fundamentalmente pela natureza das unidades líticas alforantes, sendo possível considerar sedimentos distintos quando alimentados de áreas onde dominam rochas félsicas, máficas (menos comum em Portugal) e sedimentares a meta-sedimentares. Os sedimentos de grão mais fino (sobretudo os argilosos) estão tendencialmente mais afectados pelo clima na área de drenagem e carregam maiores quantidades de elementos poluentes que os materiais areno-cascalhentos.

Palavras-chave: classificação composicional, classificação textural, influências antrópicas, sedimento, sedimentogénese em bacias fluviais

1. Importância dos sedimentos fluviais

As águas escoadas pelos rios arrastam consigo um caudal sólido cujos volumes e características são determinados primordialmente pelo contexto climático e geológico-geomorfológico das bacias de drenagem (Figura 3.1). A investigação sobre os sedimentos em trânsito reveste-se de grande importância por diversas razões. Em primeiro lugar, porque estes materiais servem de suporte a formas de vida, estão associados a nutrientes fundamentais, alimentam as praias da região costeira e as margens estuarinas e, por eles próprios, podem ter um valor económico suficiente para justificar a sua exploração. Por outro lado, os sedimentos, em particular os de grão mais fino, têm a capacidade de reter substâncias potencialmente tóxicas, sendo considerados os principais reservatórios de poluentes em meio aquático¹. Assim, em função da forma de ligação química dos elementos e conseqüente biodisponibilidade, podem pôr em causa a

estabilidade de ecossistemas mais sensíveis. Mesmo tratando-se de materiais inertes, a simples acumulação em troços dos cursos fluviais pode trazer consigo um problema económico ou ambiental. Será esse o caso quando estes se depositam em albufeiras, diminuindo a capacidade de armazenamento de água, ou em determinados troços dos seus percursos, dificultando a drenagem e promovendo cheias. Finalmente, o volume e características dos sedimentos são excelentes indicadores (*proxies*) para estabelecer as características das áreas de drenagem e a sua evolução ao longo dos tempos.

A carga sólida pode ser encaminhada como carga de fundo, em suspensão ou dissolvida, sendo normal tomar as duas primeiras como as principais formas de transporte dos sedimentos, assumindo-se (por vezes erradamente, como no caso de rios que drenam terrenos com sucessões evaporíticas ou calcárias) que as quantidades de material em solução são desprezáveis. A diferença entre o transporte como carga de fundo e em suspensão é que no primeiro as partículas estão frequentemente em contacto com o fundo (tração ou saltação), enquanto no segundo a turbulência do fluido é suficiente para suportar as partículas e mantê-las suspensas e em movimento. O modo de transporte depende das características dos grãos e do próprio fluido, pelo que uma mesma partícula poderá ser transportada de diferentes formas se se alterarem características como a velocidade, turbulência e viscosidade da massa aquosa em movimento. Como o caudal transportado em suspensão é mais fácil de medir que o que segue como carga de fundo, é frequente proceder a estimativas da carga total apenas com base na carga em suspensão, não se considerando a componente de fundo ou fixando-se esta numa determinada proporção da carga total; esta estimativa não é prudente, uma vez que os valores de proporção geralmente adotados não assentam em quaisquer avaliações seguras². O facto de as componentes transportadas como carga de fundo terem diferentes composições e de os respetivos modos de transporte serem condicionados por diferentes

fatores^{3,4} faz com que as estimativas das cargas totais baseadas na componente em suspensão sejam de significado muito limitado.

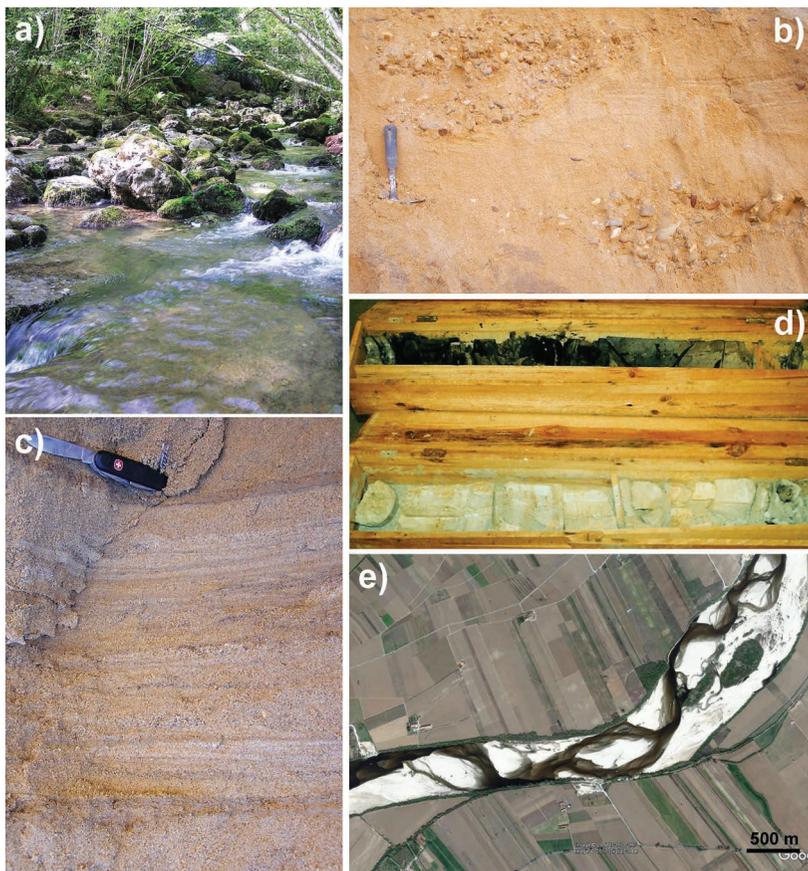


Figura 3.1. Alguns exemplos de sedimentos fluviais: a) grandes blocos no fundo da linha de água em rio de montanha; geralmente estes sedimentos não estão em equilíbrio com as condições dinâmicas do curso de água, sendo transportados por movimentos de massa nas vertentes envolventes; b) sedimentos de enchimentos de canal no rio Tejo; reconhecem-se corpos cascalhentos lenticulares no seio de um conjunto arenoso; c) sedimentos de planície de inundação no rio Tejo com lâminas argilosas e areno-argilosas intercaladas; d) sedimentos argilosos e turfosos depositados em pequenos lagos, ligados a depressões estruturais, no seio da bacia de drenagem do rio Vouga; e) canal do rio Tejo com um relevo condicionado por barras e dunas hidráulicas responsáveis por condições dinâmicas locais variáveis onde se esperam sedimentos de diferente granulometria (imagem de 23/3/2012 do *Google Earth*TM). Fotografias: a–d, Pedro Dinis.

O trânsito de sedimentos em sistemas fluviais enquadra-se no conjunto de processos que define um ciclo sedimentar. Em situações particulares pode ocorrer produção de sedimento por abrasão de material rochoso levemente meteorizado (i.e., pouco alterado pelos processos superficiais que promovem a decomposição e desintegração dos corpos líticos), mas a grande maioria do caudal sólido resulta do dismantelamento dos mantos de alteração que cobrem massas rochosas, ou da reciclagem de conjuntos sedimentares pouco consolidados. Durante um ciclo sedimentar têm lugar outros processos que podem alterar a composição dos sedimentos em trânsito, como a seleção hidráulica em função de tamanho, forma e densidade, a desintegração de partículas frágeis, entre outros. Uma parte deste caudal sólido fica retido em setores de menor hidrodinamismo dos cursos de água enquanto o restante procede o seu caminho até alcançar a região litoral. Os sedimentos areno-cascalhentos e silto-argilosos retidos nos fundos ou margens de canais fluviais constituem bons *proxies* da composição das frações transportadas como carga de fundo e em suspensão. Contudo, o conhecimento da composição destes materiais pouco dirá sobre os volumes transportados.

Do exposto até aqui, torna-se evidente a dificuldade em obter um bom conhecimento da natureza e volumes de sedimento transportados por rios. No caso dos rios de Portugal, ainda que no passado tenham sido desenvolvidos numerosos trabalhos técnicos e académicos que envolveram uma caracterização de sedimentos fluviais, estes não estão distribuídos de forma equilibrada pelo território nacional nem seguiram as mesmas orientações metodológicas. Mesmo que dados equilibrados estivessem disponíveis, não seria possível proceder à sua apresentação no espaço do presente capítulo. Optou-se, em alternativa, por fazer um enquadramento sobre os esquemas de classificação dos sedimentos, uma análise dos fatores naturais que condicionam os volumes e a composição dos caudais sólidos transportados pelos rios, de forma a esboçar traços gerais sobre a

sua natureza nos rios portugueses. Posteriormente, apresentam-se exemplos da aplicação dos sedimentos como ferramentas de diagnóstico das condições ambientais em bacias hidrográficas de rios portugueses e uma discussão sobre os efeitos que diversas ações humanas podem ter nas características dos sedimentos fluviais.

2. Classificação de sedimentos

Na classificação de sedimentos tomam-se em consideração aspetos texturais, composicionais e da sua estruturação sedimentar. As classificações texturais, baseadas na dimensão das partículas, e composicionais, baseadas na mineralogia dos elementos constituintes, são as mais usadas, assentando frequentemente numa projeção em diagramas triangulares polarizada em três termos fundamentais (Figura 3.2).

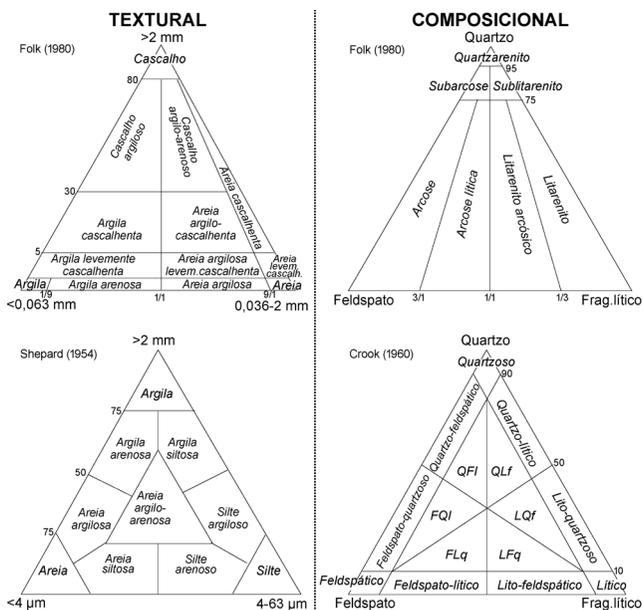


Figura 3.2. Exemplos de classificações de sedimentos baseadas na granulometria (textural) e na natureza dos elementos constituintes (composicional) projetadas em diagramas triangulares²⁶⁻²⁸.

É comum aplicar uma transformação logarítmica da dimensão das partículas para definir a escala granulométrica. As mais frequentes estão baseadas na escala logarítmica de Udden-Wentworth, onde as várias classes seguem a transformação $\Phi = -\log_2 X$, sendo X o diâmetro dos grãos em mm. Os limites entre as principais frações granulométricas posicionam-se em números inteiros da escala de Φ (8 ou 9 Φ para o limite argila-silte; 4 Φ para o limite silte-areia; -1 Φ para o limite superior da areia).

De um modo geral, as partículas de maiores dimensões (> 5 cm) são medidas diretamente com uma régua ou com uma craveira, enquanto as percentagens das partículas da gama dimensional intermédia (ca. 0,031–50 mm) são determinadas por crivagem. Desenvolveram-se várias técnicas para a quantificação das partículas de menores dimensão. As mais populares são as que se baseiam nos processos de sedimentação, considerando a sedimentação de partículas de acordo com a lei de Stokes (que relaciona a velocidade de sedimentação com a aceleração da gravidade e um conjunto dos parâmetros do fluido e das partículas, incluindo o raio das partículas), e a difração de raios laser⁵. Para se obter um bom conhecimento do tamanho das partículas de um sedimento é necessário determinar a sua curva de distribuição. Esta deve ser obtida com análises adaptadas a escalas de Φ com boa resolução e intervalos regulares (p.ex., 1/2 ou 1/4 Φ).

Os sedimentos arenosos ou areno-cascalhentos são também classificados com base nas proporções relativas dos seus componentes minerais (mineroclastos) mais comuns (quartzo, feldspato) e fragmentos líticos (litoclastos). No caso de sedimentos com quantidades significativas de litoclastos, é frequente diferenciá-los também em fragmentos de rochas sedimentares, ígneas e metamórficas. De entre os restantes elementos constituintes, os que geralmente são mais comuns são filossilicatos e minerais pesados (minerais com densidade superior a 2,9). Há razões fortes para estes constituintes serem postos de lado nos esquemas de classificação.

Por um lado porque, com a exceção de algumas situações particulares (por exemplo em depósitos detríticos enriquecidos em minerais pesados), as suas quantidades tendem a ser reduzidas. Por outro lado, como estes componentes estão fortemente condicionados pela seleção hidráulica, considerá-los pode introduzir um nível de complexidade adicional, enviesando as conclusões para significados fortemente condicionados pelas condições de transporte local. Ainda que não fundamentem as classificações, eles podem distinguir associações composicionais que de outra forma se revelam muito homogêneas, contendo em si importante informação sobre os processos genéticos, e é neles que se concentra a maioria de elementos metálicos que podem apresentar alguma toxicidade e, em muitos casos, podem constituir recursos com interesse económico.

No que respeita aos sedimentos de grão fino, não são usuais classificações em diagramas triangulares com base na mineralogia. Nas frações mais grosseiras destes sedimentos (digamos, de silte ou areia fina) podem ser encontrados os mesmos elementos que suportam as classificações dos materiais areno-conglomeráticos, mas a sua quantificação é mais difícil. Em frações de menor calibre (silte fino e argila) os minerais de argila passam a estar mais bem representados. Estes, a par da matéria orgânica e dos óxidos e hidróxidos de ferro e manganés, são particularmente importantes por poderem carregar consigo metais adsorvidos que são facilmente libertados. Dada a dificuldade em identificar as partículas constituintes e, conseqüentemente, proceder a uma classificação composicional de sedimentos de grão fino, é frequente valorizar outros aspetos, como a cor. Esta, de forma indireta, reflete a natureza dos elementos constituintes. A escala de Munsell é provavelmente a mais popular quando se procede a uma classificação da cor, mas existem outras que servem melhor em análises estatísticas⁶.

Tal como com a medição da granulometria, não existe um método que seja usado de forma rotineira para determinar a composição dos

sedimentos. Se as frações mais grosseiras são usualmente determinadas diretamente no campo, a componente arenosa tende a ser identificada com recurso à lupa ou microscópio petrográfico e a difração de RX ou a geoquímica são aplicadas para as frações mais finas. Estas duas metodologias também podem ser aplicadas a frações mais grosseiras, mas carecem de um processo prévio de moagem e os resultados não permitem conhecer a mineralogia de forma quantitativa.

3. Fatores determinantes da sedimentogénese em bacias de drenagem

3.1. Fisiografia

Diversos autores mostraram que existe uma relação robusta entre a morfologia da bacia de drenagem e os volumes de sedimento produzidos, verificando-se uma boa correlação desta com a área e o relevo da bacia⁷. Nesse sentido, têm sido formuladas funções exponenciais que relacionam os caudais sólidos com estas variáveis fisiográficas das bacias de drenagem. Se estivermos interessados em estabelecer o fornecimento sedimentar específico (i.e., carga sedimentar descarregada por uma bacia de drenagem por unidade de tempo e de área), a dimensão da bacia de drenagem surge como um fator fisiográfico com efeitos mais complexos. De facto, modelos de previsão do fornecimento sedimentar específico revelam que em bacias de drenagem maiores geram-se condições favoráveis à retenção transitória de uma parte significativa dos volumes sedimentares em planícies de inundação e noutros locais de menor hidrodinamismo⁸. Assim, apesar de os rios maiores debitarem maiores volumes de sedimento, é de esperar que uma parte significativa acabe por ficar retida nos vales fluviais.

As características gerais do relevo português foram tratadas em diversas sínteses geográficas⁹. É frequente destacar uma assimetria norte-sul, ainda que as linhas divisórias não sejam consensuais, e um eixo diferenciador litoral-interior. Genericamente, o norte do país apresenta relevo mais acentuado e, se não se considerarem os pequenos relevos montanhosos da Estremadura e Algarve, maior contraste com a região litoral que a sua região sul. Se tomarmos a evolução geológica como fundamental à separação de domínios morfológicos, realça-se a individualização das unidades morfo-tectónicas Maciço Antigo, Orlas Mesocenoicas e Bacias Cenozoicas do Tejo e Sado. A divisão norte-sul mais consensual segue a Cordilheira Central, que surge bem marcada em Portugal em terrenos do Maciço Antigo, mantendo-se como característica fisiográfica fundamental para oriente, em Espanha.

3.2. Clima

O clima tem um papel fundamental nos processos de produção de sedimentos. Ele condiciona não só os volumes produzidos como, em virtude da decomposição dos elementos menos resistentes, a própria composição dos materiais. Todavia, refletindo manifestações indiretas do clima e interações, em particular no que respeita à relação entre variáveis climáticas e a natureza do coberto vegetal, o efeito é bastante complexo. Assim, ainda que seja normal observarem-se maiores volumes de sedimento produzido em resposta ao aumento da precipitação atmosférica, em situações particulares pode-se verificar o oposto⁷. A temperatura tem aqui um papel secundário, manifestando-se sobretudo como um fator condicionador do crescimento vegetal e dos processos de meteorização. Outras variáveis climáticas, como por exemplo a velocidade e orientação dos ventos, serão potencialmente decisivas em ambientes fortemente influenciados pela deflação eólica ou quando o transporte das partículas pelo ar é

fundamental para as formas de distribuição de sedimentos. As zonas costeiras despidas de vegetação são bons exemplos desta situação.

Independentemente da posição mais ou menos interior ou setentrional, o clima no território continental português revela uma influência mediterrânica marcada pela alternância de uma estação seca e quente com uma estação mais fresca em que se concentra a maioria da precipitação (clima de tipo Cs, segundo Koppen⁹). Estas estações acabam por se prolongar no tempo de forma diferenciada, tendo-se um período seco particularmente curto na zona noroeste e alargado na zona sul do país, refletindo uma maior influência Atlântica na primeira (subtipo Csb) e Mediterrânica na segunda (subtipo Csa). Alguns setores interiores da bacia hidrográfica do Douro no Nordeste Transmontano do país e do litoral Alentejano e oeste-Algarvio constituem exceções de maior expressão a este padrão simples. Adicionalmente, observam-se condições climáticas sazonalmente mais contrastadas no interior e de maior homogeneidade no litoral e é frequente haver maior precipitação em regiões de maior altitude, onde a temperatura é significativamente mais baixa.

3.3. Aspetos locais das bacias de drenagem

Se no caso de grandes bacias de drenagem (> 10.000 km², valor alcançado apenas pelos 3 maiores rios internacionais que atravessam o país) parece ser possível estabelecer relações entre algumas características gerais das bacias (p.ex., relevo, área de drenagem, precipitação) e os volumes de sedimento produzidos, quando se procede a estudos para bacias de drenagem menos extensas outros fatores locais passam a ser decisivos. Aqui, aspetos como a natureza do substrato geológico e dos solos, ocupação dos solos e relações locais entre características geomórficas podem promover valores anómalos de fornecimento sedimentar em diferentes sectores da

bacia de drenagem, fazendo com que os volumes e as características dos materiais debitados se desviem daquilo que seria esperado se considerássemos apenas as características gerais da bacia hidrográfica. De facto, nos rios maiores tem-se um número de tal maneira elevado de características locais que os efeitos destas acabam por se anular, subsistindo as tendências gerais para a bacia como um todo¹¹. Nesse sentido, a adoção das mesmas metodologias em análises de sistemas de drenagem de diferentes escalas acabará por fornecer resultados muito díspares. Por outro lado, os modelos concebidos para uma região do Globo podem não ser aplicáveis noutras posições. A região mediterrânica merece aqui uma atenção especial¹², designadamente pelas suas características climáticas (chuva concentrada na estação mais fria e grandes flutuações a diversas escalas na intensidade da precipitação), orográficas (frequência de encostas muito declivosas e com grandes desníveis entre as linhas de cumeada e os fundos aluviais) e de ocupação do solo (com um povoamento denso e uma história milenar de uso dos solos para atividades agrícolas, incluindo em áreas de declive acentuado).

O relevo da zona mediterrânica é fortemente condicionado pela deformação alpina, mas também reflete uma grande heterogeneidade na natureza das litologias aflorantes e os padrões de distribuição de unidades que resistem de formas diferenciadas à meteorização e erosão. É naturalmente de prever que os processos erosivos sejam mais intensos em locais com materiais friáveis ou pouco consolidados e quando as rochas se apresentam muito alteradas. No que respeita ao uso dos solos, diversos trabalhos demonstram que a erosão tende a ser mais intensa em áreas agrícolas, em particular quando se tem uma ocupação com vinhas e cereais, do que em domínios florestais¹³. O efeito de algumas propriedades geomórficas na produção de sedimentos foi demonstrado em diversos trabalhos sobre bacias de drenagem de pequena e média dimensão da Península Ibérica¹³⁻¹⁵.

4. Sedimentos nos rios portugueses

Estabelecer uma ligação entre a área de drenagem e as características do sedimento produzido não é tarefa fácil. Em primeiro lugar, porque há que ter em conta as transformações composicionais que decorrem dos processos de meteorização. Como boa parte dos sedimentos transportados em suspensão são de facto solo erodido das bacias de drenagem, é normal que a sua composição esteja fortemente influenciada pelos processos de alteração química à superfície da Terra¹. Desta forma, os sedimentos em suspensão apresentam-se significativamente empobrecidos em elementos móveis (Na, Ca, Mg, K, etc.) e enriquecidos nos menos móveis (Al, Ti e numerosos elementos menores ou traço como as terras raras, Zr, Th, Cr, etc.) quando comparados com as rochas das áreas de alimentação. Os sedimentos transportados como carga de fundo de rios pequenos em regiões de clima seco apresentam uma composição química e mineralógica bastante próxima da das rochas que afloram na bacia de drenagem¹⁶. Podia-se esperar um panorama completamente diferente em grandes rios de regiões de clima húmido, mas mesmo aqui a composição dos sedimentos areno-cascalhentos pode ser pouco influenciada pelos processos de meteorização e as diferenças limitam-se a algum empobrecimento nos elementos mais móveis⁴.

Quando nos focamos exclusivamente na carga de fundo, a composição dos sedimentos poderá (i) refletir uma mistura, com proporções variáveis em função das condições de erodibilidade e erosividade, de materiais provenientes de áreas com diferentes substratos geológicos, (ii) ou estar fortemente influenciada por transformações ocorridas durante o ciclo deposicional¹⁷. Se considerarmos o primeiro caso, uma bacia de drenagem heterogénea poderá originar sedimentos com uma grande diversidade de elementos constituintes, ao passo que com o segundo, os processos de seleção sedimentar podem originar sedimentos com um número reduzido de elementos cons-

tituintes. Finalmente, a composição mineralógica depende muito da granulometria do sedimento, estando esta condicionada pela geologia das áreas de alimentação e pelas condições de transporte. Apesar destas dificuldades, é possível prever algumas características dos materiais produzidos com base na geologia, morfologia e clima na bacia drenagem.

De um modo geral, as condições orográficas (maior altitude e relevo mais acentuado) e climáticas (maior precipitação) devem promover uma maior produção de sedimentos nas regiões setentrionais de Portugal (Figura 3.3). Estas serão particularmente elevadas em sectores com encostas mais declivosas, onde os processos erosivos tendem a avançar rapidamente, promovendo a remoção do rególito. Naturalmente, a não progressão da meteorização com conseqüente desenvolvimento de solos peliculares e pedregosos acabará por limitar a acção erosiva. Como se discutiu acima, os fornecimentos sedimentares específicos também vão depender de diversos fatores locais. No que respeita à litologia, as sucessões sedimentares com materiais pouco consolidados são muito mais vulneráveis à erosão que as unidades do substrato em que assentam. Estes materiais estarão relativamente protegidos dos processos erosivos quando se posicionam em zonas baixas, mas em posições de encosta nos relevos regionais suportados por rochas do soco e nas encostas de transição entre superfícies aplanadas estarão sujeitos a rápido desmantelamento. Havendo uma cobertura de rególito disponível, a produção de sedimentos será maior em locais menos protegidos pela vegetação.

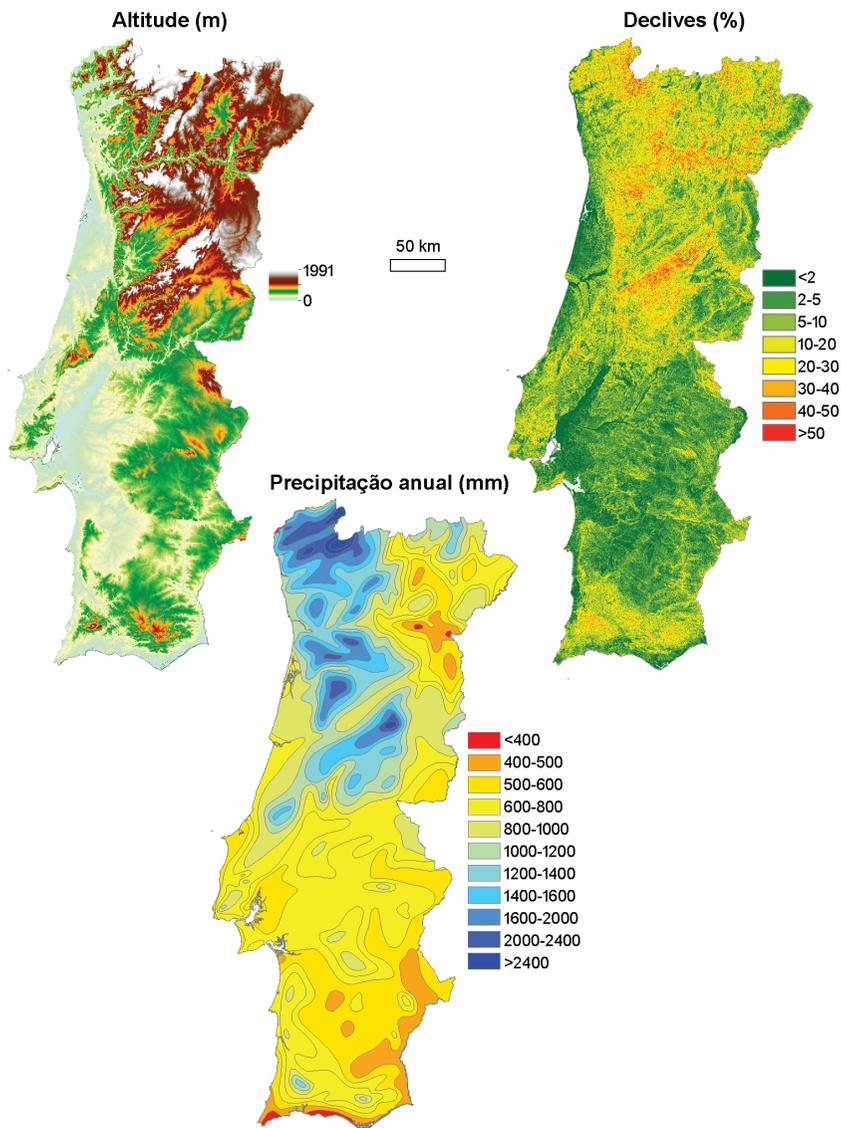


Figura 3.3. Algumas características orográficas e climáticas condicionadoras dos volumes de sedimento produzido em bacias de drenagem de Portugal continental. Elementos orográficos baseados no modelo digital de terreno *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM, <https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>) com uma resolução espacial de 30 metros. Dados de precipitação média anual retirados do Atlas do Ambiente (<http://sniamb.apambiente.pt/Home/Default.htm>).

É possível prever algumas características dos sedimentos fluviais em função da natureza do substrato geológico (crosta continental ou oceânica), das condições de soerguimento e denudação, da presença de unidades sedimentares de cobertura e dos efeitos da meteorização¹⁸. A Figura 3.4 apresenta a distribuição espacial de unidades geológicas cujas características condicionam o volume e composição de sedimentos produzidos. Nas áreas de crosta continental onde dominam granitóides, refletindo estados de denudação avançados, serão geradas associações mineralógicas de quartzo e feldspato, sendo este tendencialmente mais comum em zonas de declives mais acentuados e quando as bacias de drenagem forem pequenas; nas áreas onde dominam rochas metamórficas com protólito sedimentar siliciclástico (quartzito, metapelito, metagrauvaque, micaxisto, etc.) espera-se uma maior produção de fragmentos líticos no caso de sedimentos cascalhentos, mas os sedimentos arenosos devem apresentar associações mineralógicas quartzosas. Porções de crosta oceânica, já muito dissecada, encontram-se em pequenas manchas do NE transmontano e Baixo Alentejo. É de prever que estas regiões forneçam sedimentos enriquecidos em minerais ferro-magnesianos e em fragmentos de rochas ígneas e metamórficas que integram estes minerais. Esta alimentação deve manifestar-se nas proximidades dos afloramentos de rochas máficas e ultra-máficas (de cor escura e ricas em silicatos de Fe e Mg), mas, dada a sua reduzida expressão espacial no território português, tenderá a diluir-se com os sedimentos derivados das zonas com composição mais félsica (rica em elementos mais leves, como o Si, Al, Na e K) que predominam no Maciço Antigo.

Como é próprio de sedimentos reciclados, os materiais transportados a partir das orlas e das bacias mesocenozóicas devem estar enriquecidos em elementos resistentes à abrasão mecânica e alteração química (quartzo) ou produzidos durante os estágios finais de meteorização (caulinite e óxidos-hidróxidos), quando comparados com os alimentados das unidades ígneas e metamórficas do substrato

Precâmbrico-Paleozóico¹⁹. As frações mais grosseiras em sedimentos de rios pequenos podem incorporar uma quantidade significativa de clastos de rochas sedimentares e ígneas. A erosão nas bacias de drenagem que se estendem pelas orlas mesocenozóicas (bem como por unidades metamórficas ricas em componente carbonatada do substrato) também será condicionada por processos químicos de dissolução. Estes acabam por se refletir numa significativa carga sólida transportada em solução.

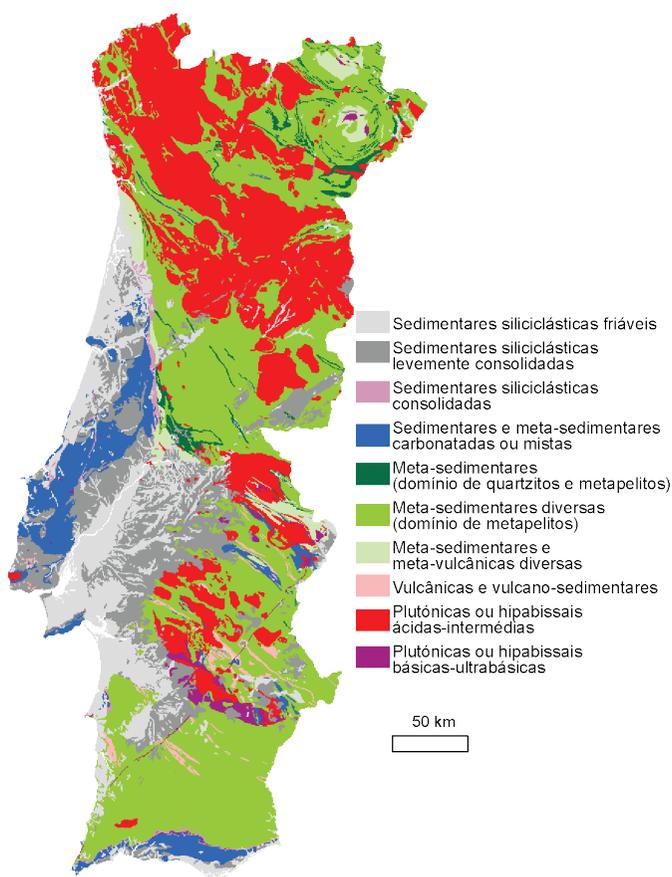


Figura 3.4. Grandes unidades litológicas de Portugal continental organizadas em função dos volumes e características de sedimento potencialmente produzido.

5. Efeito das acções antrópicas no volume e composição dos sedimentos

Os sedimentos fluviais e estuarinos, principalmente os de granulometria mais fina, registam na sua composição as modificações ambientais ocorridas ao longo do tempo, incluindo as perturbações associadas à actividade antrópica (industrial, agrícola) nas respectivas bacias de drenagem e esse registo é útil no estudo da contaminação/poluição de sedimentos.

Os tipos mais comuns de poluição são de natureza orgânica (decorrente da aplicação de agroquímicos: pesticidas – herbicidas, insecticidas e rodenticidas – e fertilizantes) e inorgânica (substâncias químicas que contêm pouco ou nenhum carbono, principalmente metais pesados e semi-metais (As)). Muitos dos compostos orgânicos são biodegradáveis mas outros não, e estes persistem na água ou nos sedimentos por muitos anos (pois têm uma semi-vida muito longa) e concentram-se ao longo da cadeia alimentar.

No que respeita aos metais pesados, pelo seu número de oxidação, são adsorvidos rapidamente pelos minerais de argila e tendem a criar fortes ligações com a superfície das partículas. Independentemente da sua origem, quando entram no meio aquático os metais vão contribuir para a composição do material em suspensão que posteriormente será depositado nos sedimentos de fundo, que funcionam como reservatório de metais²⁰. Este processo de adsorção-deposição faz com que os sedimentos contenham um registo das condições ambientais contemporâneas à sua deposição, uma vez que os metais apresentam uma taxa de difusão extremamente baixa, permanecendo praticamente imóveis desde o momento da sua deposição. A sua grande resistência à degradação microbiana, particular reactividade e período de semi-vida elevado (persistindo inalterados durante anos), são características que tornam estes elementos altamente prejudiciais, originando

muitas vezes níveis de toxicidade elevada. É pois fundamental monitorizar as respetivas concentrações absolutas, não só à superfície mas também em profundidade. O estudo do perfil vertical do conteúdo metálico de uma coluna sedimentar é uma excelente ferramenta para estabelecer os efeitos dos processos naturais e antropogénicos em meios deposicionais aquáticos, permitindo identificar contributos históricos, tendências e flutuações temporais dos metais existentes²⁰.

Ferreira²¹ analisou mais de 650 amostras de sedimentos de corrente de Portugal continental e estabeleceu relações entre a geoquímica dos sedimentos fluviais e as litologias da bacia hidrográfica, zonas geoestruturais e influência antrópica. No que respeita a esta última, o autor encontrou valores acima da referência para Cr, Cu, Pb, Zn e Ni, explicados por actividade industrial e mineira, pela indústria pesada, elevado tráfego automóvel e actividade agro-pecuária intensa. Os organismos bentónicos estão entre os mais vulneráveis aos efeitos nefastos destes contaminantes, podendo bioacumulá-los e eventualmente biomagnificá-los ao longo da cadeia alimentar; porém estes efeitos dependem do organismo em si, dos mecanismos de alimentação, e da especiação e metabolismo do elemento em causa.

Não é apenas a qualidade do sedimento que é alterada por ação antrópica, a quantidade também o é. As principais ações humanas que contribuem para este facto são a construção de barragens e a extração de areias nos leitos fluviais. Estima-se que atualmente as barragens sejam responsáveis pela retenção de mais de 80% dos volumes de areias que eram transportadas pelos rios antes da respetiva construção²². Esta redução associa-se não só ao efeito de retenção sedimentar nas albufeiras mas também à regularização das velocidades, resultante da atenuação das cheias. As implicações desta retenção fazem-se sentir a jusante das barragens e até ao litoral, passando pela transformação dos ecossistemas ribeirinhos

e estuarinos e ainda pelos problemas de erosão costeira devidos ao défice de sedimentos para incorporar na deriva litoral ou ainda para construir ambientes intertidais como sapais e rasos de maré. Esta problemática ganha importância no contexto das alterações climáticas e subida do nível médio do mar, a ponto de a remoção de barragens em fim de vida ser já uma prática comum na Europa nos anos mais recentes²³. Quanto à extração de areias, dados compilados por Santos et al.²² e referentes ao Estudo do Mercado de Inertes em Portugal Continental, promovido em 2003 pelo então Instituto da Água, permitem estimar que, àquela data, cerca de 1/3 das areias comercializadas para construção civil e obras públicas eram obtidas no domínio hídrico, sendo entre 54% e 66% dos inertes extraídos em portos e os restantes extraídos no rio Tejo. Este esforço de extração de inertes em domínio hídrico, corresponde a alguns milhões de m³/ano de areias.

Finalmente, importa referir as ações relacionadas com a alteração do traçado dos rios ou execução de obras hidráulicas. Estas alterações relacionam-se com os aspectos de navegação (por causa do estreitamento e assoreamento dos leitos dos canais navegáveis), de defesa das margens e áreas vizinhas contra as cheias e de aproveitamento agrícola da planície aluvial. No rio Tejo é algo que acontece desde há muito²⁴, estando reportadas, desde pelo menos a época romana, aberturas de novos braços e alvercas para melhorar o escoamento, mudanças de traçado para evitar que as terras pertencentes à Coroa portuguesa fossem cobertas por areias transportadas durante as maiores cheias, abertura de caneiros para que o peixe pudesse subir até Espanha, alargamento de canais para melhoria da navegabilidade, limpeza de valas para melhorar a evacuação das águas em épocas de cheias, construção de diques para protecção de zonas marginais mais baixas. Também no Mondego são seculares as notícias de intervenções de regularização do leito²⁵.

6. Outras leituras

- Agência Portuguesa do Ambiente (APA): <http://www.apambiente.pt/>
- Birot P. 1950. *Le Portugal*. A. Colin. France, Paris
- Delestrac D., Rappeneau G. & Mini L. 2013. Sand Wars. <http://utahmtb.com/sand-wars-full-documentary/>
- Dias J.M.A. 2004. *A análise sedimentar e o conhecimento dos sistemas marinhas (Uma Introdução à Oceanografia Geológica)*. http://w3.uaig.pt/~jdias/JAD/eb_Sediment.html
- European Sediment Network (SedNet). <http://sednet.org/>
- Galopim de Carvalho A.M. 2003. *Geologia Sedimentar. Volume I–Sedimentogénese*. Âncora Editora. Portugal, Lisboa
- Girão A. 1933. *Esboço de uma carta regional de Portugal*. Imprensa da Universidade. Coimbra. Portugal, Coimbra
- Miller J.R. & Miller S.M.O. 2007. *Contaminated rivers: a geomorphological-geochemical approach to site assessment and remediation*. Springer Science & Business Media. The Netherlands, Dordrecht
- Robbins J. 2017. Why the world's rivers are losing sediment and why it matters. Yale Environment 360. Yale School of Forestry & Environmental Studies. <https://e360.yale.edu/features/why-the-worlds-rivers-are-losing-sediment-and-why-it-matters>
- Tockner K., Uehlinger U. & Robinson C.T. 2009. *Rivers of Europe*. Academic Press. USA, San Diego

7. Referências bibliográficas

- ¹Viers J., Dupré B. & Gaillardet J. 2009. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: new insights from a new database. *Sci. Total Environ.* 407: 853–868
- ²Turowski J.M., Rickenmann D. & Dadson S.J. 2010. The partitioning of the total sediment load of a river into suspended load and bedload: a review of empirical data. *Sedimentology* 57: 1126–1146
- ³Garzanti E., Andó S., France-Lanord C., Censi P., Vignola P., Galy V. & Lupker M. 2011. Mineralogical and chemical variability of fluvial sediments 2. Suspended-load silt (Ganga–Brahmaputra, Bangladesh). *Earth Planet. Sci. Lett.* 302: 107–120
- ⁴Garzanti E., Andó S., France-Lanord C., Vezzoli G., Censi P., Galy V. & Najman, Y. 2010. Mineralogical and chemical variability of fluvial sediments: 1. Bedload sand (Ganga–Brahmaputra, Bangladesh). *Earth Planet. Sci. Lett.* 299: 368–381
- ⁵Goossens D. 2008. Techniques to measure grain-size distributions of loamy sediments: a comparative study of ten instruments for wet analysis. *Sedimentology* 55: 65–96.
- ⁶Rossel R.V., Minasny B., Roudier P. & McBratney A.B. 2006. Colour space models for soil science. *Geoderma* 133: 320–337

- ⁷Syvitski J.P. & Milliman J.D. 2007. Geology, geography, and humans battle for dominance over the delivery of fluvial sediment to the coastal ocean. *J. Geol.* 115: 1–19
- ⁸De Vente J. & Poesen J. 2005. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. *Earth-Sci. Rev.* 71: 95–125
- ⁹Ribeiro O. 1991. *Portugal, o Mediterrâneo e o Atlântico*. Livraria Sá da Costa. Coimbra.
- ¹⁰Peel M.C., Finlayson B.L. & McMahon T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydr. Earth Syst. Sci.* 11: 1633–1644
- ¹¹Vanmaercke M., Poesen J., Verstraeten G., de Vente J. & Ocakoglu F. 2011. Sediment yield in Europe: spatial patterns and scale dependency. *Geomorphology* 130: 142–161
- ¹²García-Ruiz J.M., Nadal-Romero E., Lana-Renault N. & Beguería S. 2013. Erosion in Mediterranean landscapes: changes and future challenges. *Geomorphology* 198: 20–36
- ¹³García-Ruiz J.M. 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: a review. *Catena* 81: 1–11
- ¹⁴Verstraeten G., Poesen J., de Vente J. & Koninckx X. 2003. Sediment yield variability in Spain: a quantitative and semiquantitative analysis using reservoir sedimentation rates. *Geomorphology* 50: 327–348
- ¹⁵Bakker M.M., Govers G., van Doorn A., Quetier F., Chouvardas D. & Rounsevell M. 2008. The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: the importance of landscape pattern. *Geomorphology* 98: 213–226
- ¹⁶Pinto M.M.C., Dinis P.A., Silva M.M. & da Silva E.A.F. 2016. Sediment generation on a volcanic island with arid tropical climate: a perspective based on geochemical maps of topsoils and stream sediments from Santiago Island, Cape Verde. *Appl. Geochem.* 75: 114–124
- ¹⁷Weltje G.J. 2012. Quantitative models of sediment generation and provenance: state of the art and future developments. *Sed. Geol.* 280: 4–20
- ¹⁸Garzanti E. 2016. From static to dynamic provenance analysis-Sedimentary petrology upgraded. *Sed. Geol.* 336: 3–13
- ¹⁹Dinis P. & Oliveira Á. 2016. Provenance of Pliocene clay deposits from the Iberian Atlantic Margin and compositional changes during recycling. *Sed. Geol.* 336: 171–182
- ²⁰Moreira S. 2014. Contributo da geoquímica e sedimentologia na caracterização de influências antropogénicas em ambientes estuarinos. Dissertação de Doutoramento em Geologia, Especialidade Geoquímica, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ²¹Ferreira A. 2000. Dados geoquímicos de base de sedimentos fluviais de amostragem de baixa densidade de Portugal continental: estudo de factores de variação regional. Dissertação de Doutoramento, Universidade de Aveiro. Portugal, Lisboa
- ²²Santos F.D., Mota Lopes A., Moniz G., Ramos L. & Taborda R. 2014. Gestão da zona costeira. O desafio da mudança. Relatório do Grupo de Trabalho do Litoral. Portugal, Lisboa

- ²³Bednarek A.T. 2001. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environ. Manag.* 27: 803–814
- ²⁴Nunes E.M.V. 2001. Estudo multidisciplinar da variabilidade temporal e espacial do Tejo na região de Santarém. Dissertação de Mestrado em Geologia Dinâmica, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ²⁵Viseu T., Alves E., Matos R.S. & Mendes L.S.S. 2012. Estudo das inundações do Rio Mondego a jusante da confluência do Rio Ceira. Relatório 333/2012, Departamento de Hidráulica e Ambiente, Núcleo de Recursos Hídricos e Estruturas Hidráulica, Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Portugal, Coimbra
- ²⁶Folk R.L. 1980. *Petrology of sedimentary rocks*. Hemphill Publishing Company. USA, Austin
- ²⁷Shepard F.P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *J. Sed. Res.* 24: 151–158
- ²⁸Crook K.A. 1960. Classification of arenites. *Am. J. Sci.* 258: 419–428

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 4

ALGAS

**Salomé F.P. Almeida¹, Ana T. Luís², Carmen L. Elias³, Maria Helena Novais⁴,
Lília M.A. Santos⁵, Vítor Vasconcelos⁶, Sandra C. Craveiro⁷ & António J. Calado⁸**

¹GeoBioTec – Unidade de Investigação Geobiociências, Geotecnologias e Geoengenharias, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, salmeida@ua.pt

²GeoBioTec – Unidade de Investigação Geobiociências, Geotecnologias e Geoengenharias, Departamento de Geociências, Universidade de Aveiro, Portugal, anatluís@ua.pt

³GeoBioTec – Unidade de Investigação Geobiociências, Geotecnologias e Geoengenharias, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, carmen.elias@ua.pt

⁴ICT – Instituto Ciências da Terra, Universidade de Évora, Portugal, novaismh@gmail.com

⁵Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, liliamas@ci.uc.pt

⁶CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Portugal, vmvascon@fc.uc.pt

⁷GeoBioTec – Unidade de Investigação Geobiociências, Geotecnologias e Geoengenharias, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, scraveiro@ua.pt

⁸GeoBioTec – Unidade de Investigação Geobiociências, Geotecnologias e Geoengenharias, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, acalado@ua.pt

Resumo: O termo algas engloba grupos de organismos muito diferentes entre si apresentando uma distribuição geográfica global muito ampla. Sendo geralmente fotossintéticas constituem a base do funcionamento de muitos ecossistemas aquáticos. Neste trabalho incidir-se-á sobre as algas de água doce que ocorrem em ambientes lóticos e destas apenas serão destacados os grupos dominantes, ubíquos, ecologicamente relevantes ou que foram alvo de extensa investigação a nível nacional, sendo eles: as cianobac-

térias, os dinoflagelados e as diatomáceas. Sumariou-se ainda a investigação que tem sido desenvolvida em Portugal, destacando-se a diversidade de abordagens (p.ex., morfológica, taxonómica, ecológica, filogenética, molecular, toxicológica e biotecnológica).

Palavras-chave: algas, cianobactérias, diatomáceas, dinoflagelados, rios

1. Algas nos rios

O termo algas reúne um conjunto diversificado de organismos geralmente fotossintéticos, e muitas vezes estruturalmente mais simples do que as plantas¹. No entanto, esta definição não inclui todas as algas, uma vez que algumas perderam a sua capacidade fotossintética e são heterotróficas, outras são mixotróficas como é o caso, por exemplo, de representantes das Euglenophyta e das Dinophyta. Algumas Phaeophyceae (algas castanhas) apresentam um grau de complexidade estrutural próximo do das plantas vasculares. Do ponto de vista morfológico as algas são muito diversificadas: podem ser unicelulares, coloniais, imóveis ou móveis por flagelos ou por movimentos amebóides, filamentosas com e sem ramificações, filamentosas uni ou plurisseriadas, com estrutura parcialmente cenocítica (apocíticas, organismo constituído por apócitos que são células separadas entre si por septos e que contém mais que um núcleo), ou totalmente cenocítica (organismo constituído por uma única célula multinucleada sem septos), pseudoparenquimatosas entre outros, o que implica que em termos de dimensões possam ir desde alguns micrómetros (p.ex., *Chlamydomonas*) a dezenas de metros de comprimento (p.ex., *Macrocystis*). As Cyanophyta ou Cyanobacteria embora procarióticas (células sem organelos envoltos por membranas, i.e., ADN e tilacóides estão dispersos pelo citoplasma) são estudadas pelos ficologistas devido à sua diversidade morfológica tão complexa como a encontrada

em algas eucarióticas (células ou organismos que possuem organelos delimitados por membranas, i.e., núcleo, mitocôndrias, cloroplastos, retículo endoplasmático, complexo de Golgi) para além de serem fotossintéticas com produção de oxigénio. As restantes algas são eucarióticas e delas fazem parte grupos de organismos que diferem muito entre si em numerosos aspetos (morfologia, citologia, ultraestrutura, reprodução, fisiologia, bioquímica, genética) o que indica uma proveniência a partir de diversos tipos ancestrais². Apesar da origem polifilética, todas as algas fotossintéticas possuem clorofila *a*, embora possam variar na presença de clorofila *b*, *c* ou *d*. Outros pigmentos acessórios como ficobilinas ou xantofilas podem camuflar a cor verde da clorofila tornando as algas mais ou menos avermelhadas (Rhodophyta), azuladas (Cyanobacteria), acastanhadas ou mesmo douradas (Phaeophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae). A composição química das paredes celulares assim como as substâncias de reserva podem variar entre diferentes grupos de algas. A diversidade torna-se ainda maior ao considerarem-se características ultraestruturais, como por exemplo o número de membranas que rodeia os cloroplastos (organelo que contém clorofila sendo responsável pela fotossíntese), a arquitetura flagelar de organismos móveis, os mecanismos de divisão celular, entre outros².

Os grupos taxonómicos com maior representatividade nas águas correntes, quer em termos de diversidade, quer em termos de abundância, são as Bacillariophyceae (diatomáceas) e as Chlorophyta (algas verdes), mas também as Cyanobacteria (algas azuis). Em zonas de menor velocidade de corrente onde o desenvolvimento de fitoplâncton é possível, poderão abundar os grupos referidos anteriormente acrescidos de Euglenophyta e Chrysophyceae. Outros grupos menos frequentes e geralmente pouco abundantes poderão também ocorrer nos rios, como é caso das Dinophyta, Cryptophyta, Eustigmatophyceae, Rhodophyta (algas vermelhas) e Phaeophyceae. Estes dois últimos grupos são maioritariamente marinhos estando representados por um pequeno número de géneros em meios lóticos³.

2. Habitats e importância ecológica das algas

As algas apresentam uma distribuição geográfica muito ampla a nível global³. Embora maioritariamente aquáticas, podem ocorrer também em escorrências, solos, superfície de gelo, troncos de árvores, entre outros. As algas conseguem desenvolver-se em meios marinhos, salobros, de água doce e até em ambientes extremos como é o caso das drenagens ácidas de minas. Podem desenvolver-se na coluna de água (planctónicas), mas também colonizam todo o tipo de substratos disponíveis (perifíticas), como é caso de rochas e pedras (epilíticas), sedimento arenoso (epipsâmicas), sedimento vasoso (epipélicas), outras algas e plantas (epifíticas) e até animais (epizóicas), sobretudo em rios e ribeiros pouco profundos ou na zona litoral de lagos⁴. Nos grandes rios e em troços onde ocorrem albufeiras, as algas planctónicas poderão desenvolver comunidades expressivas⁵. As algas planctónicas apresentam uma sucessão sazonal de espécies bem definida, especialmente em lagos temperados¹. No caso de meios lóticos de pequenas dimensões são as algas perifíticas as dominantes. As algas planctónicas (fitoplâncton) e perifíticas (perifíton) ocorrem em equilíbrio dinâmico com o balanço a depender da profundidade da água e da velocidade da corrente¹. O desenvolvimento de fitoplâncton depende de uma baixa velocidade da corrente o que implica um tempo suficiente de residência da água (caso contrário é arrastado para jusante) e níveis de luz adequados, daí ser dominante à superfície de lagos e em águas com fraca corrente. Por outro lado, o perifíton requer níveis adequados de luz (água transparente, pouco profunda), substratos para adesão podendo tolerar elevada velocidade de corrente e predominando em rios e ribeiros¹. É comum observar-se um intercâmbio de algas entre habitats, como por exemplo, o desprendimento de algas do substrato a que estão aderentes e a sua passagem à coluna de água durante um período de tempo, ou a sedimentação de algas planctónicas nos substratos disponíveis.

As algas estando na base das teias tróficas e ciclos biogeoquímicos constituem um componente importante dos ecossistemas aquáticos⁶. As algas do fitoplâncton e do perifíton de rios e ribeiros são importantes produtores primários, constituindo uma fonte essencial de alimento para os consumidores primários. Ao fotossintetizarem, as algas transformam o fósforo e azoto inorgânicos em orgânicos acumulando-os na sua biomassa e regulando assim o balanço químico destes e de outros nutrientes nos ambientes aquáticos. No entanto, em determinadas condições ambientais estas podem desenvolver-se de forma maciça ameaçando o equilíbrio ecológico e comprometendo os bens e serviços dos ecossistemas⁶. Por outro lado, as algas podem ser usadas para avaliar bens e serviços dos ecossistemas como indicadores de alterações da qualidade dos meios aquáticos (físicas, químicas, de habitat) devido às suas respostas diferenciadas⁶. Ao perifíton é também reconhecida a capacidade de estabilização de substratos, como da areia ou de outros sedimentos soltos, impedindo a sua desagregação por ação da corrente⁴, e de servir de habitat para muitos outros organismos como quironómídeos, anfípodos e meiofauna.

3. Tipos de algas mais frequentes/abundantes em rios

3.1. Cianobactérias

3.1.1. Citologia e diversidade morfológica

As cianobactérias, classificadas como algas azuis até às últimas décadas do século XX, são organismos procarióticos fotossintéticos que apresentam uma grande ubiquidade, vivendo desde as zonas tropicais até à Antártida e ao Ártico, nos desertos e nascentes termais, em águas doces e salgadas, de vida livre ou em simbiose com fungos

(líquenes), esponjas, corais, plantas terrestres (*Cycas* spp.) e inclusive com animais (preguiça). São organismos com uma história evolutiva longa, existindo desde há mais de 3,5 mil milhões de anos, responsáveis pela produção de uma atmosfera rica em oxigénio no nosso planeta já que foram os primeiros organismos fotossintéticos a colonizar os nossos mares. Estiveram ainda na origem dos cloroplastos das algas e plantas superiores. Sendo procariontes têm uma estrutura celular muito simples, sem verdadeiros organelos, possuindo ADN na matriz citoplasmática e a clorofila associada a tilacóides.

As cianobactérias possuem uma morfologia simples, com células esféricas ou ovóides, no caso de espécies unicelulares ou coloniais, e células cilíndricas no caso das espécies filamentosas. Os filamentos podem ser simples ou ramificados e possuem células vegetativas ou, em algumas ordens como as Nostocales, células especializadas como os heterocistos (onde se dá a fixação de azoto atmosférico) ou acinetos (células de resistência).

3.1.2. Papel como indicadores

Embora as cianobactérias sejam ubíquas, podem em situações de excesso de nutrientes – eutrofização – tornarem-se dominantes em relação a outras espécies de fitoplâncton ou de perifíton e formarem explosões populacionais – florescências ou *blooms*. As florescências de cianobactérias, mais visíveis em águas com pouca corrente, como nas albufeiras ou lagos naturais ou artificiais, são assim indicadores de um estado de eutrofização avançado, refletindo o excesso de azoto e/ou fósforo na água (Figura 4.1). Em sistemas de águas correntes de pouca profundidade (rios não represados), ou em zonas de estuários e em zonas costeiras marinhas, as cianobactérias podem também formar tapetes extensos, que podem dominar os grupos de microalgas. Durante as florescências podemos assistir a uma mudança na dominância das

espécies de cianobactérias presentes, passando por exemplo de organismos da ordem Chroococcales para a Nostocales, o que nos indicará uma deficiência de azoto, já que estas últimas são fixadoras de azoto e surgem por isso em maior abundância quando este está deficitário.



Figura 4.1. Florescência de cianobactérias no rio Douro (albufeira de Crestuma-Lever) em setembro de 1996. Fotografia: Vítor Vasconcelos.

Em Portugal, os estudos sobre cianobactérias tiveram início no começo do século XX com os estudos de Sampaio⁷ focando-se nesta fase na sistemática de cianobactérias de águas doces e salobras. Na década de 1990 começaram a produzir-se trabalhos nas áreas da toxicidade de cianobactérias e da sua ocorrência em rios, lagos e albufeiras e suas implicações em termos de saúde humana e ambiental⁸.

3.1.3. Biodiversidade e toxicidade de cianobactérias

Os estudos sobre cianobactérias nos rios portugueses têm sido focados mais nas comunidades planctónicas de albufeiras, em rios

com corrente reduzida e ainda em estuários. As cianobactérias podem produzir toxinas (cianotoxinas) que causam impactos significativos nos sistemas aquáticos, causando mortes maciças de peixes e aves aquáticas, podendo também causar a morte a mamíferos que consomem águas contaminadas, como animais domésticos e gado. O consumo de água ou alimentos contaminados com toxinas, contacto direto aquando de atividades recreativas ou por tratamento com diálise resulta em intoxicações humanas, por vezes letais. As cianotoxinas podem ter efeitos neurotóxicos (anatoxina-a, saxitoxinas, β -N-metilamino-l-alanina (BMAA)), hepatotóxicos (microcistinas e nodularinas), citotóxicos (cylindrospermopsina) ou dermatotóxicos (lipopolissacarídeos).

Nos rios portugueses, as primeiras toxinas a serem detetadas foram as microcistinas⁹. Ocorrem em especial em albufeiras (p.ex., Torrão, Aguieira, Crestuma, Monte Novo, Alqueva), mas também em troços de rios não represados e seus estuários (p.ex., Minho, Guadiana), podendo revelar-se um problema de saúde pública dada a sua potencial acumulação em bivalves nesses locais. As espécies dominantes no plâncton de rios represados são *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Dolichospermum (Anabaena) flos-aquae*¹⁰. A sua ocorrência em praias fluviais também pode limitar os usos desses locais, sendo aconselhado a colocação de placas e outro material informativo aquando da ocorrência de florescências de cianobactérias.

3.1.4. Biotecnologia e cianobactérias

Recentemente têm sido realizados estudos que indicam o potencial biotecnológico das cianobactérias, como fontes de proteínas para rações animais, suplementos alimentares para humanos, e inclusivamente aplicações na cosmética e na indústria farmacêutica. Entre estes podemos salientar as aplicações na área dos antibióticos, anti-víricos¹¹, anticancerígenos¹², antiobesidade¹³, alelopatia¹⁴ e anti-incrustantes¹⁵.

A possibilidade de isolar estirpes de cianobactérias e cultivá-las em laboratório em condições controladas potencia o seu uso de uma forma sustentada, sem necessidade de recolha de biomassa no meio ambiente natural. As coleções de culturas, como a LEGE CC (<http://lege.ciimar.up.pt/>) existente no CIIMAR (Universidade do Porto), são excelentes acervos de biodiversidade que devem ser consolidadas e conhecidas, de forma a aumentar o sucesso na busca de novos bioativos de origem algal e cianobacteriana em particular¹⁶. Na Algoteca da Universidade de Coimbra (ACOI) encontra-se uma das mais extensas coleções de cianobactérias mas também de outras microalgas de água doce que representa de forma significativa a diversidade algológica Portuguesa (<http://acoi.ci.uc.pt/>). São cerca de 4000 culturas vivas que foram isoladas de uma vasta gama de habitats em Portugal, incluindo rios e albufeiras. As culturas ACOI são solicitadas por instituições de ensino nacionais e internacionais e também por empresas de vários países.

3.2. Dinophyceae (dinoflagelados)

3.2.1. Citologia e diversidade morfológica

Os dinoflagelados são um grupo de algas muito diversificado, caracterizado por um conjunto de particularidades bem distintas. Cerca de metade das espécies do grupo tem capacidade fotossintética, as outras são heterotróficas e têm que utilizar partículas orgânicas, frequentemente outros organismos, como fonte de carbono; algumas espécies providas de cloroplastos também consomem presas e são designadas mixotróficas. Os dinoflagelados constituem um dos mais importantes grupos de algas em meio marinho, onde atingem maior diversidade. A grande maioria das formas encontradas em águas interiores são células solitárias dotadas de mobilidade através da atividade de dois

flagelos diferentes (projeção celular alongada e cilíndrica com uma ultra-estrutura característica formada por 9 pares de microtúbulos à periferia e 2 microtúbulos centrais, salvo raras exceções em podem faltar os 2 microtúbulos centrais) que se inserem na zona ventral da célula (Figura 4.2a). Um dos flagelos tem a estrutura de uma "fita" que ondula dentro de uma goteira transversal (cíngulo), demarcando na célula uma zona anterior (epicone ou epissoma) e uma zona posterior (hipocone ou hipossoma). O outro flagelo é aproximadamente cilíndrico e estende-se geralmente numa depressão longitudinal (sulco), prolongando-se para lá da célula, no sentido oposto ao deslocamento (Figura 4.2a). As Figuras 4.2b-f ilustram em microscopia óptica variantes morfológicas comuns em água doce. Em algumas espécies a forma vegetativa é cocóide (células não flageladas, rodeadas de parede) e é geralmente aderente a outros organismos (Figura 4.2d); nestas formas as células móveis ocorrem apenas como agentes de reprodução e dispersão. Todas as células móveis de dinoflagelados apresentam uma organização particular da periferia que se denomina anfiesma. Em geral, o anfiesma é formado pela membrana celular (plasmalema) e por uma camada subjacente de vesículas achatadas (Figura 4.2a). As vesículas do anfiesma podem conter placas celulósicas mais ou menos espessas (Figura 4.2b), formando no seu conjunto uma espécie de armadura articulada (teca); noutras formas, ditas nuas, as vesículas do anfiesma não apresentam material consistente. O número e disposição das placas tecais na superfície da célula têm sido usados na caracterização taxonómica. Vários sistemas de numeração e identificação das placas têm sido estabelecidos, mas o sistema de Kofoid¹⁷, em que as placas são identificadas pela sua distribuição em fiadas transversais na célula, é o mais usado. O núcleo dos dinoflagelados é geralmente volumoso e facilmente reconhecível em microscopia óptica por ter os cromossomas permanentemente condensados (Figura 4.2f).

A morfologia das células de dinoflagelados é fortemente marcada pela posição do cíngulo, que varia ao longo do eixo longitudinal. As

formas mais frequentes apresentam o cingulo perto do meio da célula (p.ex., *Borghiella* spp., Figura 4.2a, f), outras têm-no perto da zona apical, delimitando um epicone pequeno (p.ex., *Prosoaulax* spp., Figura 4.2c), noutras ainda o cingulo insere-se perto da zona antapical (p.ex., *Opisthoaulax* spp., Figura 4.2e). No género *Ceratium* as células têm prolongamentos tanto no epicone como no hipocone (Figura 4.2b).

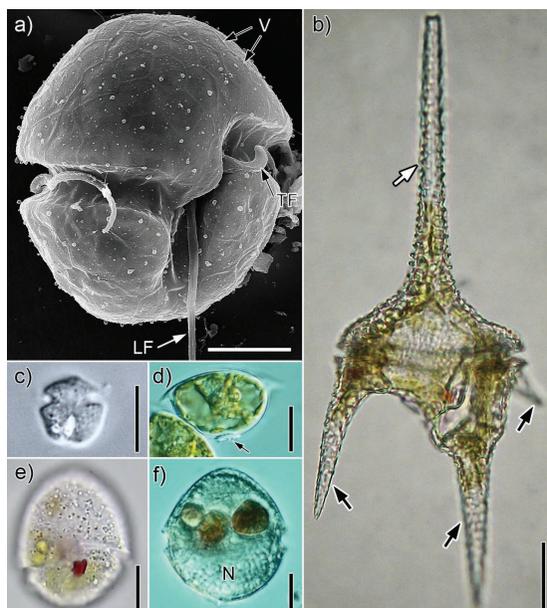


Figura 4.2. Variedade de morfologias em dinoflagelados de água doce (a, microscopia eletrónica de varrimento; b–f, microscopia óptica): a) *Borghiella andersenii*, vista ventral. Flagelo transversal (TF) no cingulo e flagelo longitudinal (LF) no sulco. Superfície da célula com numerosas vesículas do anfiema (V). Escala = 5 μm ; b) *Ceratium hirundinella*, vista ventral. Morfotipo com uma apófise longa no epicone (seta branca) e três apófises de tamanhos diferentes no hipocone (setas pretas). Espécie fotossintética; teca com estrutura reticulada forte. Escala = 20 μm ; c) Vista ventral de *Prosoaulax lacustris*, espécie heterotrófica com o epicone menor que o hipocone. Escala = 10 μm ; d) *Dinococcus oedogonii*, secção óptica de uma forma cocóide. A célula foi destacada do seu substrato, mostrando o disco de fixação (seta). Escala = 10 μm ; e) *Opisthoaulax vorticella*, vista ventral; espécie heterotrófica com vacúolos digestivos predominantemente no hipocone que, nesta espécie, é menor que o epicone. Escala = 10 μm ; f) *Tyrannodinium edax*, secção óptica; espécie heterotrófica com vacúolos digestivos no epicone e núcleo (N) grande ocupando quase todo o hipocone. Escala = 10 μm . Fotografias: António José Calado e Sandra Carla Craveiro.

3.2.2. Ecologia

Os dinoflagelados de água doce podem ser encontrados em todos os tipos de formações aquáticas (lagos, rios, albufeiras, charcos, etc.) e em todas as regiões do mundo, desde zonas polares a temperadas e tropicais. As características físico-químicas dos diferentes meios aquáticos variam em termos de temperatura, pH, condutividade, nutrientes, etc., condicionando a distribuição e biogeografia das diferentes espécies de dinoflagelados. A variação sazonal das espécies está também dependente em grande medida da variação destes fatores. As espécies fotossintéticas (p.ex., *Chimonodinium lomnickii*) têm geralmente picos sazonais que se repetem anualmente, enquanto as heterotróficas podem ocorrer ao longo de todo o ano com picos mais irregulares (p.ex., *Gyrodinium helveticum*)^{18,19}.

3.2.3. Estudos desenvolvidos

Os primeiros registos de dinoflagelados em águas doces portuguesas são de Lacerda²⁰ e Frade^{21,22}. Seguiram-se os trabalhos de Nauwerck^{23,24} que registou 24 espécies de dinoflagelados ao estudar amostras de meios aquáticos (incluindo 13 albufeiras) de todo o país. Durante as décadas de 1960, 1970 e 1980, vários trabalhos gerais sobre biodiversidade de microalgas de água doce fizeram aumentar o número de dinoflagelados conhecidos em Portugal (p.ex., ²⁵⁻²⁹). A lista geral de taxa referenciados para águas interiores de Portugal continental foi reunida em Pandeirada et al.³⁰. A lista inclui a reavaliação da posição taxonómica de muitas espécies e adiciona uma dúzia de novos registos de taxa. Esta lista deverá ser complementada com a consulta de Craveiro et al.³¹⁻³³, Pandeirada et al.^{34,35} e Daugbjerg et al.³⁶. O número total de espécies referenciadas para águas continentais portuguesas é presentemente 52, distribuídas por 28 géneros.

Ao longo dos últimos vinte anos, várias contribuições sobre mecanismos de alimentação, estrutura fina e filogenia de dinoflagelados foram baseados no estudo de exemplares colhidos em águas interiores portuguesas (p.ex., ^{37,38}).

3.3. Diatomáceas

3.3.1. Citologia e diversidade morfológica

As diatomáceas são organismos eucarióticos maioritariamente fotossintéticos, de cor dourada-acastanhada. Estes organismos não flagelados podem ocorrer no seu estado unicelular ou colonial. A característica mais distintiva relativamente aos outros grupos de algas é a sua parede celular bivalve de natureza siliciosa ricamente ornamentada (Figura 4.3). A frústula (parede celular) é constituída por duas partes ou valvas que podem encaixar diretamente uma na outra sendo a epivalva ligeiramente maior do que a hipovalva que encaixa por dentro da primeira. O mais usual, no entanto, é a existência de um número variável de faixas ou bandas conetivas a ligarem as duas valvas (Figura 4.3a).

A identificação das diatomáceas baseia-se essencialmente na estrutura da frústula, tornando-se necessário remover o conteúdo celular (Figura 4.3b-j). De uma forma simplificada pode-se dizer que morfológicamente as diatomáceas podem ser cêntricas se apresentarem ornamentação com simetria radiada (Figura 4.3b) ou pinuladas se tiverem simetria bilateral (restantes imagens da Figura 4.3). Este último grupo domina em águas correntes pois inclui a maioria das diatomáceas perifíticas e/ou móveis quando em contacto com um substrato. Em vista valvar as diatomáceas pinuladas podem apresentar simetria considerando os planos apical e transapical (Figura

4.3c, e, g, h, i) ou assimetria em relação ao plano apical (Figura 4.3j) ou transapical (Figura 4.3d, f). As diatomáceas pinuladas que possuem rafe (fenda longitudinal na superfície valvar) podem mover-se quando em contacto com um substrato (Figura 4.3a, e-j).

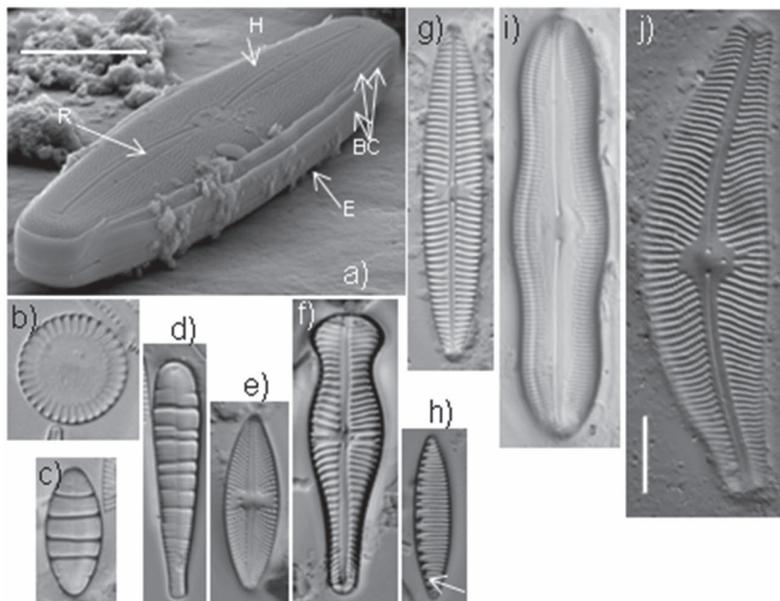


Figura 4.3. Diversidade morfológica de diatomáceas de água doce (a, microscopia eletrónica de varrimento, escala = 10 μm ; b-j, microscopia óptica em vista valvar, escala = 10 μm): a) *Frustulia vulgaris* em vista valvar com vista conetiva parcialmente visível: epivalva (E), hipovalva (H), três bandas conetivas visíveis (BC), rafe tipo fenda (R); b) *Cyclotella meneghiniana*; c) *Diatoma mesodon*; d) *Meridion circulare*; e) *Luticola goeppertiana*; f) *Gomphonema truncatum*; g) *Navicula tripunctata*; h) *Nitzschia amphibia*, rafe tipo canal rafeano (seta); i) *Caloneis silicula*; j) *Cymbella tumida*. Fotografias: Salomé F.P. Almeida e Carmen L. Elias.

3.3.2. Estudos desenvolvidos

As primeiras referências a diatomáceas de Portugal continental remontam ao século XIX, com os trabalhos de Ehrenberg³⁹, Colmeiro

(p.ex., ⁴⁰) e Del-Amo y Mora⁴¹, que citam diatomáceas colhidas no rio Tejo, em Coimbra e no Porto. Destacam-se ainda trabalhos de Henriques (p.ex., ⁴²) e de De-Toni⁴³. No início do século XX são publicados os primeiros catálogos e descrições de diatomáceas (p.ex., ^{23,24,44-46}).

No final do século XX e início do século XXI observou-se uma evolução, quer em número, quer na natureza das publicações, inicialmente de carácter florístico, com caracterização morfológica dos taxa observados e informação do local de colheita, para estudos detalhados sobre a sua ecologia (p.ex., ^{47,48}), morfologia, taxonomia e ultraestrutura (p.ex., ⁴⁹⁻⁵³), utilização como bioindicadores (p.ex., ⁵⁴⁻⁵⁷) e adaptação a ambientes extremos (p.ex., ⁵⁸). A implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA)⁵⁹ veio promover o estudo sistematizado das diatomáceas, incluindo a sua colheita e identificação em cursos de água de todo o país⁶⁰, que eram até então geograficamente limitados.

3.3.3. Papel como indicadores

Um indicador biológico (espécie ou comunidade) é aquele que pela sua presença pode fornecer informação acerca das condições químicas e/ou físicas do ambiente que o rodeia¹. Os primeiros estudos sobre o efeito da poluição nas comunidades de diatomáceas surgiram na década de 1940 (p.ex., ⁶¹) seguidos de muitos outros comprovando o potencial e robustez da utilização destes organismos para avaliação da qualidade de águas lóxicas⁶². Em Portugal, a sua utilização para este fim começou a ser notória a partir da década de 1980 (p.ex., ⁴⁸). Às diatomáceas são reconhecidas vantagens como indicadores da qualidade da água, como o facto de (i) ser o grupo de algas mais diversificado, mais ubíquo e muitas vezes o mais abundante em meios lóxicos¹, (ii) de em conjunto reagirem a um amplo gradiente ambiental químico (matéria orgânica, inorgânica, pH, condutividade) e físico (morfologia do canal e margens, conectividade, sedimentos)

(p.ex., ⁶³), (iii) de serem fáceis de amostrar e preservar, e (iv) de existir uma extensa bibliografia sobre a sua autoecologia e identificação. As diatomáceas são atualmente um dos elementos de qualidade biológica (EQB) obrigatórios na avaliação do estado ecológico dos rios europeus de acordo com a DQA⁵⁹.

Em Portugal, foram construídos modelos preditivos baseados em diatomáceas para determinação do estado ecológico dos ribeiros, primeiro para a região centro⁶⁴ e depois para todo o território continental⁶³. Estes modelos baseiam-se no conceito de condição de referência (estado no presente ou no passado que corresponde à ausência de pressões antropogénicas significativas ocorrendo apenas pequenas alterações físico-químicas, hidromorfológicas e biológicas)⁶⁵ constituindo ferramentas mais adequadas à determinação do estado ecológico de águas correntes de acordo com as exigências da DQA. Foi ainda proposto um procedimento baseado na combinação de dois métodos – modelação e filtros ambientais (variáveis ambientais, p.ex., abióticas, interações biológicas, atributos das espécies) expressas hierarquicamente a múltiplas escalas ao nível da paisagem (desde o microhabitat à escala de bacia hidrográfica), que determinam a composição e a estrutura das comunidades biológicas locais ⁶⁶ para definição da condição de referência.

Uma abordagem relativamente recente mostrou ser possível definir a ecologia de diatomáceas a partir de outras próximas filogeneticamente, dado que existe uma relação entre a filogenia e ecologia (i.e., espécies próximas filogeneticamente mostram preferências ecológicas semelhantes^{67,68}).

3.3.4. Diatomáceas de ambientes extremos: zonas mineiras

A Faixa Piritosa Ibérica (FPI) estende-se desde a região do Alentejo (Portugal) à região da Andaluzia (Espanha), contendo mais de 90

depósitos de sulfuretos maciços (principalmente pirite, Fe_2S), onde a exploração mineira conta com mais de 2000 anos de existência até ao presente (p.ex., minas de Neves Corvo e Aljustrel). Devido à instabilidade química e geotécnica provocada pela exploração dos minérios, os seus resíduos sofrem oxidação, originando drenagem ácida de mina. Outras minas (p.ex., Coval da Mó, Palhal) presentemente desativadas, situadas na região de Aveiro (no centro-norte de Portugal) e mais especificamente nas bacias dos rios Caima e Mau, afluentes do rio Vouga, foram importantes na exploração de metais como o chumbo, o cobre e a prata.

Nas bacias hidrográficas afetadas pela atividade mineira os cursos de água e os solos encontram-se contaminados com vários metais tornando-se inóspitos para a vida aquática que neles se encontra. Estas massas de água foram, durante muito tempo, consideradas como ambientes extremos e desprovidos de vida, e por isso, candidatos a medidas de reabilitação. Contudo, a descoberta de organismos extremófilos, maioritariamente bactérias, embora existam também eucariotas tais como fungos, algas verdes e diatomáceas (p.ex., *Pinnularia acoricola*⁶⁹ e *Pinnularia aljustrellica*⁷⁰), mostrou que existem organismos capazes de sobreviver nestas condições inóspitas.

As diatomáceas são indicadoras por excelência destes ambientes extremos tanto ao nível da comunidade, com a substituição de espécies sensíveis por outras tolerantes (como é o caso das espécies de *Pinnularia* atrás referidas), como ao nível do indivíduo, com alterações morfológicas a nível da frústula, por exemplo em *Achnanthisidium minutissimum*, *Brachysira vitrea*, *Eunotia exigua* e diversas espécies de *Fragilaria* (p.ex.,^{71,72}).

Não sendo os atuais índices biológicos capazes de caracterizar estes ambientes por terem sido desenvolvidos para avaliarem sobretudo a contaminação orgânica e por nutrientes, torna-se necessário conceber um novo índice mais completo que deverá incluir, na sua composição, parâmetros físico-químicos de águas e sedimentos, tais

como metais e pH, e também outros parâmetros biológicos (fisiológicos, bioquímicos, moleculares).

4. Outras leituras

- Novais M.H., Blanco S., Morais M.M., Hoffmann L. & L. Ector 2015. Catalogue of continental diatoms from Portugal, including the Archipelagos of Azores and Madeira. Updated nomenclature, distribution and bibliography. In: Witkowski, A. (ed.) *Diatom monographs*. 17A-C. Koeltz Scientific Books. Germany, Königstein
- Santos L. M. A. & Santos M.F. 2004. The Coimbra Culture Collection of Algae (ACOI). *Nova Hedwigia* 79: 39–47
- Santos L.M.A. Santos M. F., Gil M. C. & Pereira M. J. 2002. Diversity of freshwater algae. In: Pardal M., J.C. Marques J.C. & M.A.S. Graça M.A.S. (eds.) *Aquatic ecology of the Mondego River basin. Global importance of local experience*. Imprensa da Universidade de Coimbra. Portugal, Coimbra

5. Referências bibliográficas

- ¹Bellinger E.G. & Sigeo D.C. 2010. *Freshwater algae. Identification and use as bioindicators*. Wiley-Blackwell, A John Wiley & Sons, Ltd. UK, Chichester, West Sussex
- ²van den Hoek C., Mann, D.G. & Jahns, H.M. 1995. *Algae. An introduction to phycology*. Cambridge University Press. UK, Cambridge
- ³Round F.E. 1981. *The ecology of algae*. Cambridge University Press. UK, Cambridge
- ⁴Graham L.E. & Wilcox L.W. 2000. *Algae*. Prentice-Hall, Inc. USA, Upper Saddle River
- ⁵Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J. & Jones J.I. 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci. Total Environ.* 365: 66–83
- ⁶Stevenson J. 2014. Ecological assessments with algae: a review and synthesis. *J. Phycol.* 50: 437–461
- ⁷Sampaio J. 1933. Apontamentos para o estudo das cianófitas portuguesas. *Anais da Faculdade de Ciências Porto XVIII*: 49–59
- ⁸Vasconcelos V.M. 1994. Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Portuguese freshwaters. *Arch. Hydrobiol.* 130: 439–45
- ⁹Vasconcelos V.M., Sivonen K., Evans W.R., Carmichael W.W. & Namikoshi M. 1996. Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in Portuguese freshwaters. *Water Res.* 30: 2377–2384
- ¹⁰Vasconcelos V. 2006. Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help. *Limnetica* 25: 452–432

- ¹¹Lopes V.R., Schmidtke M., Fernandes M.H., Martins R. & Vasconcelos V. 2011. Cytotoxicity in L929 fibroblasts and inhibition of herpes simplex virus type 1 Kupka viruses by estuarine cyanobacteria. *Toxicol. in vitro* 25: 944–950
- ¹²Leão P.N., Costa M., Ramos V., Pereira A.R., Fernandes V.C., Domingues V.F., Gerwick W.H., Vasconcelos V. & Martins R. 2013. Antitumor activity of hierridin B, a cyanobacterial secondary metabolite found in both filamentous and unicellular marine strains. *PLoS One* 8/9: e69562
- ¹³Castro M., Preto M., Vasconcelos V. & Urbatzka R. 2016. Obesity: the metabolic disease, advances on drug discovery and natural product research. *Curr. Top. Med. Chem.* 16: 1–28
- ¹⁴Leão P.N., Vasconcelos M.T.S.D. & Vasconcelos V. 2009. Allelopathic activity of low cell densities of Cyanobacteria on microalgae. *Eur. J. Phycol.* 44: 347–355
- ¹⁵Almeida J., Freitas M., Cruz S., Vasconcelos V. & Cunha I. 2015. Acetylcholinesterase in biofouling species: characterization and mode of action of cyanobacteria-derived antifouling agents. *Toxins* 7: 2739–2756
- ¹⁶Ramos V., Morais J., Vasconcelos V. 2017. CYANOTYPE v1.0: a manually curated dataset of categorized cyanobacterial strains relevant for modern taxonomy, phylogenetic and phylogenomic studies. *Sci. Data* 4: 17005
- ¹⁷Kofoed C.A. 1909. On *Peridinium steinii* Jörgensen, with a note on the nomenclature of the skeleton of the Peridinidae. *Arch. Protistenk.* 16: 25–47
- ¹⁸Nauwerck A. 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. *Symb. Bot. Upsal.* 17: 1–163
- ¹⁹Wille E. & Hoffmann L. 1991. Population dynamics of the dinoflagellate *Gymnodinium belveticum* Penard in the Reservoir of Esch-sur-Sûre (G.-D. of Luxembourg). *Belg. J. Bot.* 124: 109–114
- ²⁰Lacerda F.S. 1948. Notas algológicas. *Bol. Soc. Portug. Ci. Nat.* 16: 94–106
- ²¹Frade F. 1954. Albufeira de Castelo do Bode. A água e alguns dos seus microorganismos. *Bol. Com. Fisc. Águas* 35: 129–137
- ²²Frade F. 1957. Prospecções hidrobiológicas. Albufeira de Castelo do Bode. *Bol. Com. Fisc. Águas* 38: 5–10
- ²³Nauwerck A. 1959. Beitrag zur Kenntnis des Phytoplanktons portugiesischer Gewässer. *Bol. Soc. Brot., Sér. 2*, 33: 223–231
- ²⁴Nauwerck A. 1962. Zur Systematik und Ökologie Portugiesischer Planktonalgen. *Mem. Soc. Brot.* 15: 5–55
- ²⁵Rodrigues J.E.M. 1961. Contribuição para o conhecimento das algas de água doce de Portugal. *Bol. Soc. Brot., Sér. 2*, 35: 185–212
- ²⁶Rino J.A. 1967. Subsídios para o conhecimento das algas de Portugal – II. *Portugaliae Acta Biol., Sér. B, Sist.* 9: 106–145
- ²⁷Rino J.A. 1969. Subsídios para o conhecimento das algas de Portugal – IV. *Anuário Soc. Brot.* 35: 41–91
- ²⁸Santos M.F. 1976. Contribuições para o conhecimento das algas de água doce de Portugal – V. *Bol. Soc. Brot., Sér. 2*, 50: 169–230
- ²⁹Oliveira M.R.L. 1982. Composição específica, densidade e dinâmica sazonal do fitoplâncton das albufeiras de Bouçã, Cabril, Santa Luzia e Pracana. *Bol. Inst. Nac. Invest. Pescas* 8: 5–25

- ³⁰Pandeirada M.S., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2013. Freshwater dinoflagellates in Portugal (W Iberia): a critical checklist and new observations. *Nova Hedwigia* 97: 321–348
- ³¹Craveiro S.C., Pandeirada M.S., Daugbjerg N., Moestrup Ø. & Calado A.J. 2013. Ultrastructure and phylogeny of *Theleodinium calcisporum* gen. et sp. nov., a freshwater dinoflagellate that produces calcareous cysts. *Phycologia* 52: 488–507
- ³²Craveiro S.C., Daugbjerg N., Moestrup Ø. & Calado A.J. 2015. Fine-structural characterization and phylogeny of *Peridinium polonicum*, type species of the recently described genus *Naiadinium* (Dinophyceae). *Eur. J. Protistol.* 51: 259–279
- ³³Craveiro S.C., Daugbjerg N., Moestrup Ø. & Calado A.J. 2016 ("2017"). Studies on *Peridinium aciculiferum* and *Peridinium malmogiense* (= *Scrippsiella hangoei*): comparison with *Chimonodinium lomnickii* and description of *Apocalathium* gen. nov. (Dinophyceae). *Phycologia* 56: 21–35
- ³⁴Pandeirada M.S., Craveiro S.C., Daugbjerg N., Moestrup Ø. & Calado A.J. 2014. Studies on woloszynskioid dinoflagellates VI: description of *Tovellia aveirensis* sp. nov. (Dinophyceae), a new species of Tovelliaceae with spiny cysts. *Eur. J. Phycol.* 49: 230–243
- ³⁵Pandeirada M.S., Craveiro S.C., Daugbjerg N., Moestrup Ø. & Calado A.J. 2017. Studies on woloszynskioid dinoflagellates VIII: life cycle, resting cyst morphology and phylogeny of *Tovellia rinoi* sp. nov. (Dinophyceae). *Phycologia* 56: 533–548
- ³⁶Daugbjerg N., Andreasen T., Happel E., Pandeirada M.S., Hansen G., Craveiro S.C., Calado A.J. & Moestrup Ø. 2014. Studies on woloszynskioid dinoflagellates VII: description of *Borghjiella andersenii* sp. nov.: light and electron microscopy and phylogeny based on LSU rDNA. *Eur. J. Phycol.* 49: 436–449
- ³⁷Calado A.J. & Moestrup Ø. 1997. Feeding in *Peridiniopsis berlinensis* (Dinophyceae): new observations on tube feeding by an omnivorous, heterotrophic dinoflagellate. *Phycologia* 36: 47–59
- ³⁸Craveiro S.C., Calado A.J., Daugbjerg N., Hansen G. & Moestrup Ø. 2011. Ultrastructure and LSU rDNA-based phylogeny of *Peridinium lomnickii* and description of *Chimonodinium* gen. nov. (Dinophyceae). *Protist* 162: 590–615
- ³⁹Ehrenberg C.G. 1845. Novorum Generum et Specierum brevis definitio. Zusätze zu seinen letzten Mittheilung über die mikroskopischen Lebensformen von Portugal und Spanien, Süd-Afrika, Hinter-Indien, Japan und Kurdistan, und lege die folgenden Diagnosen u. s. w. Bericht über die zur Bekanntmachung geeigneten. *Verb. Konig. Preuss. Akad. Wiss. Berlin.* 1845: 357–377
- ⁴⁰Colmeiro M. 1867. Enumeración de las criptógamas de España y Portugal. Parte segunda. Talogenas: hongos, líquenes, collemaceas, algas. *Revista Progr. Ci. Exact.* 17, 18
- ⁴¹Del-Amo y Mora M. 1870. *Flora cryptogámica de la Península Ibérica, que contiene la descripción de las plantas acotyledóneas que crecen en España y Portugal, distribuidas segun el método de familias.* Imprenta de D. Indalecio Ventura. Espanha, Granada
- ⁴²Henriques J.A. 1884. A vegetação da Serra do Gerês. *Bol. Soc. Brot.* 3: 155–225
- ⁴³De Toni G.B. 1888. Manipulo d'algas portuguesas. Colhidas pelo sr. A. F. Moller. *Bol. Soc. Brot.* 6: 187–192

- ⁴⁴Carvalho F.L. 1913. Diatomáceas da Guarda. Materiais para o estudo das diatomáceas portuguesas. *Separata da revista da Universidade de Coimbra* 1: 1–117
- ⁴⁵Zimmermann C. 1915. Algumas diatomáceas novas ou curiosas. *Broteria, Ser. Bot.* 13: 33–36
- (46) Silva A.A. 1946. Diatomáceas novas para Portugal. *Anales Jard. Bot. Madrid* 6: 213–218
- (47) Caldas F.B. 1988. Caracterização biológica da qualidade da água do rio Tejo por meio das comunidades bentônicas de diatomáceas. In: Borrego C., Fernandes I., Rosa Pires A. & Samagaio A. (eds.) *1ª Conferência Nacional sobre a qualidade do ambiente*. Universidade de Aveiro. Portugal, Aveiro
- ⁴⁸Gil M.C.P., Rino J.A. & Nicolau F.C. 1989–90. Estudo ecológico das diatomáceas dos rios Águeda, Agadão e Alfusqueiro. Flora primavera. *Rev. Biol. U. Aveiro.* 3: 97–137
- ⁴⁹Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2010. On the identity and distribution in Northern Portugal of three *Gomphonema* species currently misidentified as *Gomphonema clevei*. *Diatom Res.* 25: 13–27
- ⁵⁰Delgado C., Novais M.H., S. Blanco & Almeida S.F.P. 2015. Examination and comparison of *Fragilaria candidagilae* sp. nov. with type material of *Fragilaria recapitellata*, *F. capucina*, *F. perminuta*, *F. intermedia* and *F. neointermedia* (Fragilariales, Bacillariophyceae). *Phytotaxa* 231: 1–18
- ⁵¹Novais M.H., Blanco S., Hlúbíková D., Falasco E., Gomá J., Delgado C., Ivanov P., Ács E., Morais M., Hoffmann L. & Ector L. 2009. Morphological examination and biogeography of the *Gomphonema rosenstockianum* and *G. tergestinum* species complex (Bacillariophyceae). *Fottea* 9: 257–274
- (52) Novais M.H. 2011. *Diatomáceas bênticas em sistemas lóticos de Portugal continental*. Tese de doutoramento. Universidade de Évora. Portugal, Évora
- ⁵³Novais M.H., Wetzel C.E., Van de Vijver B., Morais M., Hoffmann L. & Ector L. 2013. New species and combinations in the genus *Geissleria* (Bacillariophyceae). *Cryptogam. Algal.* 34: 117–148
- ⁵⁴Carqueira da Silva M.M. & Cunha M.J. 1992. Avaliação da qualidade da água em meios lóticos através da caracterização das comunidades algais. In: Pires R.A., Pio C., Boia C & Nogueira T. (eds) *III Conferência Nacional sobre a qualidade do ambiente* vol I: 198–206
- ⁵⁵Almeida S.F.P. & Gil M.C.P. 2001. Ecology of freshwater diatoms from the central region of Portugal. *Cryptogam. Algal.* 22: 109–126
- ⁵⁶Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2009. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecol. Indic.* 9: 497–507
- ⁵⁷Elias C.L., Calapez A.R., Almeida S.F.P. & Feio M.J. 2015. Determining useful benchmarks for the bioassessment of highly disturbed lowland areas based on diatoms: Balancing the concept of reference condition and natural variability. *Limnologica* 51: 83–93
- ⁵⁸Luís A.T., Coelho H., Almeida S.F.P., Ferreira da Silva E. & Serôdio J. 2013. Photosynthetic activity and ecology of benthic diatom communities from streams affected by Acid Mine Drainage (AMD) in pyritic mines. *Fund. Appl. Limnol.* 182: 47–59

- ⁵⁹ Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Oficial Com. Europeias* L327: 1–72
- ⁶⁰ Morais M., Novais M.H., Nunes S., Pedro A., Almeida S.F.P., Craveiro S., Rodrigues A.M.F., Castro L. & Barreto Caldas F. 2009. Validação da tipologia de rios por diatomáceas bentónicas – Implementação da Directiva Quadro da Água em Portugal Continental. *Recursos Hídricos* 30: 21–28
- ⁶¹ Butcher R.W. 1947. Studies in the ecology of rivers. IV. The algae of organically enriched water. *Journal of Ecology* 35: 186–191
- ⁶² Rimet F. 2012. Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia* 683: 1–24
- ⁶³ Almeida S.F.P. & Feio M.J. 2012. DIATMOD: Diatom predictive model for quality assessment of Portuguese running waters. *Hydrobiologia* 695: 185–197
- ⁶⁴ Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2007. Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality: a predictive model approach. *Fund. Appl. Limnol./Arch. Hydrobiol.* 1689: 247–258
- ⁶⁵ Reynoldson T.B., Norris R.H., Resh V.H., Day K.E. & Rosenberg D.M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. North. Am. Benthol. Soc.* 16: 833–852
- ⁶⁶ Elias C.L., Calapez A.R., Almeida S.F.P., Chessman B., Simões N. & Feio M.J. 2016. Predicting reference conditions for river bioassessment by incorporating boosted trees in the environmental filters method. *Ecol. Indic.* 69: 239–251
- ⁶⁷ Keck F., Bouchez A., Franc A. & Rimet F. 2016. Linking phylogenetic similarity and pollution sensitivity to develop ecological assessment methods: A test with river diatoms. *J. Appl. Ecol.* 53: 856–864
- ⁶⁸ Esteves S.M., Keck F, Almeida S.F.P., Figueira E., Bouchez A. & Rimet F. 2017. Can we predict diatoms herbicide sensitivities with phylogeny? Influence of intraspecific and interspecific variability. *Ecotoxicology* 26: 1065–1077
- ⁶⁹ Luís A.T., Teixeira P., Almeida S.F.P., Matos J.X., Ferreira da Silva E. 2011. Environmental impact of mining activities in the Lousal area (Portugal): chemical and diatom characterization of metal-contaminated stream sediments and surface water of Corona stream. *Sci. Total Environ.* 409: 4312–4325
- ⁷⁰ Luís A.T., Novais M.H., Van de Vijver B., Almeida S.F.P., Ferreira da Silva E.A., Hoffmann L. & Ector L. 2012. *Pinnularia aljustrellica* sp. nov. (Bacillariophyceae), a new diatom species found in acidic waters in the Aljustrel mining area (Portugal), and further observations on the taxonomy, morphology and ecology of *P. acidophila* Hofmann et Krammer and *P. acoricola* Hustedt. *Fottea* 12: 27–40
- ⁷¹ Ferreira da Silva E., Almeida S.F.P., Nunes M.L., Luís A.T., Borg F., Hedlund M., Marques de Sá C., Patinha C. & Teixeira P. 2009. Heavy metal pollution downstream the abandoned Coval da Mó mine (Portugal) and associated effects on epilithic diatom communities. *Sci. Total Environ.* 407: 5620–5636
- ⁷² Luís A.T., Durães N., Almeida S.F.P. & Ferreira da Silva, E. 2016. Integrating geochemical (surface waters, stream sediments) and biological (diatoms) approaches to assess AMD environmental impact in a pyritic mining area: Aljustrel (Alentejo, Portugal). *J. Environ. Sci.* 42: 215–226

CAPÍTULO 5

FUNGOS E BACTÉRIAS

Sahadevan Seena¹, Sofia Duarte², Fernanda Cássio³ & Olímpia Sobral⁴

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra, Portugal, seena.sahavedan@uc.pt

²CBMA – Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Portugal e IB-S – Instituto de Ciência e Inovação para a Bio-Sustentabilidade, Universidade do Minho, Portugal, sduarte@bio.uminho.pt

³CBMA – Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Portugal e IB-S – Instituto de Ciência e Inovação para a Bio-Sustentabilidade, Universidade do Minho, Portugal, fcassio@bio.uminho.pt

⁴MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra, Portugal, osobral@uc.pt

Resumo: A principal fonte de matéria orgânica dos ribeiros de montanha são as folhas que se depositam sobre o leito maioritariamente durante o outono. Essas folhas vão passar por um processo de decomposição no qual os microorganismos aquáticos, em especial um grupo de fungos designado por hifomicetes, são os primeiros a atuar, pois conseguem quebrar moléculas complexas do material vegetal, tornando-o mais apetecível e fácil de digerir para outros organismos. Os hifomicetes aquáticos produzem uma grande quantidade de esporos que aderem facilmente ao material vegetal mesmo em águas agitadas. A biodiversidade dos hifomicetes aquáticos em Portugal tem sido mais estudada no norte e centro e mais recentemente na ilha de São Miguel, no arquipélago dos Açores. Foi já reportada

a existência de 129 espécies, incluindo uma espécie descrita pela primeira vez na bacia do rio Cávado (*Collembolispora barbata*). Estes microorganismos são afetados pelas características da água havendo diferentes ocorrências consoante o nível de nutrientes, temperatura e/ou grau de contaminação existentes. Metais, compostos orgânicos e fármacos têm mostrado efeitos adversos sobre as comunidades de hifomicetes com alteração da biodiversidade e biomassa. Dentro das comunidades microbianas existem outros fungos filamentosos, fungos unicelulares (leveduras) e bactérias mas ainda há pouca informação sobre as suas funções no processo de decomposição. As técnicas moleculares são uma ferramenta promissora no estudo das comunidades microbianas e Portugal tem tido uma grande contribuição para o enriquecimento das bases de dados genéticas internacionais.

Palavras chave: bactérias, biodiversidade, contaminação antropogénica, decomposição, hifomicetes aquáticos

1. Decompositores microbianos em rios e ribeiros

A complexa rede de interações biológicas e químicas entre decompositores microbianos nem sempre é fácil de estudar, porém o reconhecimento da importância dos ecossistemas fluviais nos ciclos biológicos do carbono e dos nutrientes tem progredido nos últimos anos¹⁻⁵. Nos ecossistemas fluviais de floresta, particularmente nos cursos de água de cabeceira, onde a cobertura ripária abrange todo o leito, a principal fonte de carbono provém da queda das folhas e de outro material vegetal, sendo este um fator limitante para a incorporação de carbono na produção secundária⁶, isto é, organismos sem capacidade fotossintética (consumidores) ficam dependentes do processo de decomposição da matéria vegetal⁷⁻¹⁰ (Capítulo 12). Os microorganismos

aquáticos, em particular um grupo de fungos designado por hifomicetes aquáticos, têm um papel fundamental neste processo iniciando a quebra de macromoléculas orgânicas; por exemplo, a celulose das paredes vegetais é separada em moléculas de açúcares simples e assimiláveis através da ação de exoenzimas (excretadas das células para o substrato onde ocorrem as quebras das ligações químicas). As bactérias são igualmente importantes neste processo, todavia a sua atuação sucede-se à dos fungos^{3,11}. Este processo de decomposição da matéria orgânica vegetal pelos microorganismos, também designado por condicionamento das folhas, torna-a mais palatável e enriquecida em nutrientes para os macroinvertebrados aquáticos que as consomem^{12,13}.

A presença de microorganismos aquáticos num determinado local não se resume a um aglomerado de diferentes espécies mas também a toda a sua rede de interações, formando comunidades microbianas complexas cuja função ecológica pode ser afetada por perturbações ambientais^{14,15}. Assim, é essencial avaliar e compreender os factores que promovem alterações na biodiversidade e conseqüentemente afetam a função da comunidade como um todo¹⁴. Apesar de ocorrerem alternâncias sazonais nos padrões de biodiversidade das comunidades microbianas¹⁴, são as alterações de origem antropogénica que geram preocupação sobre a manutenção da função ecológica e a extinção de espécies¹⁶⁻¹⁷. A quebra do ciclo de decomposição da matéria orgânica vegetal, por perda de biodiversidade microbiana e desestruturação das comunidades, conduz a desequilíbrios mais ou menos pronunciados nos ecossistemas fluviais¹⁸, de acordo com as funções chave das espécies afetadas¹⁹. Subsiste, portanto, uma questão relevante: será possível que os ecossistemas fluviais possam recuperar as suas funções ecológicas após a mitigação da perturbação a que foram sujeitos? A resposta encontra-se na biodiversidade e na intensidade e duração da pressão ambiental sofrida. A manutenção da função de uma comunidade depende do equilíbrio entre o estado fisiológico dos seus organismos (alocação dos recursos energéticos para crescimento, reprodução, reparação de danos) e a bio-

diversidade e proporção das diferentes espécies que a compõem. Por um lado, os microorganismos têm mecanismos fisiológicos de aclimação a alterações das condições ambientais, mas por outro lado, a diversidade genética das suas populações (diferentes estirpes) permite uma rápida adaptação em situações de forte pressão selectiva. Assim, quando se faz sentir uma pressão ambiental, seja ela natural ou antropogénica, que perturba esse equilíbrio inicial (levando, por exemplo, à diminuição de taxas reprodutivas e/ou ao aumento de mortalidade em espécies mais sensíveis) podem ocorrer rearranjos nas estratégias de vida e nas relações ecológicas (p.ex., espécies que nas novas condições ambientais são mais competitivas e eficientes) permitindo uma recuperação das funções do ecossistema à custa de alterações dos fluxos de energia e nutrientes²⁰ e que podem repercutir-se nos níveis tróficos superiores devido a preferências alimentares dos macroinvertebrados aquáticos²¹.

Em Portugal têm sido desenvolvidos estudos, predominantemente nas zonas norte e centro do país, possibilitando uma compreensão mais sólida das comunidades microbianas e da relação biodiversidade/função ecológica dos fungos aquáticos, principalmente dos hifomicetes aquáticos²²⁻²⁶. Apesar das comunidades microbianas dos ecossistemas fluviais não estarem ainda satisfatoriamente compreendidas, podemos avançar que o modelo de “maior biodiversidade melhor o processo de mitigação dos efeitos da pressão ambiental” é seguido por estes microorganismos^{27,28}.

2. Hifomicetes aquáticos

2.1. Descoberta dos hifomicetes aquáticos e sua importância no processo de decomposição da matéria orgânica

De entre os fungos aquáticos, os hifomicetes aquáticos constituem o grupo mais abundante nas folhas em decomposição em ribeiros

de cabeceira^{29,30}. Os hifomicetes aquáticos ou fungos Ingoldianos foram descritos pela primeira vez pelo Professor Cecil Terence Ingold, durante uma análise de amostras de água recolhidas num ribeiro que fluía perto de sua casa, em Inglaterra. A morfologia destes esporos assexuados foi usada por Ingold para identificar e descrever cerca de 30 espécies, e atualmente este continua a ser o método mais comumente usado na identificação de espécies de hifomicetes aquáticos.

Durante as suas observações, Ingold verificou que os hifomicetes aquáticos produziam grandes quantidades de esporos a partir de folhas em decomposição e que estes ficavam retidos nas espumas que se formam naturalmente nos ribeiros³¹. Estas observações levaram Ingold a constatar que os hifomicetes aquáticos são os principais agentes microbianos de reciclagem da matéria orgânica nos ribeiros, nomeadamente das folhas e dos galhos que caem da vegetação ribeirinha³¹. Estudos posteriores deram suporte a esta descoberta. Mal entram no ribeiro, estas folhas ou galhos são colonizados pelos hifomicetes aquáticos, que decompõem compostos presentes nas células vegetais, como a lenhina, a celulose, a hemicelulose e as pectinas^{29,30}. Estes compostos são transformados em compostos mais simples e em minerais, que são mais facilmente digeríveis por outros organismos aquáticos que intervêm nas redes tróficas dependentes de detritos, como os invertebrados fragmentadores^{29,30}. Os hifomicetes aquáticos constituem deste modo um elo crucial entre as folhas em decomposição e os fragmentadores^{29,30}. Os esporos produzidos pelos hifomicetes aquáticos, com formas de estrela (forma tetra-radiada ou multi-radiada), meia-lua ou agulha (forma sigmoide) (Figura 5.1), aderem facilmente às folhas ou aos galhos em ambientes de elevada turbulência da água³². Esta característica, a juntar à elevada capacidade de crescerem e de se reproduzirem a temperaturas relativamente baixas, comumente encontradas em ribeiros das regiões temperadas durante a queda das folhas no outono, fazem com que este grupo de fungos domine sobre os restantes microorganismos no processo de decomposição^{29,30}.

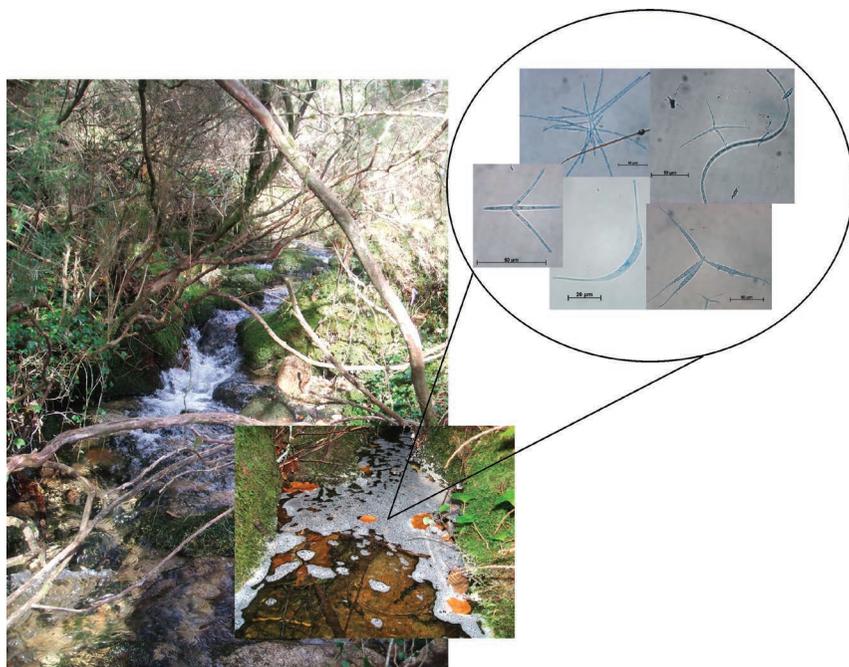


Figura 5.1. Esporos com formas de estrela, meia-lua ou agulha (com tamanhos entre 20 e 200 μm ; 1 μm = 0,001 mm) produzidos pelos hifomicetes aquáticos encontrados nas folhas e nos galhos em decomposição e na água ou nas espumas que se formam naturalmente nos rios e ribeiros. Fotografias: Sofia Duarte.

Assim que as folhas caem nos rios e ribeiros, os fungos aquáticos rapidamente iniciam a sua colonização atingindo picos de reprodução (esporulação – produção de grande quantidade de esporos que podem chegar aos milhões) e picos de biomassa fúngica^{33,33-35}. Comumente, a colonização por fungos acompanha a decomposição microbiana das folhas^{33,36}. No entanto, de uma forma geral, os picos de esporulação são atingidos mais cedo durante o processo de decomposição das folhas e sofrem um declínio mais abrupto, enquanto os picos de biomassa são geralmente mantidos durante um período de tempo superior e sofrem um declínio mais gradual, à medida que as folhas vão sendo decompostas pelos microorganismos^{33,34,37,38}.

Os tempos de colonização e os tempos para que estes picos máximos de atividade sejam atingidos pode ser bastante variável^{33,37,39}. Por exemplo, os picos de esporulação podem ser atingidos logo após 2 semanas de imersão das folhas no rio³³ ou mais tardiamente, por exemplo, apenas após 12 semanas³⁷, dependendo de uma série de fatores tais como a identidade das folhas^{36,38-40} e da vegetação ribeirinha⁴¹, assim como de outros fatores ambientais tais como a temperatura^{38, 42}, a concentração de nutrientes^{3,33,43-46} e a presença de contaminantes na água^{43,47}. Em rios e ribeiros portugueses, a colonização por fungos tem-se mostrado mais retardada, e como tal os picos máximos de atividade atingidos mais tardiamente, em folhas mais recalcitrantes tais como folhas de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) e de carvalho (*Quercus robur*), relativamente a folhas mais moles e ricas em nutrientes tais como folhas de amieiro (*Alnus glutinosa*) e de castanheiro (*Castanea sativa*)^{36,41,46}. Níveis moderados de nutrientes na água também parecem estimular as taxas de esporulação e biomassa de fungos^{3,33,44-46}, enquanto a presença de contaminantes na água, tal como metais pesados, parecem reduzir fortemente as taxas de esporulação e a biomassa, assim como alterar as dinâmicas de colonização das folhas pelos fungos^{43,47}. Já a temperatura, que é um fator conhecido por afetar fortemente a ocorrência e distribuição dos hifomicetes aquáticos, tem tido efeitos contraditórios na atividade de fungos aquáticos que parecem variar com outros fatores. Por exemplo, o aumento de 7°C, em experiências de laboratório mas usando comunidades de fungos naturais, reduziu as taxas de esporulação⁴². No entanto, um aumento de aproximadamente 3°C estimulou as taxas de esporulação e a biomassa de fungos em folhas de castanheiro⁴⁸, mas não em folhas de carvalho^{35,48}. Já as dinâmicas não parecem diferir significativamente entre tratamentos expostos a diferentes temperaturas^{35,42}, mas alterações ligeiras foram encontradas entre diferentes estações do ano (picos mais tardios no outono e no inverno do que na primavera)³⁵.

2.2. Distribuição dos hifomicetes aquáticos em rios e ribeiros

Ingold dedicou-se durante mais de 30 anos ao estudo dos hifomicetes aquáticos e reportou a sua presença em diferentes regiões do mundo (p.ex., Europa⁴⁹, África⁵⁰, América do Norte⁵¹). Muitos outros estudos se seguiram, contribuindo para a assunção de que os hifomicetes aquáticos possuem uma distribuição global e que também abundam em ribeiros de regiões tropicais⁵².

Atualmente existem cerca de 300 espécies descritas, com base na morfologia dos esporos⁵³. De entre os países Europeus, Portugal encontra-se entre os mais estudados, com uma biodiversidade de 129 espécies de hifomicetes aquáticos (Figura 5.2, Tabela 5.1). Até à data foram contabilizadas cerca de 39 publicações, em que a biodiversidade de hifomicetes aquáticos foi investigada na água^{24,54}, em espumas⁵⁵ e em folhas em decomposição^{39,55}. Estes estudos tiveram uma maior incidência no norte e no centro de Portugal, com um número de espécies muito similar nas duas regiões (103 e 102 espécies no norte e no centro, respetivamente) (Tabela 5.1). Os estudos foram conduzidos maioritariamente nas bacias hidrográficas dos rios Cávado^{33,55}, Ave^{44,55}, Douro⁵⁶, Vouga²⁴ e Mondego²⁴. Recentemente também foram reportadas 28 espécies em ribeiros da ilha de São Miguel, no arquipélago dos Açores³⁹, mas as restantes ilhas assim como as do arquipélago da Madeira encontram-se por explorar. De facto, grande parte do território português encontra-se ainda por estudar, não havendo publicações sobre a ocorrência de hifomicetes aquáticos na Estremadura, Ribatejo, Alentejo e Algarve.

Com base nas publicações de estudos conduzidos entre 1995 e 2016, cerca de 16 espécies tiveram uma ocorrência frequente (Figura 5.2, Tabela 5.1), sendo as espécies *Alatospora acuminata*, *Articulospora tetracladia*, *Anguillospora filiformis* e *Lunulospora curvula* as que apresentam um maior número de ocorrências (Figura 5.2). A maioria destas espécies registadas em Portugal apresenta uma

distribuição cosmopolita, ou seja, a sua presença tem sido reportada em diversos estudos conduzidos em outras regiões do mundo⁵². No entanto, também temos espécies raras tais como *Flagellospora curta*, *Geniculospora grandis*, *Heliscus submersus* e *Tetracladium palmatum*^{55,57} e a espécie *Collembolispora barbata*⁵⁷ cuja ocorrência foi reportada e descrita pela primeira vez em Portugal, na bacia hidrográfica do rio Cávado.

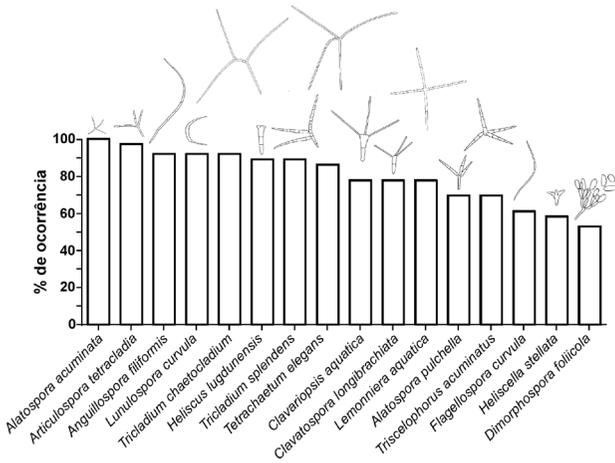


Figura 5.2. Espécies de hifomicetes aquáticos com maior número de ocorrências nas publicações de estudos conduzidos em rios e ribeiros portugueses (ocorrência em mais do que 50% das publicações). As formas dos esporos foram adaptadas^{32,58}.

Tabela 5.1.. Lista de espécies de hifomicetes aquáticos que ocorrem em rios e ribeiros do norte e centro de Portugal continental e dos Açores; não há informação disponível para outras regiões de Portugal.

Espécie	Norte	Centro	Açores	Espécie	Norte	Centro	Açores	Espécie	Norte	Centro	Açores
* <i>Alatospora acuminata</i>	•	•	•	<i>Fontanospora alternibrachiala</i>	•			<i>Tetracladium aptense</i>	•		•
<i>Alatospora flagellata</i>	•	•	•	<i>Fontanospora eccentrica</i>	•		•	<i>Tetracladium breve</i>	•		•
* <i>Alatospora pulchella</i>	•	•	•	<i>Fontanospora fusiformis</i>	•			<i>Tetracladium furcatum</i>	•		•
<i>Anguillospora crassa</i>	•	•	•	<i>Geniculospora grandis</i>	•			<i>Tetracladium marchalianum</i>	•		•
* <i>Anguillospora filiformis</i>	•	•	•	<i>Geniculospora inflata</i>	•		•	<i>Tetracladium maxilliforme</i>	•		•
<i>Anguillospora furtiva</i>	•	•	•	<i>Gonopila monticola</i>	•		•	<i>Tetracladium palmatum</i>	•		•
<i>Anguillospora longissima</i>	•	•	•	<i>Gyocerfyella cragniformis</i>				<i>Tetracladium setigerum</i>	•		•
<i>Anguillospora pseudolongissima</i>			•	<i>Gyocerfyella entomobryoides</i>			•	<i>Titaeella capnophila</i>	•		
<i>Anguillospora rosea</i>	•			<i>Gyocerfyella gemellipara</i>			•	<i>Tricellula aquatica</i>	•		•
<i>Arborispora dolichoiriga</i>	•			<i>Gyocerfyella rotula</i>			•	<i>Tricellula aurantiaca</i>	•		•
<i>Arborispora palma</i>	•			* <i>Heliscella stellata</i>			•	<i>Tricellula curvata</i>	•		•
<i>Arbusculina fragmentans</i>			•	<i>Heliscina campanulata</i>			•	<i>Tricellula inaequalis</i>	•		•
<i>Arbusculina moniliformis</i>			•	* <i>Heliscus lugdunensis</i>			•	<i>Tricladopsis flagelliformis</i>	•		•
<i>Articulospora antipodea</i>	•			<i>Heliscus submersus</i>			•	<i>Tricladopsis foliosa</i>	•		•
<i>Articulospora atra</i>	•			<i>Heliscus tentaculatus</i>			•	<i>Tricladium angulatum</i>	•		•
<i>Articulospora proliferata</i>	•			<i>Isthmolongispora lanceata</i>			•	<i>Tricladium attenuatum</i>	•		•
* <i>Articulospora tetracladia</i>	•			<i>Isthmolongispora minima</i>			•	<i>Tricladium biappendiculatum</i>	•		•
<i>Calcarispora biemalis</i>	•			<i>Isthmotricladia britannica</i>			•	<i>Tricladium castaneicola</i>	•		•
<i>Campylospora chaetocladia</i>	•			<i>Isthmotricladia gombakensis</i>			•	* <i>Tricladium chaetocladium</i>	•		•
<i>Campylospora parvula</i>	•			<i>Isthmotricladia laeensis</i>			•	<i>Tricladium fallax</i>	•		•
<i>Casaresta sphagnorum</i>	•			<i>Lateritramulosa a-inflata</i>			•	<i>Tricladium indicum</i>	•		•

Espécie	Norte	Centro	Açores	Espécie	Norte	Centro	Açores	Espécie	Norte	Centro	Açores
* <i>Clavariopsis aquatica</i>	•	•	•	<i>Laterirramulosa bi-inflata</i>	•	•	•	<i>Tricladium marylandicum</i>	•	•	•
* <i>Clavatospora longibrachata</i>	•	•	•	<i>Laterirramulosa minitriangularia</i>	•	•	•	<i>Tricladium minutum</i>	•	•	•
<i>Clavatospora tentacula</i>	•	•	•	<i>Laterirramulosa uni-inflata</i>	•	•	•	<i>Tricladium patulum</i>	•	•	•
<i>Collembolispora barbat</i>	•	•	•	<i>Lemonnieria alabamensis</i>	•	•	•	* <i>Tricladium splendens</i>	•	•	•
<i>Crucella subtilis</i>	•	•	•	* <i>Lemonnieria aquatica</i>	•	•	•	<i>Tricladium terrestre</i>	•	•	•
<i>Culicidospora aquatica</i>	•	•	•	<i>Lemonnieria centrosphaera</i>	•	•	•	<i>Tripopermium camelopardus</i>	•	•	•
<i>Culicidospora gravida</i>	•	•	•	<i>Lemonnieria cornuta</i>	•	•	•	<i>Tripopermium myrtil</i>	•	•	•
<i>Dendrospora erecta</i>	•	•	•	<i>Lemonnieria filiformis</i>	•	•	•	<i>Tripopermium prolongatum</i>	•	•	•
<i>Dendrospora fastuosa</i>	•	•	•	<i>Lemonnieria terrestris</i>	•	•	•	* <i>Triscloroborus acuminatus</i>	•	•	•
<i>Dendrospora fusca</i>	•	•	•	* <i>Lunulospora curvula</i>	•	•	•	<i>Triscloroborus monosporus</i>	•	•	•
<i>Dendrospora juncicola</i>	•	•	•	<i>Magdalaenaeca monogramma</i>	•	•	•	<i>Trisulcosporium acerinum</i>	•	•	•
<i>Dendrospora tenella</i>	•	•	•	<i>Margaritispora aquatica</i>	•	•	•	<i>Tumularia aquatica</i>	•	•	•
<i>Descalsia cruciata</i>	•	•	•	<i>Mycocentrospora acerina</i>	•	•	•	<i>Tumularia tuberculata</i>	•	•	•
* <i>Dimorphospora foliicola</i>	•	•	•	<i>Mycofalcella calcarata</i>	•	•	•	<i>Vanrija aquatica</i>	•	•	•
<i>Diplocладиella scalaroides</i>	•	•	•	<i>Naiadella fluitans</i>	•	•	•	<i>Varicosporium delicatum</i>	•	•	•
<i>Ducyaangam cornuta</i>	•	•	•	<i>Pleuropedium tricladioides</i>	•	•	•	<i>Varicosporium elodeae</i>	•	•	•
<i>Enantiopthera tetra-alata</i>	•	•	•	<i>Pleuropedium multisporatum</i>	•	•	•	<i>Varicosporium giganteum</i>	•	•	•
<i>Flabellospora acuminata</i>	•	•	•	<i>Pseudoanguillospora stricta</i>	•	•	•	<i>Varicosporium tricladiiforme</i>	•	•	•
<i>Flabellospora amphibibia</i>	•	•	•	<i>Stenocladella neglecta</i>	•	•	•	<i>Varicosporium trimosum</i>	•	•	•
<i>Flabellospora verticillata</i>	•	•	•	<i>Symptodiocladium frondosum</i>	•	•	•	<i>Ypsilina graminea</i>	•	•	•
<i>Flagellospora curta</i>	•	•	•	<i>Taeniospora descalsii</i>	•	•	•				
* <i>Flagellospora curvula</i>	•	•	•	<i>Taeniospora gracilis</i>	•	•	•				
<i>Flagellospora penicillitoides</i>	•	•	•	* <i>Tetrachaetum elegans</i>	•	•	•				

*espécies com maior número de ocorrências (ocorrência em mais do que 50% das publicações).

3. Leveduras e outros fungos aquáticos

Para além dos hifomicetes aquáticos, as leveduras (fungos unicelulares) e outros fungos filamentosos também estão associados à decomposição das folhas^{59,60}. Os poucos estudos desenvolvidos sobre leveduras nos rios e ribeiros portugueses encontraram espécies ubíquas e persistentes ao longo do processo de decomposição (p.ex., *Cryptococcus albidus*, *Debaryomyces hansenii* e *Rhodothorula glutinis*) em diversos tipos de folhas (amieiro, carvalho e eucalipto), enquanto outras apenas se desenvolvem em determinadas fases do processo, sugerindo um padrão de sucessão ecológica⁶⁰.

Outros fungos filamentosos como *Mortierella* sp., *Cladosporium* sp., *Penicillium* sp. e *Aspergillus* sp., também foram encontrados associados à decomposição das folhas em sistemas aquáticos, mas a sua participação no processo é questionável. O estudo de Graça e Ferreira¹ sugere que estes fungos filamentosos, considerados terrestres, são incapazes de macerar as folhas em ambientes aquáticos (i.e., quando submersos).

4. Bactérias

Nos ecossistemas fluviais os fungos são os principais atores no processo de decomposição das folhas^{2,3} mas as bactérias não podem ser esquecidas. As bactérias são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica que se encontra nos espaços intersticiais de sedimentos finos^{61,62}, porém poucos estudos foram realizados para compreender quais os tipos de bactérias envolvidas neste processo. As técnicas moleculares permitem uma melhor recolha de dados sobre biodiversidade bacteriana e os efeitos das condições ambientais sobre as comunidades bacterianas. Por exemplo, numa experiência levada a cabo no Ribeiro de Candal (Serra da Lousã) foi observado um aumento de 38 para 47 OTUs (unidades taxonó-

micas operacionais – baseadas na similaridade de ADN) em folhas de carvalho quando a temperatura da água foi aumentada em 3°C acima da temperatura ambiente⁶³. Também foram usadas técnicas moleculares para estudar o efeito da contaminação por metais num estudo realizado em laboratório onde se verificou a diminuição de OTUs nas comunidades bacterianas expostas quer a metais na sua forma iónica ou na forma de nanopartículas⁶⁴.

5. Principais agentes de stress antropogénico e os seus impactos nos fungos e bactérias

5.1. Efeito do enriquecimento em nutrientes

A atividade dos fungos associados às folhas é estimulada pela presença de concentrações moderadas de azoto (N) e fósforo (P) na água do rio, mas inibida a concentrações elevadas⁶⁵⁻⁶⁷. Especificamente, a reprodução e a biomassa dos fungos parece ser estimulada em ribeiros com níveis moderados de eutrofização (enriquecidos em N e P) mas inibidas em ribeiros oligotróficos ou hipertróficos⁶⁷. Num estudo simultâneo em ribeiros portugueses e franceses com níveis diferentes de eutrofização, o número de espécies de fungos foi máximo nos ribeiros moderadamente eutróficos, mas diminuiu nos ribeiros hipertróficos³³. Em ambas as áreas geográficas, o nutriente limitante, N ou P, estimulou a atividade microbiana em rios de estado trófico moderado. Nos ribeiros hipertróficos, a biomassa e a reprodução dos fungos foram menores, e a biomassa bacteriana diminuiu drasticamente no local com maior concentração de amónia. Nos diferentes ribeiros verificou-se que a comunidade de fungos diferia com o nível de eutrofização do rio, com consequências para a atividade decompositora.

5.2. Efeito das alterações climáticas

Os cenários de mudanças climáticas prevêem um aumento da temperatura global e alterações nos regimes de precipitação que podem alterar as concentrações de nutrientes e de poluentes/contaminantes nos rios. Numa experiência em microcosmos com comunidades microbianas naturais em que se examinaram os efeitos concomitantes do aumento da temperatura, da concentração de nutrientes inorgânicos na água do rio e da qualidade dos detritos vegetais na atividade microbiana e na decomposição das folhas mostrou-se que a captação do azoto da água foi maior em folhas com razão carbono/azoto (C/N) menor, como é o caso do amieiro, do que nas folhas com razão C/N maior, como é o caso do carvalho. A decomposição das folhas, a acumulação de biomassa e a reprodução dos fungos foram pouco afetadas pela concentração de P na água, mas a atividade microbiana aumentou até estabilizar com o aumento da concentração de N. O aumento da temperatura levou a um aumento na atividade máxima dos fungos e a uma diminuição da concentração de N necessária para alcançá-la, especialmente nas folhas de amieiro⁶⁸.

No cenário de aquecimento global previsto, a decomposição das folhas pode tornar-se mais rápida em ribeiros com menores níveis de nutrientes, especialmente aqueles que recebem detritos de alta qualidade. Isso pode ser parcialmente explicado pelos efeitos de temperatura na atividade dos fungos^{69,70}. A atividade microbiana tende a ser estimulada pela temperatura e algumas espécies de fungos, como *Heliscus submersus*, *Lunulospora curvula* e *Varicosporium elodeae*, apresentam atividade máxima a temperaturas elevadas (até 27°C)⁷⁰. No entanto, o efeito do aumento da temperatura da água na atividade dos hifomicetes aquáticos como um todo depende de múltiplos outros factores, incluindo tipo de folhas, estação do ano, presença de invertebrados e provavelmente também das características químicas da água⁷¹⁻⁷³.

5.3. Efeito de alterações na floresta

A diversidade em recursos alóctonos, provenientes da vegetação ribeirinha, também pode influenciar os microorganismos aquáticos. A atividade microbiana, nomeadamente o consumo de oxigénio, a biomassa, a reprodução e o número de espécies de fungos não foram sensíveis ao número de espécies de plantas nativas mas sim à identidade das espécies foliares presentes⁷⁴. Isto é consistente com o encontrado em experiências em ribeiros do norte de Portugal, onde a atividade microbiana estava correlacionada positivamente com o conteúdo inicial de N das folhas^{75,76} e negativamente com o conteúdo de lenhina⁷⁷. A biomassa e a diversidade dos fungos aquáticos nas folhas de eucalipto não parecem diferir substancialmente da associada a folhas de espécies nativas⁷⁸. Contudo, a dinâmica de colonização e de reprodução dos fungos decompositores estavam alteradas devido à presença de óleos nas folhas de eucalipto que atrasam a sua colonização. Num estudo em microcosmos, onde foram avaliados os impactos ao longo de várias gerações microbianas, usando como ponto de partida um conjunto de espécies de uma floresta mista (amieiro, carvalho e eucalipto) colonizadas por comunidades naturais num ribeiro mostraram que a diversidade molecular de fungos e de bactérias diminuía com a perda da diversidade foliar⁷⁹.

A diversidade de fungos aquáticos e a sua atividade decompositora são controlados pela diversidade e composição da vegetação ribeirinha^{24,80,81}, mas também pelo estado de desenvolvimento da vegetação ribeirinha²⁵, com implicações nas estratégias de gestão e restauração dos ecossistemas ribeirinhos. As espécies exóticas podem modificar a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas porque elas modificam as condições abióticas (disponibilidade em luz, nível de nutrientes, transferência de calor, complexidade do habitat e perturbação física) e as interações

bióticas e, assim, afetam vários atributos das comunidades nativas, como a diversidade, a distribuição, a densidade e a biomassa⁷⁸. Atualmente, uma grande área da vegetação autóctone e caducifólia das nossas bacias hidrográficas foi substituída por plantações de eucalipto, originário da Austrália, que sendo uma floresta perenifólia altera a periodicidade e quantidade das folhas que entram nos cursos de água, assim como diminui a qualidade nutricional das folhas (menor conteúdo em N e P) disponíveis para os decompositores⁷⁸. Num estudo feito sobre a ação dos fungos aquáticos nas folhas de eucalipto mostrou que, apesar de o número de espécies de fungos aquáticos serem semelhantes comparativamente a folhas de amieiro, as ceras da cutícula do eucalipto funcionavam como uma barreira à colonização dos fungos⁸², retardando-a em 2 semanas. A ação das ceras e outros óleos foi confirmada com experiências laboratoriais, onde folhas de eucalipto sujeitas à remoção química dos lípidos igualavam o tempo de colonização em amieiro⁸³. No entanto, a taxa de decomposição das folhas de eucalipto mostrou-se dependente da quantidade de nutrientes da água; em águas oligotróficas a taxa de decomposição era mais baixa mas em águas mais ricas em nutrientes a taxa de decomposição era semelhante à do amieiro^{41,78}. Os trabalhos sobre esta temática sugerem que o efeito das plantações de eucaliptos nas comunidades microbianas poderá ser mitigado pela manutenção de uma margem de árvores nativas caducifólias^{41,81}. Porém, nem só o eucalipto é problemático para a saúde dos ecossistemas aquáticos. Nos Açores a substituição de floresta nativa de Laurissilva por coníferas, como por exemplo a Araucária-do-Japão, é também motivo de preocupação ecológica, uma vez que a estrutura das comunidades de fungos aquáticos é alterada havendo uma redução da diversidade comparativamente a ribeiros de características semelhantes mas ainda com a floresta nativa de Laurissilva⁸⁴.

5.4. Efeito de contaminantes persistentes e emergentes

Uma abordagem em microcosmos no laboratório usando folhas pré-colonizadas por microorganismos na nascente do rio Este (no-oroeste de Portugal) mostrou que o zinco inibia a decomposição das folhas de amieiro por fungos aquáticos e afetava a estrutura das comunidades de hifomicetes aquáticos, embora o número de espécies e a biomassa de fungos não tenham sido afetadas⁸⁵. No entanto, em ribeiros poluídos por metais, a diversidade de fungos aquáticos é baixa em comparação com os ribeiros não alterados⁸⁶. A poluição por metais afeta as comunidades de fungos dependendo da identidade e da concentração do metal, e os efeitos parecem ser menos pronunciados nas comunidades adaptadas ao metal⁵⁶. O zinco e o cobre juntos alteram a estrutura das comunidades de fungos e de bactérias, reduzem a reprodução de fungos, a biomassa bacteriana e as taxas de decomposição das folhas⁴⁷. Os resultados sugerem também que uma maior diversidade de fungos apresenta uma maior capacidade de mitigar o impacto da poluição por metais na decomposição dos detritos vegetais dos ribeiros²⁷ e contribui para aumentar a estabilidade do processo⁸⁷. Vários estudos têm sugerido que as comunidades de fungos aquáticos podem responder ao stress de acordo com o modelo de redundância, em que a função permanece porque o aumento da biomassa de espécies tolerantes compensa a perda de espécies sensíveis em situações de stress⁴³.

A urbanização e as atividades industriais têm contribuído para a contaminação por metais e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos dos cursos de água. Contudo, os efeitos destes tóxicos em mistura nos organismos aquáticos e nos processos são pouco conhecidos. A exposição ao cádmio e/ou ao fenantreno no laboratório diminuiu a diversidade de fungos aquáticos. Além disso, o aumento das concentrações de cádmio diminuiu a reprodução de fungos e a decomposição das folhas, mas não inibiu a produção de biomassa dos fungos⁸⁸. A

exposição ao fenantreno potenciou os efeitos negativos do cádmio na diversidade e na atividade dos fungos, sugerindo que a co-ocorrência destes agentes de stress pode constituir um risco adicional para a biodiversidade aquática e para o funcionamento dos ecossistemas de rio.

O uso extensivo de produtos à base de nanomateriais aumenta a probabilidade da sua libertação nos ambientes aquáticos, levantando a questão de saber se estes contaminantes podem representar um risco para os organismos aquáticos e para os processos ecológicos por eles conduzidos⁸⁹. Os metais nas formas nano e iónica inibem mais a biomassa bacteriana do que a biomassa dos fungos⁹⁰. A exposição a concentrações aumentadas de metais nano e iónicos no laboratório diminuiu marcadamente a produção de esporos pelos fungos (mais de 90%). Esses efeitos foram acompanhados por mudanças na comunidades dos fungos e das bactérias. Os impactos das nanopartículas metálicas na decomposição das folhas por microorganismos aquáticos foram menos pronunciados do que os efeitos das suas formas iónicas, apesar de os iões metálicos terem sido aplicados em concentrações muito mais baixas.

Os efeitos das nanopartículas (NPs) metálicas podem fazer-se sentir a níveis tróficos superiores, uma vez que foi observada uma inibição significativa da taxa de consumo de folhas (até 47%) e na taxa de crescimento de invertebrados fragmentadores (até 46%) quando expostos a nano-óxido de cobre (nanoCuO, 75 mg/L), quer através da água contaminada ou das folhas contaminadas⁹¹. A exposição a nanoCuO levou a uma acumulação elevada de cobre no corpo do animal. O nanoCuO reduziu a taxa de decomposição das folhas e a biomassa dos fungos e das bactérias, a esporulação e a diversidade dos fungos associados às folhas em decomposição⁹⁰. Os efeitos foram mais fortes à medida que o tamanho das nanopartículas diminuiu e a sua área de superfície específica aumentou. Além disso, o ácido húmico, usado como um indicador da matéria orgânica nos rios, atenuou a toxicidade das nanopartículas de CuO

mais pequenas na decomposição das folhas pelos microorganismos. Por outro lado, as nanopartículas de prata (AgNPs) dispersas com PVP (polivinilpirrolidona) foram mais estáveis que as AgNPs não revestidas. Estes resultados destacam a importância de considerar as propriedades físico-químicas das NPs quando se avalia a sua toxicidade em processos que ocorrem nos rios, nomeadamente na decomposição dos detritos vegetais⁹². Concentrações mais elevadas de AgNPs e AgNO₃ inibiram a reprodução e a diversidade de fungos, particularmente a temperaturas mais elevadas (23°C). As atividades das enzimas extracelulares fenol oxidase e β-glucosidase foram geralmente maiores a 23°C. As comunidades de fungos foram principalmente estruturadas pelas concentrações de AgNPs e AgNO₃ em relação à temperatura. Os efeitos negativos dos contaminantes sobre a atividade microbiana foram mais pronunciados a 10 e 23°C⁹³.

O consumo global de fármacos está também a aumentar devido sobretudo ao crescimento e envelhecimento da população humana e à produção intensiva de alimentos⁹⁴. O aumento do consumo de antibióticos aumenta a preocupação com a saúde pública e com o ambiente⁹⁵. Dada a importância das comunidades microbianas para assegurar os processos e os serviços dos ecossistemas ribeirinhos, os estudos dos efeitos de poluentes persistentes e emergentes em comunidades de microorganismos podem ser úteis como ferramenta para avaliar os efeitos destes contaminantes e as suas implicações potenciais para a saúde e para os ecossistemas⁹⁶.

6. Utilização de técnicas moleculares na deteção de fungos aquáticos

Recentemente, através da aplicação de técnicas moleculares de última geração, também se verificou uma diminuição na biodiversidade de hifomicetes aquáticos nas folhas em decomposição e alterações

ao nível da estrutura das comunidades em ribeiros no norte de Portugal, com elevados níveis de nutrientes incluindo amónia e nitratos⁴⁴. Estas técnicas mostram-se bastante promissoras na medida em que foram capazes de discriminar populações geneticamente diferentes da espécie *Articulospora tetracladia*, presentes em rios com diferentes graus de eutrofização⁴⁴. A descoberta de populações geneticamente distintas⁹⁷, entre indivíduos da mesma espécie, tem vindo a revolucionar a forma como a biodiversidade deverá ser acedida, nomeadamente em estudos acerca dos efeitos da biodiversidade de espécies no funcionamento dos ecossistemas⁹⁸. Em estudos conduzidos em laboratório, a decomposição de folhas de amieiro por isolados geneticamente diferentes da espécie *Articulospora tetracladia*, obtidos de ribeiros portugueses com diferentes graus de poluição por metais pesados, diferiu significativamente na presença de cádmio⁹⁸. Deste modo, o uso concomitante de técnicas tradicionais e moleculares deverá constituir uma mais-valia para avaliar a biodiversidade de hifomicetes aquáticos e estudar mais profundamente de que modo é que as alterações globais poderão afetar o funcionamento dos ribeiros. No entanto, para que o potencial destas metodologias de última geração possa ser explorado ao máximo e a identificação de espécies em amostras ambientais seja o mais eficiente possível, torna-se crucial a existência de bibliotecas contendo sequências de ADN de referência – *DNA barcodes* – de espécies de hifomicetes aquáticos. Neste campo, Portugal encontra-se na linha da frente, uma vez que mais de 50% das espécies de hifomicetes aquáticos com *DNA barcode* nas bases de dados genéticas internacionais foram isoladas de ribeiros Portugueses.

7. Outras leituras

International Plant Protection Convention: www.ippc.int/en/

Millenium Ecosystem Assessment: www.millenniumassessment.org/en/index.html

8. Referências bibliográficas

- ¹Graça M.A.S. & Ferreira R. 1995. The ability of selected aquatic hyphomycetes and terrestrial fungi to decompose leaves in freshwater. *Sydowia* 47: 167–222
- ²Abelho M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World J.* 1: 656–680
- ³Pascoal C. & Cássio F. 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Appl. Environ. Microbiol.* 70: 5266–5273
- ⁴Ferreira V., Lírio A.V., Rosa J. & Canhoto C. 2013. *Ann. Limnol. – Int. J. Limnol.* 9: 13–19
- ⁵Solagaistua L., Arroita M., Aristi I., Larrañaga A. & Elozegi A. 2016. Changes in discharge affect more surface than subsurface breakdown of organic matter in a mountain stream. *Mar. Freshwat. Res.* 67: 1826–1834
- ⁶Wallace J.B., Eggert S.L., Meyer J.L. & Webster J.R. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102–104
- ⁷Cummins K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631–641
- ⁸Fisher S.G. & Likens G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.* 43: 421–439
- ⁹Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aqu. Sci.* 37: 130–137
- ¹⁰Webster J.R. & Meyer J.L. 1997. Stream organic matter budgets: an introduction. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16: 3–13
- ¹¹Gessner M.O., Chauvet E. & Dobson M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85: 377–384
- ¹²Graça M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *Int. Rev. Hydrobiol.* 86: 383–393
- ¹³Petersen R.C. & Cummins K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwat. Biol.* 4: 343–368
- ¹⁴Fuhrman J.A. 2009. Microbial community structure and its functional implications. *Nature* 459: 193–199
- ¹⁵Widder S., Allen R.J., Pfeiffer T., Curtis T.P., Wiuf C., Sloan W.T., Cordero O.X., Brown S.P., Momeni B. & Shou W. 2016. Challenges in microbial ecology: building predictive understanding of community function and dynamics. *The ISME Journal* 10: 2557
- ¹⁶Young R.G., Matthaei C.D. & Townsend C.R. 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27: 605–625
- ¹⁷Millennium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. *World resources institute.* Island Press. USA, Washington, DC
- ¹⁸Gessner M.O. 2010. Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream: reply. *Ecology* 91: 1869–1871
- ¹⁹Gessner M.O., Swan C.M., Dang C.K., McKie B.G., Bardgett R.D., Wall D.H. & Hättenschwiler S. 2010. Diversity meets decomposition. *Trends Ecol. Evol.* 25: 372–380

- ²⁰Schimel J., Balser T.C. & Wallenstein M. 2007. Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology* 88: 1386–1394
- ²¹Arsuffi T. & Suberkropp K. 1989. Selective feeding by shredders on leaf-colonizing stream fungi: comparison of macroinvertebrate taxa. *Oecologia* 79: 30–37
- ²²Gonçalves A.L., Lírio A.V., Graça M.A.S. & Canhoto C. 2016. Fungal species diversity affects leaf decomposition after drought. *Int. Rev. Hydrobiol.* 101: 78–86
- ²³Gulis V., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2006 Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for stream assessment. *Freshwat. Biol.* 51: 1655–1669
- ²⁴Ferreira V., Castela J., Rosa P., Tonin A.M., Boyero L. & Graça M.A.S. 2016. Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation. *Aq. Ecol.* 50: 711–725
- ²⁵Seena S., Carvalho F., Cássio F. & Pascoal C. 2017. Does the developmental stage and composition of riparian forest stand affect ecosystem functioning in streams? *Sci. Total Environ.* 609: 1500–1511
- ²⁶Sridhar K.R., Duarte S., Cássio F. & Pascoal C. 2009. The role of early fungal colonizers in leaf-litter decomposition in Portuguese streams impacted by agricultural runoff. *Int. Rev. Hydrobiol.* 94: 399–409
- ²⁷Duarte S., Pascoal C. & Cássio F. 2008. High diversity of fungi may mitigate the impact of pollution on plant litter decomposition in streams. *Microb. Ecol.* 56: 688–695
- ²⁸Zeglin L.H. 2015. Stream microbial diversity in response to environmental changes: review and synthesis of existing research. *Front. Microbiol.* 6: 454
- ²⁹Suberkropp K. 1998. *Microorganisms and organic matter decomposition*. Springer. USA, New York
- ³⁰Bärlocher F. 2005. Freshwater fungal communities. In: Dighton J., White J. F. & Oudemans P (eds.). *The fungal community. Its organization and role in the ecosystem* 3rd ed., Taylor and Francis, CRC Press. USA, Boca Raton, Florida, pp. 39–59
- ³¹Ingold C.T. 1942. Aquatic hyphomycetes of decaying alder leaves. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 25: 339–417
- ³²Gulis V., Marvanová L. & Descals E. 2005. An illustrated key to the common temperate species of aquatic hyphomycetes. In: Graça M.A.S., Bärlocher F. & Gessner M.O. (eds.) *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer. The Netherlands, Dordrecht, pp. 153–167
- ³³Duarte S., Pascoal C., Garabétian F., Cássio F. & Charcosset J.-Y. 2009. Microbial decomposer communities are mainly structured by trophic status in circumneutral and alkaline streams. *Appl. Environ. Microbiol.* 75: 6211–6221
- ³⁴Duarte S., Pascoal C., Alves A., Correia A. & Cássio F. 2010. Assessing the dynamic of microbial communities during leaf decomposition in a low-order stream by microscopic and molecular techniques. *Microbiol. Res.* 165: 351–362
- ³⁵Ferreira V. & Canhoto C. 2015. Future increase in temperature may stimulate litter decomposition in temperate mountain streams: evidence from a stream manipulation experiment. *Freshwat. Biol.* 60: 881–892
- ³⁶Canhoto C. & Graça M.A.S. 1996. Decomposition of Eucalyptus globulus leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia* 333: 79–85

- ³⁷Mesquita A., Pascoal C. & Cássio F. 2007. Assessing effects of eutrophication in streams based on breakdown of eucalypt leaves. *Arch. Hydrobiol.* 168: 221–230
- ³⁸Bärlocher F., Kebede Y.K., Gonçalves A.L. & Canhoto C. 2013. Incubation temperature and substrate quality modulate sporulation by aquatic hyphomycetes. *Microb. Ecol.* 66: 30–39
- ³⁹Ferreira V., Raposeiro P.M., Pereira A., Cruz, A.M. Costa, A.C. Graça, M.A.S. & Gonçalves V. 2016. Leaf litter decomposition in remote oceanic island streams is driven by microbes and depends on litter quality and environmental conditions. *Freshwat. Biol.* 61: 783–799
- ⁴⁰Ferreira V. & Graça M.A.S. 2016. Effects of whole-stream nitrogen enrichment and litter species mixing on litter decomposition and associated fungi. *Limnologica* 58: 69–77
- ⁴¹Ferreira V., Elozegi A., Gulis V., Pozo J. & Graça M.A.S. 2006. Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. *Arch. Hydrobiol.* 166: 467–490
- ⁴²Fernandes I., Uzun B., Pascoal C. & Cássio F. 2009. Responses of aquatic fungal communities on leaf litter to temperature-change events. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 94: 410–418
- ⁴³Pascoal C., Cássio F. & Marvanová L. 2005. Anthropogenic stress may affect aquatic hyphomycete diversity more than leaf decomposition in a low-order stream. *Arch. Hydrobiol.* 162: 481–496
- ⁴⁴Duarte S., Bärlocher F., Trabulo J., Cássio F. & Pascoal C. 2015. Stream-dwelling fungal decomposer communities along a gradient of eutrophication unraveled by 454 pyrosequencing. *Fungal Div.* 70: 127–148
- ⁴⁵Castela J., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environ. Poll.* 153: 440–449
- ⁴⁶Ferreira V., Gulis V. & Graça M.A.S. 2006. Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. *Oecologia* 149: 718–729
- ⁴⁷Duarte S., Pascoal C., Alves A., Correia A. & Cássio F. 2008. Copper and zinc mixtures induce shifts in microbial communities and reduce leaf litter decomposition in streams. *Freshwat. Biol.* 53: 91–101
- ⁴⁸Ferreira V., Chauvet E. & Canhoto C. 2015. Effects of experimental warming, litter species, and presence of macroinvertebrates on litter decomposition and associated decomposers in a temperate mountain stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72: 206–216
- ⁴⁹Ingold C.T. 1949. Aquatic hyphomycetes from Switzerland. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 32: 341–345
- ⁵⁰Ingold C.T. 1956. Stream spora in Nigeria. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 39: 108–110
- ⁵¹Ingold C.T. 1960. Aquatic hyphomycetes from Canada. *Can. J. Bot.* 38: 803–806
- ⁵²Duarte S., Bärlocher F., Pascoal C. & Cássio F. 2016. Biogeography of aquatic hyphomycetes: current knowledge and future perspectives. *Fungal Ecol.* 19: 169–181
- ⁵³Shearer C.A., Descals E., Kohlmeyer B., Kohlmeyer J., Marvanová L., Padgett D., Porter D., Raja H.A., Schmit J.P., Thorton H.A. & Voglymayr H. 2007. Fungal biodiversity in aquatic habitats. *Biodivers. Conserv.* 16: 49–67

- ⁵⁴Bärlocher F. & Graça M.A.S. 2002. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwat. Biol.* 47: 1123–1135
- ⁵⁵Pascoal C., Marvanová L. & Cássio F. 2005. Aquatic hyphomycete diversity in streams of Northwest Portugal. *Fungal Div.* 19: 109–128
- ⁵⁶Medeiros A., Duarte S., Pascoal C., Cássio F. & Graça M.A.S. 2010. Effects of Zn, Fe and Mn on leaf litter breakdown by aquatic fungi: a microcosm study. *Int. Rev. Hydrobiol.* 95: 12–26
- ⁵⁷Marvanová L., Pascoal C. & Cássio F. 2003. New and rare hyphomycetes from streams of northwest Portugal. Part I. *Cryptogamie. Mycologie* 24: 339–358
- ⁵⁸Descals E. 1989. Aquatic hyphomycetes. Preliminary key to the British “Ingoldian aquatic hyphomycetes”. In: *BMS Workshop on aquatic hyphomycetes*. UK, Sheffield
- ⁵⁹Sampaio A., Cortes R. & Leão C. 2004. Yeast and macroinvertebrate communities associated with leaf litter decomposition in a second order stream. *Int. Rev. Hydrobiol.* 89: 453–466
- ⁶⁰Sampaio A., Sampaio J.P. & Leão C. 2007. Dynamics of yeast populations recovered from decaying leaves in a nonpolluted stream: a 2-year study on the effects of leaf litter type and decomposition time. *FEMS Yeast Res.* 7: 595–603
- ⁶¹Geesey G.G., Mutch R., Costerton J.W. & Green R.B. 1978. Sessile bacteria: an important component of the microbial population in small mountain streams. *Limnol. Oceanogr.* 23: 1214–1223
- ⁶²Findlay S., Strayer D., Goumbala C. & Gould K. 1993. Metabolism of streamwater dissolved organic carbon in the shallow hyporheic zone. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1493–1499
- ⁶³Duarte S., Cássio F., Ferreira V., Canhoto C. & Pascoal C. 2016. Seasonal variability may affect microbial decomposers and leaf decomposition more than warming in streams. *Microb. Ecol.* 72: 263–276
- ⁶⁴Pradhan A., Seena S., Pascoal C. & Cássio F. 2011. Can metal nanoparticles be a threat to microbial decomposers of plant litter in streams? *Microb. Ecol.* 62: 58–68
- ⁶⁵Dunck B., Lima-Fernandes E., Cássio F., Cunha A., Rodrigues L. & Pascoal C. 2015. Responses of primary production, leaf litter decomposition and associated communities to stream eutrophication. *Environ. Poll.* 202: 32–40
- ⁶⁶Pereira A., Geraldés P., Lima-Fernandes E., Fernandes I., Cássio F. & Pascoal C. 2016. Structural and functional measures of leaf-associated invertebrates and fungi as predictors of stream eutrophication. *Ecol. Ind.* 69: 648–656
- ⁶⁷Pereira A., Trabulo J., Fernandes I., Pascoal C., Cássio F. & Duarte S. 2017. Spring stimulates leaf decomposition in moderately eutrophic streams. *Aq. Sci.* 79: 197–207
- ⁶⁸Fernandes I., Seena S., Pascoal C. & Cássio F. 2014. Elevated temperature may intensify the positive effects of nutrients on microbial decomposition in streams. *Freshwat. Biol.* 59: 2390–2399
- ⁶⁹Dang C. K., Schindler M., Chauvet E. & Gessner M.O. 2009. Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology* 90: 122–131
- ⁷⁰Duarte S., Fernandes I., Nogueira M.J., Cássio F. & Pascoal C. 2013. Temperature alters interspecific relationships among aquatic fungi. *Fungal Ecol.* 6: 187–191

- ⁷¹Ferreira V. Chauvet E. & Canhoto C. 2014. Effects of experimental warming, litter species, and presence of macroinvertebrates on litter decomposition and associated decomposers in a temperate mountain stream. *Can. J. Fish. Aqu. Sci.* 72: 206–216
- ⁷²Ferreira V. & Canhoto C. 2015. Future increase in temperature may stimulate litter decomposition in temperate mountain streams: evidence from a stream manipulation experiment. *Freshwat. Biol.* 60: 881–892
- ⁷³Domingos C., Ferreira V., Canhoto C. & Swan C. 2015. Warming, and the presence of a dominant shredder, drive variation in decomposer communities in a mountain stream. *Aq. Sci.* 77: 129–140
- ⁷⁴Ferreira V., Encalada A.C. & Graça M.A.S. 2012. Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. *Freshwat. Sci.* 31: 945–962
- ⁷⁵Fernandes I., Seena S., Pascoal C. & Cássio F. 2014. Elevated temperature may intensify the positive effects of nutrients on microbial decomposition in streams. *Freshwat. Biol.* 59: 2390–2399
- ⁷⁶Lima-Fernandes E., Fernandes I., Geraldés P., Pereira A., Cássio F. & Pascoal C. 2015. Eutrophication modulates plant-litter diversity effects on litter decomposition in streams. *Freshwat. Sci.* 34: 31–41
- ⁷⁷Fernandes I., Pascoal C., Guimarães H., Pinto R., Sousa I. & Cássio F. 2012. Higher temperature reduces the effects of litter quality on decomposition by aquatic fungi. *Freshwat. Biol.* 57: 2006–2317
- ⁷⁸Graça M.A.S., Pozo J., Canhoto C. & Elosegi A. 2002. Effects of Eucalyptus plantations on detritus, decomposers and detritivores in streams. *The Scientific World J.* 2: 1173–1185
- ⁷⁹Fernandes I., Duarte S., Cássio F. & Pascoal C. 2013. Effects of riparian plant diversity loss on aquatic microbial decomposers become more pronounced with increasing time. *Microb. Ecol.* 66: 763–772
- ⁸⁰Ferreira V., Koricheva J., Pozo J. & Graça M.A.S. 2016. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. *Forest Ecol. Manag.* 364: 27–38
- ⁸¹Ferreira V., Larrañaga A., Gulis V., Basaguren A., Elosegi A., Graça M.A.S. & Pozo J. 2015. The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. *Forest Ecol. Manag.* 335: 129–138
- ⁸²Canhoto C., Abelho M. & Graça M.A.S. 2001. Effects of *Eucalyptus globulus* plantations in low order streams of central Portugal. In: Pardal M.A., Marques J.C. & Graça M.A.S. (eds.) *Aquatic ecology of the Mondego River basin global importance of local experience*. Imprensa da Universidade de Coimbra. Portugal, Coimbra, pp. 505–514
- ⁸³Bärlocher F., Canhoto C. & Graça M.A.S. 1995. Fungal colonization of alder and eucalypt leaves in two streams in central Portugal. *Arch. Hydrobiol.* 133: 457–470
- ⁸⁴Ferreira V., Faustino H., Raposeiro P.M. & Gonçalves V. 2017. Replacement of native forests by conifer plantations affects fungal decomposer community structure but not litter decomposition in Atlantic island streams. *Forest Ecol. Manag.* 389: 323–330
- ⁸⁵Duarte S., Pascoal C. & Cássio F. 2004. Effects of zinc on leaf decomposition by fungi in streams: studies in microcosms. *Microb. Ecol.* 48: 366–374

- ⁸⁶Sridhar K.R., Krauss G., Bärlocher F., Raviraja N.S., Wennrich R., Baumbach R. & Krauss G.-J. 2001. Decomposition of alder leaves in two heavy metal-polluted streams in central Germany. *Aquat. Microb. Ecol.* 26: 73–80
- ⁸⁷Pascoal C., Cássio F., Nikolcheva L. & Bärlocher F. 2010. Realized fungal diversity increases functional stability of leaf litter decomposition under zinc stress. *Microb. Ecol.* 59: 84–93
- ⁸⁸Moreirinha C., Duarte S., Pascoal C. & Cássio F. 2011. Effects of cadmium and phenanthrene mixtures on aquatic fungi and microbially mediated leaf litter decomposition. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 61: 211–219
- ⁸⁹Garner K.L. & Keller A.A. 2014. Emerging patterns for engineered nanomaterials in the environment: a review of fate and toxicity studies. *J. Nanoparticle Res.* 16: 2503
- ⁹⁰Pradhan A., Geraldés P., Seena S., Pascoal C. & Cássio F. 2016. Humic acid can mitigate the toxicity of small copper oxide nanoparticles to microbial decomposers and leaf decomposition in streams. *Freshwat. Biol.* 61: 2197–2210
- ⁹¹Pradhan A., Seena S., Pascoal C. & Cássio F. 2012. Copper oxide nanoparticles can induce toxicity to the freshwater shredder *Allogamus ligonifer*. *Chemosphere* 89: 1142–1150
- ⁹²Batista D., Pascoal C. & Cássio F. 2017. How do physicochemical properties influence the toxicity of silver nanoparticles on freshwater decomposers of plant litter in streams? *Ecotoxicol. Environ. Safety* 140: 148–155
- ⁹³Batista D., Pascoal C. & Cássio F. 2017. Temperature modulates AgNP impacts on microbial decomposer activity. *Sci. Total Environ.* 601: 1324–332
- ⁹⁴Arnold K.E., Brown A.R., Ankley G.T. & Sumpter J.P. 2014. Medicating the environment: assessing risks of pharmaceuticals to wildlife and ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. B* 369: 20130569
- ⁹⁵Ferrando-Climent L., Rodríguez-Mozaz S. & Barceló D. 2014. Incidence of anticancer drugs in an aquatic urban system: from hospital effluents through urban wastewater to natural environment. *Environ. Poll.* 193: 216–223
- ⁹⁶Proia L., Cássio F., Pascoal C., Tlili A. & Romaní A.M. 2012. The use of attached microbial communities to assess ecological risks of pollutants in river ecosystems: the role of heterotrophs. In: Guasch H., Ginebreda A. & Geislinger A. (Eds.) *Emerging and Priority Pollutants in Rivers*. Springer-Verlag. Germany, Berlin Heidelberg, pp. 55–83
- ⁹⁷Seena S., Duarte S., Pascoal C. & Cássio F. 2012. Intraspecific variation of the aquatic fungus *Articulospora tetracladia*: an ubiquitous perspective. *PLoS One* 7: e35884
- ⁹⁸Fernandes I., Pascoal C. & Cássio F. 2011. Intraspecific traits change biodiversity effects on ecosystem functioning under metal stress. *Oecologia* 166: 1019–1028

CAPÍTULO 6
PLANTAS AQUÁTICAS E
FLORESTAS RIBEIRINHAS

Francisca C. Aguiar¹, M. Dalila Espírito-Santo² & M. Teresa Ferreira³

¹Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, fraguiar@isa.ulisboa.pt

²Centro de Investigação em Agronomia, Alimentos, Ambiente e Paisagem, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, dalilaesanto@isa.ulisboa.pt

³Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, terferreira@isa.ulisboa.pt

Resumo: Os sistemas fluviais em Portugal destacam-se na paisagem como corredores verdes e azuis, que penetram no complexo mosaico de usos agrícola, florestal, agro-florestal e urbano. A flora associada a estes sistemas, vulgarmente designada por flora aquática e ribeirinha, estrutura-se em comunidades específicas de acordo com as características ambientais do meio aquático e dos ecossistemas envolventes. Está ainda dependente das pressões humanas decorrentes do uso dos recursos hídricos. A importância destas comunidades não se esgota na riqueza florística *per si*, ou na estética visual conseguida pela presença de plantas aquáticas ou pela diversidade de gradientes cromáticos entre os bosques ribeirinhos e as áreas envolventes. Quer as comunidades herbáceas, quer as lenhosas, desempenham múltiplas funções nos ecossistemas fluviais, estabelecendo inter-relações com outras comunidades

aquáticas e terrestres e proporcionando variados serviços dos ecossistemas. Em Portugal, a par de estudos de flora, sistemática, fitossociologia e ecologia, estas comunidades têm suscitado interesse dos responsáveis pela gestão e conservação de sistemas fluviais, e são alvo de importantes diretivas comunitárias. Atualmente, devido à crescente pressão sobre o uso dos sistemas fluviais, como é o caso da implementação de barragens para produção de energia hidroelétrica, ou da captação de água para irrigação e usos industriais e urbanos, torna-se premente o conhecimento dos fatores influentes das comunidades para proteção destas formações vegetais, bem como da flora específica que está intimamente associada a determinadas condições habitacionais. Este capítulo pretende resumir as principais conquistas no conhecimento da flora e vegetação aquática e das florestas ribeirinhas em Portugal, bem como os desafios futuros de investigação, conservação e gestão destes ecossistemas.

Palavras-chave: conservação, flora aquática, floresta ribeirinha, gestão, rios, vegetação

1. Flora e vegetação em rios portugueses

A vegetação aquática e ribeirinha constitui um elemento funcional e estruturante dos sistemas fluviais. A par do seu papel na produção de oxigénio e biomassa, nos ciclos biogeoquímicos de nutrientes, na regulação biofísica da temperatura da água, vento e luz, e ainda como refúgio, alimentação e habitat para outros organismos, é-lhe atribuída a função de “engenheiros dos ecossistemas”, em reconhecimento da sua ação de suporte, proteção contra a erosão e modificação biogeomorfológica. Em particular, as florestas ribeirinhas são corredores

ecológicos que albergam elevada biodiversidade, constituindo um importante filtro biológico para poluentes e nutrientes provenientes das zonas agrícolas contíguas, para além de poderem proporcionar retorno económico pela produção de bens (p.ex., madeira, plantas aromáticas ou com propriedades medicinais), pela proteção contra cheias e oferecer outros valores menos tangíveis, como os cénico-paisagísticos, recreativos, patrimoniais e culturais. No entanto, estes bens e serviços da vegetação aquática e ribeirinha nem sempre são valorizados pelas populações e responsáveis locais, nem pelos visitantes e pelos proprietários das terras confinantes.

Estas formações arbóreo-arbustivas ribeirinhas são muitas vezes sujeitas a cortes extensos para permitir o acesso aos cursos de água ou para aumentar a área agrícola ou florestal (p.ex., eucaliptais). A remoção indiscriminada da vegetação aquática para melhoria do escoamento é também uma prática comum nos rios portugueses. Por outro lado, estes sistemas podem ser invadidos por espécies de plantas exóticas, introduzidas de forma voluntária para supostamente melhorar a qualidade da paisagem (caso da acácia e do jacinto-aquático) ou a sustentação das margens (caso da cana), revelando um generalizado desconhecimento dos efeitos negativos destas práticas. Estes ecossistemas estão ainda sujeitos a degradação devido a drenagens, pastoreio, ao uso dos recursos hídricos para irrigação, consumo urbano e produção de energia hidroelétrica e são vulneráveis aos efeitos das alterações climáticas e fogos. Nos vales de cheia, a conexão das florestas ribeirinhas com os ecossistemas adjacentes é muitas vezes interrompida pela impermeabilização dos solos (estradas, áreas industriais e urbanas).

A monitorização e gestão integrada destes ecossistemas são de particular importância para a conservação. Portugal caracteriza-se por uma enorme diversidade de solos, geomorfologia, relevo, geologia, clima e usos da terra, que determinam a existência de tipos de rios distintos, promovendo comunidades com diferentes

características e com composição florística adaptada a estes fatores biofísicos. Enquanto no sul do país é frequente encontrar estreitos corredores verdes que serpenteiam a árida paisagem mediterrânica, no noroeste, as florestas ribeirinhas, embora de largura reduzida, podem confundir-se na paisagem com as florestas de caducifólias contíguas, como os carvalhais. Por sua vez, os rios de montanha suportam, entre os blocos rochosos das margens, formações de estrutura vertical simples e dominadas por arbustos¹. Esta grande diversidade de galerias ribeirinhas e o desconhecimento do seu estado de conservação assegurou um grande interesse pelo seu estudo nas últimas décadas, pelo que tem sido abordado em várias áreas do conhecimento, como a biogeografia, ecologia, conservação, requalificação, monitorização e gestão. Por sua vez, estudos de flora e vegetação aquática em Portugal remontam ao final do século XIX, com importantes estudos taxonómicos e biogeográficos, passando a ecologia fluvial a merecer um lugar de destaque sobretudo a partir da segunda metade do século XX. Mais recentemente, surgiram estudos aplicados de conservação e mapeamento de habitats, monitorização, requalificação e gestão sustentável, impulsionados por importante legislação comunitária, como a Diretiva Habitats² e a Diretiva Quadro da Água (DQA)³.

2. Flora e comunidades aquáticas

A vegetação do leito dos rios, vulgarmente designada por vegetação aquática é de facto composta por várias comunidades que se posicionam consoante a profundidade e tipo de substrato. Em termos gerais, podem distinguir-se comunidades de espécies aquáticas em sentido estrito, também designadas de hidrófitos, e comunidades de espécies que toleram a submersão temporária, designadas por vegetação emergente ou helófitos. Enquanto as

primeiras são dominadas por tecidos fotossinteticamente ativos e dependem da transparência da água e das condições dos leitos, as segundas apresentam uma proporção importante de tecidos de suporte e o seu estabelecimento está mais associado ao regime de caudais e ao stress hidráulico^{4,5}.

Encontramos comunidades de plantas aquáticas diversas consoante o conteúdo em nutrientes e o regime hidrológico. Em Portugal, em águas remansadas e profundas ocorrem hidrófitos enraizados como os nenúfares (*Nymphaea alba*), os golfoes-amarelos (*Nuphar lutea*) e os miriófilos nativos (caso do *Myriophyllum verticillatum*). Em locais com conteúdos médios de nutrientes orgânicos – águas mesotróficas – ocorrem comunidades formadas por hidrófitos flutuantes como as lentilhas-de-água-menores (*Lemna minor*) ou os ranúnculos (*Ranunculus* spp.) (Figura 6.1a), enquanto em águas com baixo conteúdo em nutrientes – águas oligotróficas – e permanentes as espécies aquáticas flutuantes são substituídas por comunidades enraizadas, como é o caso de algumas espécies dos géneros *Potamogeton*, *Callitriche* e *Myriophyllum* (Figura 6.1b).

Os sistemas fluviais albergam também comunidades exuberantes de briófitos aquáticos, que são vulgarmente designados por musgos aquáticos, como é o caso do *Rhynchostegium riparioides* e das espécies do género *Fontinalis*, e incluem algumas espécies vulneráveis e endémicas⁶ (Figura 6.1c). No entanto, das mais de 150 espécies de musgos e hepáticas recenseados nos leitos dos rios de Portugal continental pouco perturbados, a proporção de briófitos aquáticos é apenas de 18% do total⁷. Para além destas plantas não vasculares, também é possível encontrar hidrófitos submersos como a erva-do-peixe-dourado (*Ceratophyllum demersum*) característica de águas permanentes de corrente lenta. Nas zonas inundadas de baixa profundidade e nas margens surgem comunidades de espécies emergentes, das quais são emblemáticas as comunidades formadas por helófitos de grandes dimensões e inflorescências atraentes, como as formadas por tabúas (*Typha* spp.),

bunho (*Scirpus lacustris*) e os caniçais (*Phragmites australis*), bem como as constituídas por lírio-amarelo (*Iris pseudacorus*) e espadana-de-água (*Sparganium erectum*). Em cursos de água torrenciais, é comum encontrar o embude (*Oenanthe crocata*), espécie tóxica, muito comum em todo o país (Figura 6.1d). Há ainda a assinalar um elenco florístico muito vasto de pequenos helófitos, onde se inserem as junças, juncos e os *Carex*, sendo de destacar a espécie endémica *Carex elata* subsp. *reuteriana*, abundante em cursos de água rochosos, de regime permanente e bem conservados (Figura 6.1e).

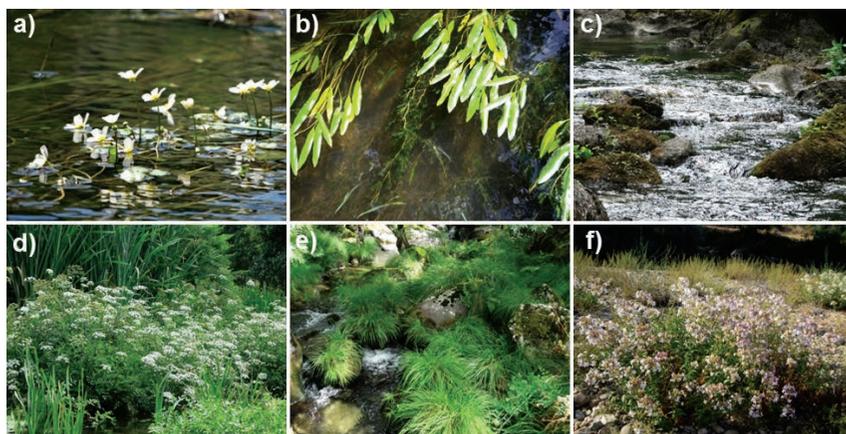


Figura 6.1. Exemplos de espécies aquáticas e emergentes comuns nos sistemas fluviais Portugueses: a) *Ranunculus* spp.; b) *Potamogeton* spp.; c) musgos aquáticos; d) embude *Oenanthe crocata* ; e) *Carex elata* subsp. *reuteriana*; f) erva-do-sabão *Saponaria officinalis*. Fotografias: Francisca Aguiar.

O elenco de espécies encontrado no corredor fluvial (leito e zona ripária) representa cerca de 30% da flora vascular portuguesa, não obstante metade serem espécies de carácter terrestre que também aí ocorrem, uma vez que é a zona do vale com maior humidade. Nos substratos húmidos das margens ou sob o coberto das árvores e arbustos ribeirinhos, é frequente a ocorrência de plantas designadas genericamente por higrófitos, que incluem, por exemplo,

a erva-do-sabão (*Saponaria officinalis*) (Figura 6.1f), a verbena (*Verbena officinalis*) e a labaga-comum (*Rumex conglomeratus*). Mais de 900 espécies podem ser encontradas no corredor fluvial mas apenas cerca de 180 se podem considerar aquáticas ou dependentes de alagamento do solo (plantas emergentes) (Figura 6.2).

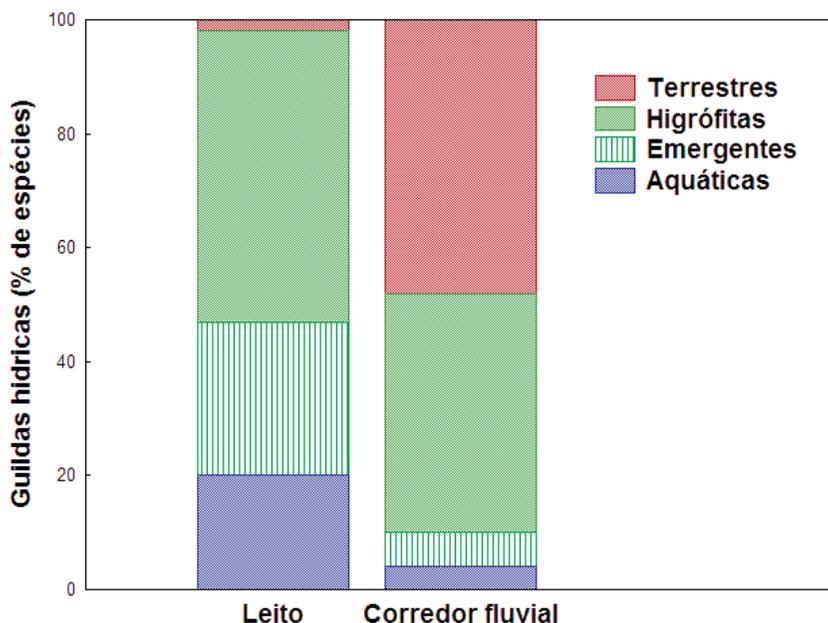


Figura 6.2. Proporção de espécies com diferentes graus de associação ao meio aquático em Portugal (dados de campo recolhidos em cerca de 400 locais, de todos os tipos de rios no âmbito da implementação da DQA) no leito e no corredor fluvial.

3. Florestas ribeirinhas

As florestas ribeirinhas (ripícolas ou ripárias) também designadas por bosques ribeirinhos ou galerias ribeirinhas são componentes fundamentais da paisagem fluvial. Estes corredores de vegetação situados na interface entre o meio aquático e o meio terrestre (zona ripária

ou ripícola), desenvolvem-se num dos mais diversos, complexos e dinâmicos habitats existentes e possuem uma identidade florística e estrutural amplamente distinta destes ecossistemas contíguos⁸⁻¹⁰.

As galerias ribeirinhas são formadas por uma variedade de árvores que não é aleatória. Vemos muitas vezes os freixos (*Fraxinus angustifolia*) ou os choupos (*Populus* spp.) a ladear as estradas em zonas de várzea, mas nunca vemos amieiros (*Alnus glutinosa*) ou salgueiros (*Salix* spp.) com essa localização a menos que a estrada passe muito perto da linha de água. Na verdade, a água disponível manifestada pelo regime do caudal, permanente ou temporário, e pela largura do seu leito, em vale mais ou menos apertado ou em lezírias aplanadas, é determinante na definição da galeria ribeirinha que aí vai ocorrer. Ou seja, os diferentes regimes fluviais e a morfologia dos fundos de vale dão origem a diferentes tipos de bosques/galerias ribeirinhas. O gradiente originado por esses fatores origina séries de vegetação diferentes, cada uma delas constituída pelas comunidades que compõe, em cada ponto, a sucessão ecológica. Ao conjunto das séries que se instalam no fundo de um determinado vale sujeito à dinâmica fluvial atual dá-se o nome de geossérie ripícola. Assim, a vegetação ribeirinha distribui-se ao longo do perfil longitudinal dos rios, em resultado da variabilidade geográfica (p.ex., altitude, declive, topografia) e local (p.ex., largura do rio). Em Portugal continental, esta variabilidade geomorfológica e climática dita padrões de composição florística, estrutural e funcional distintos consoante o tipo de rio. No entanto, é comum terem largura reduzida, formando faixas ao longo dos rios e albergarem sob coberto um elenco florístico extenso. As galerias ribeirinhas apresentam uma zonagem transversal resultante da interação entre a autoecologia das espécies, o substrato e declive da margem e o regime de caudais, em que os indivíduos mais jovens e as espécies mais dependentes da água se localizam perto do canal e os mais velhos, de raízes mais profundas ou associados a ciclos

de submersão extensos, se localizam mais longe do canal (Figura 6.3). A vegetação perto do canal é destruída em parte anualmente pelas cheias de inverno mas apresenta uma recuperação rápida (i.e., elevada resiliência) e está sempre ligada ao meio aquático, e a vegetação mais afastada é estável em composição, mais madura e estruturada, com sub-bosque e complexidade vegetal notável, e por isso mais resistente a flutuações na hidrologia¹⁰. Porém, quando o ambiente mediterrâneo é extremo, os ciclos de seca e cheias tornam a faixa de vegetação ripária mais estreita e menos estruturada, mais envelhecida e de recrutamento difícil.

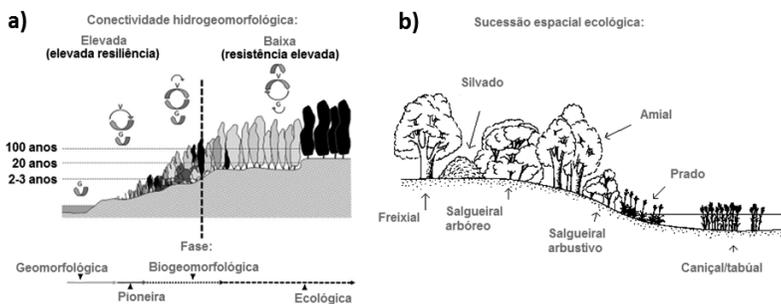


Figura 6.3. a) Sucessão biogeomórfica fluvial (FBS) da vegetação lenhosa nos bosquetes ripários ditada pelo perfil transversal do rio e pelo regime de caudais; V=vegetação; G=geomorfologia, adaptado de Corenblit et al.¹¹), b) sucessão típica em cursos médios e de regime permanente, adaptado de Aguiar et al.¹⁴).

A flora lenhosa ribeirinha que ocorre nos nossos cursos de água conta com mais de uma centena de espécies sendo, no entanto, apenas cerca de vinte as frequentes e dominantes na paisagem fluvial. Em linhas de água de carácter permanente, ou torrencial, mas com pouca estiagem, estabelecem-se bosques caducifólios, como os freixiais, amiais, olmedos e vidoais, estes últimos em locais de maior longitude e/ou altitude. Dominam nestas formações, respetivamente, o freixo, o amieiro, os ulmeiros (*Ulmus* spp.) e

a bétula (*Betula celtiberica*). São também frequentes salgueirais arbóreo-arbustivos, constituídos por várias espécies de salgueiros, como a borrazeira-negra (*Salix atrocinerea*), a borrazeira-branca (*Salix salviifolia*), o salgueiro-branco (*Salix alba*), entre outros (Figura 6.4). Estes bosques fazem-se acompanhar por espécies arbóreas e arbustivas como o sanguinho-de-água (*Frangula alnus*), o pilriteiro (*Crataegus monogyna*), o sabugueiro (*Sambucus nigra*), a aveleira-brava (*Corylus avellana*), o lodão (*Celtis australis*), os choupos (*Populus* spp.), as urzes (*Erica* spp.), o azereiro (*Prunus lusitanica*) e o carvalho-roble (*Quercus robur*). Merece ainda destacar as trepadeiras lenhosas, nas quais se incluem várias espécies de silvas (*Rubus* spp.), as heras (*Hedera* spp.) e a videira-selvagem (*Vitis vinifera* subsp. *sylvestris*) bem como trepadeiras herbáceas como as madressilvas (*Lonicera* spp.) ou a doce-amarga (*Solanum dulcamara*). As comunidades ripícolas típicas de cursos de água temporários ou de regime torrencial e sujeitos a maior estiagem (sobretudo Alentejo e Algarve) são compostas por comunidades de espécies perenifólias (i.e., espécies que mantêm as folhas durante todo o ano), como o loendro (*Nerium oleander*) e as tamargueiras (sobretudo *Tamarix africana*), ou esclerófilas (i.e., espécies com folhas endurecidas e protegidas por cutículas), como o tamujo (*Flueggea tinctoria*; arbusto endémico da Península Ibérica). São também frequentes os salgueirais arbustivos, comunidades pioneiras adaptadas a flutuações do nível de água que ocorrem sobretudo em solos aluvionares, geralmente siliciosos (Figura 6.4).

Embora, a identidade e visibilidade destes bosques ribeirinhos esteja ligada às espécies lenhosas, sobretudo árvores e arbustos, as espécies herbáceas que coabitam sob o coberto arbóreo-arbustivo ou junto às margens menos ensombradas são parte integrante destas formações e têm uma enorme importância do ponto de vista ecológico e funcional. Deste vasto universo de espécies, podemos referir, como exemplos frequentes, a salgueirinha (*Lythrum salicaria*), o

morroio-de-água (*Lycopus europaeus*), o poejo (*Mentha pulegium*), o mentrastro (*Mentha suaveolens*), os miósotis (*Myosotis* spp.), a pimenta-de-água (*Polygonum hydropiper*), as junças (*Cyperus* spp.) e os juncos (*Juncus* spp.).



Figura 6.4. a) Bosque ribeirinho caducifólio, amial no rio Rabaçal; b) bosque ribeirinho Mediterrâneo, loendral na Ribeira de Alportel). Fotografias: Francisca Aguiar e Teresa Ferreira.

4. Espécies exóticas e invasoras

Os rios e as zonas ribeirinhas são ambientes extremamente vulneráveis à colonização por espécies exóticas. Estes ecossistemas dispõem de condições privilegiadas à dispersão de sementes e propágulos a grandes distâncias e a existência de água e nutrientes proporcionam um ambiente favorável para a generalidade das espécies exóticas. Foram encontradas mais de uma centena de espécies exóticas nas margens e no leito dos nossos rios, no entanto, menos de 10% são aquáticas ou emergentes, sendo as restantes terrestres¹². Comparativamente, o número de espécies endémicas (lusitanas, ibéricas e europeias) é menor, mas em proporção semelhante em espécies aquáticas, emergentes e higrófitas (Figura 6.5). De uma forma geral, mesmo em rios portugueses muito pouco alterados por atividades humanas é possível encontrar espécies exóticas, no

entanto, a cobertura destas é proporcionalmente superior em rios degradados, sendo os casos mais visíveis a substituição de muitas galerias ribeirinhas arbóreas por cana (*Arundo donax*) e de herbáceas de margem por graminhão (*Paspalum distichum*), de origem tropical.

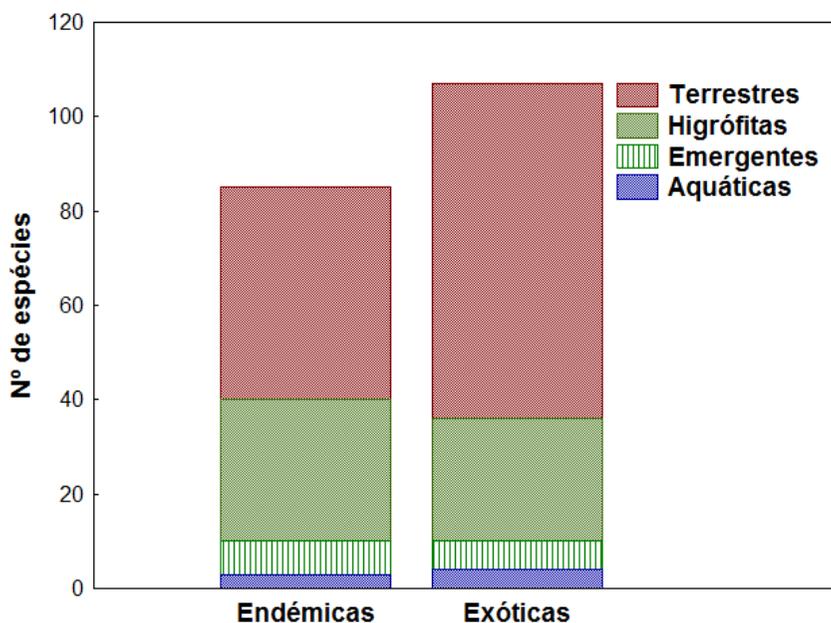


Figura 6.5. Proporção de espécies endêmicas e exóticas em rios portugueses em cerca de 400 locais amostrados no âmbito da implementação da Diretiva Quadro da Água.

Menos de vinte espécies exóticas poderão considerar-se invasoras, ou seja espécies não nativas que formam populações numerosas e abundantes e se reproduzem sem intervenção humana direta, causando graves prejuízos ambientais e/ou económicos. As invasoras mais problemáticas são de origem asiática, como a cana e a árvore-do-céu (*Ailanthus altissima*) ou australianas como a mimosa (*Acacia dealbata*) e outras acácias, que levam frequentemente ao declínio ou mesmo à extinção local das populações nativas. Estas

espécies foram provavelmente introduzidas pelo seu valor ornamental ou para sustentação das margens, enquanto outras espécies foram introduzidas como forrageiras, como é o caso do graminhão e rapidamente colonizaram as margens dos rios um pouco por todo o país. Outras espécies causam elevados prejuízos, mas estão ainda circunscritas, como é o caso do piteirão (*Eryngium pandanifolium*), espécie originária da América do Sul, que invade sobretudo o curso principal do rio Mondego e alguns dos seus tributários (Figura 6.6a). Quanto às espécies aquáticas, a maioria das introduções foi acidental ou pelo valor ornamental das espécies, destacando-se as espécies flutuantes como o jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*) (Figura 6.6b) e a azola (*Azolla* spp.) ou a pinheirinha-de-água (*Myriophyllum aquaticum*) (Figura 6.6c), esta última bem conhecida dos aquarofilistas. Estas espécies estão presentes em várias reservas naturais do país atravessadas por rios ou em zonas húmidas como os pauis (caso do Paul de Boquilobo) e açudes (caso do Açude da Agolada), e sendo muitas vezes designadas por infestantes ambientais, dados os elevados prejuízos no decréscimo de biodiversidade, afetando plantas nativas, peixes e invertebrados e de um modo geral, prejudicando o funcionamento dos ecossistemas¹³.

Entre as principais causas apontadas para estes movimentos invasores, inclui-se a disponibilização de nutrientes provenientes de fontes pontuais e difusas, e as alterações ao regime de caudais, para além de intervenções desadequadas nos perfis naturais dos sistemas fluviais. Portugal foi pioneiro dentro da Europa Comunitária na legislação de espécies exóticas (Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de Dezembro), sendo um dos primeiros países da União Europeia a listar plantas exóticas e invasoras a nível nacional. O Regulamento (UE) n.º 1143/2014 elenca catorze espécies de plantas exóticas invasoras que suscitam preocupação (“lista da União”), entre as quais se encontram várias espécies aquáticas que já invadem o nosso país, nomeadamente o jacinto-aquático e a pinheirinha-de-água e outras

que causam preocupação pelos elevados prejuízos que têm provocado noutros países europeus, como são exemplo as espécies *Hydrocotyle ranunculoides*, *Lagarosiphon major* e *Cabomba caroliniana*.



Figura 6.6. Exemplos de plantas exóticas invasoras em rios Portugueses: a) piteirão *Eryngium pandanifolium*; b) jacinto-aquático *Eichhornia crassipes*; c) pinheirinha-de-água *Myriophyllum aquaticum*. Fotografias: Francisca Aguiar e Maria Dalila Espírito-Santo.

5. Habitats e espécies protegidas e sua conservação

A Diretiva Habitats² transposta para a legislação portuguesa pelo Decreto-Lei n.º 49/2005, tendo em consideração a interpretação proposta pela Comissão Europeia, EC (2007), inclui 88 tipos de habitats naturais. Desses habitats há 52 que se podem encontrar associados a sistemas ripícolas e estão representados nos Parques Naturais e Sítios da Rede Natura 2000 (criados ao abrigo das Resoluções de Conselho de Ministros n.º 142/97, de 28 de Agosto, e n.º 76/2000, de 5 de Julho), que incluem os rios Minho, Lima, Sabor e Maçãs, Douro, Paiva, Vouga, Tejo, Sado e Guadiana e as Rias Formosa/Castro Marim e Alvor.

As galerias ribeirinhas que definem as margens dos rios distribuem-se por cinco tipos de habitats conforme a espécie dominante: (i) freixiais termófilos de *Fraxinus angustifolia*, (ii) florestas de *Alnus glutinosa*, (iii) florestas mistas de *Quercus robur*, *Ulmus minor* e *Fraxinus angustifolia* das margens de grandes rios, (iv)

florestas-galerias de *Salix alba* e *Populus alba* e (v) galerias e matos ribeirinhos meridionais com *Nerium oleander* ou *Flueggea tinctoria*¹⁴. Há situações em que não há condições para o desenvolvimento da típica galeria ripícola como acontece nas vertentes rochosas do Sabor onde se dá a ocorrência de formações estáveis de buxo (*Buxus sempervirens*), onde também ocorrem matagais arborescentes de *Juniperus* spp. como acontece no Douro Internacional e no Guadiana.

Um tipo diferente de habitat é o que se desenvolve em cursos de escoamento lento com águas mais ou menos ricas em nutrientes e com pouco oxigénio, com comunidades vasculares flutuantes à superfície ou submersas, enraizadas ou suspensas entre o fundo e a superfície, onde são dominantes espécies dos géneros *Azolla*, *Lemna*, *Hydrocharis*, *Myriophyllum*, *Najas*, *Nymphaea*, *Nuphar* e *Potamogeton*. Menos frequentes são os charcos temporários mediterrânicos, um tipo de habitat prioritário para a conservação, formados por vezes nas depressões das margens dos rios, sazonalmente inundadas por uma pequena altura de água doce, onde se formam complexos de vegetação anual, anfíbia e efémera, de floração primaveril e de elevada diversidade^{15,16}; os pteridófitos (fetos) do género *Isoetes* que aqui ocorrem podem ser indicadores do tempo de submersão a que esteve sujeito o local. Os habitats naturais formados pelos cursos de água mediterrânicos permanentes com *Glaucium flavum*, cursos de água dos pisos basal a montano com ranúnculos aquáticos, cursos de água de margens vasosas com *Glinus lotoides*, cursos de água mediterrânicos permanentes com galerias de salgueiros e choupo-branco e cursos de água mediterrânicos intermitentes com graminhão, podem ser vistos nos rios de norte a sul do país. Também as pradarias húmidas mediterrânicas de ervas altas com *Molinia* e *Scirpoides holoschoenus*¹⁷, as comunidades de ervas altas higrófilas das orlas basais e dos pisos montano a alpino, os prados de feno pobres de baixa altitude e os graminhais perenes e anuais desenvolvidos no período de estiagem, são frequentes nas margens do Minho ao Guadiana.

O troço final de um rio sujeito ao fluxo das marés, designado frequentemente por sistema estuarino, compreende áreas desprovidas de vegetação vascular e comunidades de plantas vasculares adaptadas ao meio salino. As lagunas costeiras que ao longo do litoral vão aparecendo, resultantes do encerramento da abertura de comunicação com o mar ou de pequenas depressões localizadas no fim de linhas de água temporárias ou permanentes com débitos muito irregulares que não transportam volumes de água suficientes para manter a barra aberta e impedir o seu completo assoreamento, são dos habitats com maior interesse para conservação dentro do sistema estuarino. Conforme o grau de salinidade da laguna encontram-se nela comunidades de plantas aquáticas tais como *Najas* spp., *Potamogeton* spp. e *Callitriche* spp., com caniçais de *Phragmites australis*, *Carex paniculata* subsp. *lusitanica* e *Bolboschoenus maritimus* var. *maritimus*, e margens ocupadas por canaviais de *Arundo donax*, tamargais de *Tamarix africana*, prados de gramíneas tolerantes ao sal com ou sem *Juncus maritimus* ou juncais de *Juncus acutus*.

No Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (Diário da República, 1.ª série - N.º 139 - 21 de Julho de 2008) para cada área da Rede Nacional de Áreas Protegidas é realizada uma caracterização exaustiva dos valores naturais (habitats prioritários e espécies prioritárias) e das atividades humanas existentes na área, bem como elencadas as medidas de gestão consideradas pertinentes para a sua conservação. Por seu lado, as fichas oficiais destas espécies contêm, entre outras informações, o estado de conservação, o estatuto de ameaça e a distribuição geral bem como orientações de gestão de atividades humanas e biótopos, para conservação de cada espécie (<http://www.icnf.pt/>). Porém, mapas georreferenciados das áreas de ocupação das espécies de valor conservacionista não existem para a generalidade dos casos, e concretamente para as espécies dependentes de águas interiores. O Relatório do Estado do Ambiente mais recente

(2016) reporta 10% de habitats prioritários em estado mau, 50% em estado desfavorável e apenas 40% em estado adequado para a última avaliação realizada em 2012.

Tradicionalmente, o repositório de espécies vegetais era realizado nos vários Herbários nacionais, dos quais os mais importantes são o da Universidade de Coimbra e o da Universidade de Lisboa, incluindo coleções tropicais. Para além do apoio a estudos florísticos de índole vária, estes Herbários exerceram funções importantes de salvaguarda da biodiversidade florística. Em paralelo, eram guardados repositórios de sementes com objetivo de manutenção de património e diversidade genéticos. Com a expansão da genética molecular e genómica, a área da taxonomia e conservação da biodiversidade florística encontra-se em grande mudança, com a possibilidade de observar o passado filogenético, garantir a manutenção da diversidade associada a populações específicas e de certa forma, conduzir o futuro das espécies e comunidades vegetais.

6. Gestão da vegetação aquática

Os ecossistemas aquáticos e ribeirinhos das regiões mediterrânicas estão sujeitos a múltiplas perturbações naturais e humanas. A sazonalidade do regime de caudais e as variações intra-anuais de precipitação, típicas de regiões de clima mediterrânico traduzem-se a nível biológico e comunitário, em adaptações das comunidades a estas condições particulares. No entanto, a perturbação humana nas suas múltiplas vertentes e o número crescente de fenómenos extremos como cheias e secas expressam-se numa menor capacidade de adaptação e absorção das perturbações e numa menor resiliência. As maiores perturbações humanas estão sobretudo relacionadas com os efeitos da ocupação do solo nas áreas adjacentes e com alterações no regime hidrológico, devido a captações de água subterrânea e

à regularização de caudais¹⁸. Outras alterações correntes incluem a alteração dos perfis transversais e longitudinais, e a destruição da vegetação ripária e habitats do leito, por exemplo, por zonas de bebedouro de gado, rede viária e ferroviária e estradas locais (Figura 6.7).

A necessidade de dar resposta institucional à DQA e o esforço da sua implementação a nível nacional e na UE permitiu constituir a primeira base de dados florísticos e físico-químicos estandardizada a nível nacional (APA IP, 2004–2005). Este investimento em dados de base impulsionou o desenvolvimento de índices com vista à gestão e monitorização das massas de água^{19,20}. Em particular, a intercalibração da qualidade biológica de rios do Grupo Geográfico Mediterrânico de Macrófitos (Portugal, Espanha, França, Itália, Grécia, Eslovénia, Chipre) permitiu a identificação de espécies bioindicadoras (espécies que respondem de forma consistente e coerente à perturbação) e a validação de um índice normativo para Portugal²¹, o Índice Biológico de Macrófitos de Rio (IBMR)²², baseado em espécies indicadoras herbáceas (Capítulo 14). Este índice é regularmente utilizado na monitorização de massas de águas interiores, podendo ser calculado em <http://www.isa.ulisboa.pt/proj/ibmr/>.

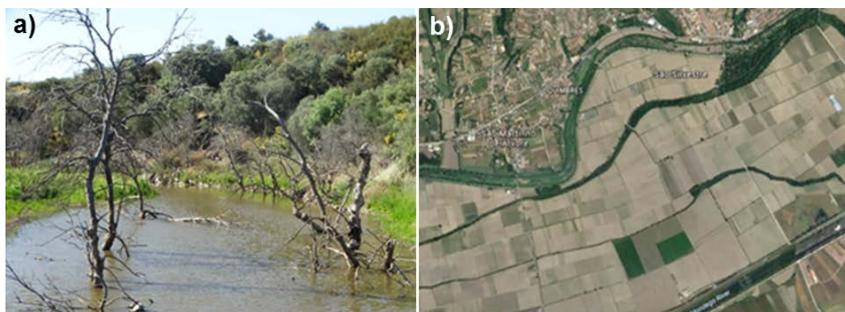


Figura 6.7. a) Asfixia do freixial na Ribeira da Asseca, na zona de influência da albufeira do Alqueva; b) linearização do perfil longitudinal com isolamento de meandro original no rio Mondego. Fotografias: Francisca Aguiar e *Image-DigitalGlobe – Google Earth™* 2016.

O IBMR está particularmente vocacionado para detetar poluição nutritiva e orgânica. Em sistemas mediterrâneos, sujeitos a grandes variações anuais de caudal, será mais consequente ter em conta toda a comunidade que habita o corredor fluvial, incluindo espécies terrestres e lenhosas, pois a sua proporção permite verificar a resposta a outras formas de alterações, por exemplo o número e cobertura em hidrófitos responde à diminuição de caudais estivais. No âmbito da DQA, foi desenvolvido o Índice de Vegetação Ripária¹⁹, baseado em parâmetros passíveis de quantificação relacionados com a composição florística, estruturais e funcionais e incluindo toda a vegetação existente.

Os índices desenvolvidos têm sido utilizados em conjunto ou isoladamente para avaliação e monitorização da qualidade ecológica, permitindo classificar as massas de água em Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau. As massas de água com classificação do índice normativo inferior a Bom deverão ser sujeitas a ações de requalificação de modo a atingir o estado de qualidade Bom.

As comunidades ribeirinhas ibéricas têm uma importância desproporcionada em relação à pequena área que ocupam, sendo essencial a sua conservação, gestão ou requalificação/restauro. O restauro destes ecossistemas é um processo complexo que envolve a integração e conhecimento de um vasto conjunto de processos hidrológicos, geomorfológicos, edáficos, microclimáticos e biológicos²³. Grande parte do processo de restauro ecológico passa por retirar ou reverter as pressões exercidas pelas atividades humanas – enriquecimento nutritivo, pisoteio, depósitos de lixo, cortes rasos indiscriminados, alterações e artificializações dos perfis longitudinais e transversais dos leitos, alteração do regime natural de caudais. Na maior parte dos casos esta retirada de pressões deve ser acompanhada da reconstituição hidrogeomorfológica do ecossistema, que pode ocorrer quer por intervenção direta com obras de engenharia fluvial (p.ex., controlo de erosão de margens e consolidação destas, criação de bacias de sedimentação, controlo de espécies exóticas invasoras ou renaturalização

de meandros). Finalmente, para uma parte dos casos é necessário a reconstituição da própria galeria ribeirinha, através da plantação de árvores ripárias e proteção do seu desenvolvimento (Figura 6.8).

Para esta reconstituição é necessário conhecer a galeria ribeirinha que naturalmente estaria associada ao tipo de rio²⁴. Nos últimos anos, a instrumentação estatística e geoestatística começam a permitir relacionar o modelado geográfico com as características ecológicas de cada espécie, permitindo o mapeamento da probabilidade de ocorrência e mesmo área das espécies, nomeadamente ripárias. O projeto RIPLANTE, por exemplo, permite encontrar a distribuição probabilística das oito espécies lenhosas mais comuns em Portugal (amieiro, freixo, tamujo, sanguinho-de-água, loendro, borrazeira-negra, borrazeira-branca e tamargueira) a uma escala de 1:25000 (<http://riplante.apambiente.pt/riplante/>). O *site* encontra-se dotado de um sistema de informação, permitindo a consulta de mapas em formato *raster* com a probabilidade de ocorrência das espécies representada de forma contínua ao longo da rede hidrográfica do continente português, mapas vetoriais com a representação das áreas ambientalmente homogêneas onde as diferentes espécies se desenvolvem e a localização de populações conhecidas das espécies lenhosas ribeirinhas.



Figura 6.8. Reconstituição da galeria ribeirinha na ribeira de Odelouca: a) estabilização do solo da margem com geotêxtil antes da reconstituição; b) colocação das plantas junto da margem e na zona de estabilização. Fotografias: Teresa Ferreira e Rui Cortes

Este tipo de ferramentas é um auxiliar precioso nas ações de conservação e reconstituição de galerias ribeirinhas, juntamente com a definição das adequadas técnicas de propagação e instalação das árvores e arbustos jovens. Noutros casos, recorre-se igualmente ao reforço de populações vegetais naturais ameaçadas através de plantio ou sementeira.

Os grandes avanços no conhecimento dos efeitos das pressões humanas sobre os ecossistemas fluviais, o desenvolvimento de instrumentos poderosos de imagem remota e de genómica, a crescente disponibilização de informação, e o reconhecimento da necessidade de abordagens multidisciplinares, abrangentes e transnacionais irão marcar a evolução da gestão da vegetação fluvial²⁵. Desejavelmente estes instrumentos e avanços terão aplicação prática na gestão e restauro de ecossistemas fluviais e concretamente da sua vegetação, por exemplo, com a deteção remota de invasões por espécies exóticas e planeamento do seu controlo, monitorização e priorização de locais para restauro, reconstituição de galerias ribeirinhas. Por outro lado, têm surgido novos modelos conceptuais baseados nos processos funcionais dos ecossistemas e no potencial preditivo de grupos funcionais, apelando ao processamento de bancos de dados extensos.

Entre as prioridades de investigação nesta área, incluem-se estudos das trajetórias de evolução genética, morfológica e funcional de adaptação às alterações climáticas de plantas ribeirinhas e aquáticas. Uma outra linha prioritária de investigação diz respeito à configuração espacial e estrutural ótima dos bosques ribeirinhos para a sustentabilidade das comunidades biológicas e manutenção de processos dos ecossistemas, com importantes implicações para o restauro destas comunidades degradadas. Por outro lado, é necessário aprofundar o conhecimento do funcionamento de infraestruturas verdes e azuis (sobretudo em ambiente urbano) nas suas interações entre ecologia, hidrologia e provisão de serviços dos ecossistemas, bem como da suscetibilidade dos ecossistemas fluviais a invasões

biológicas, e sua relação com a dinâmica dos recursos habitacionais existentes (p.ex., picos hidrológicos e de nutrientes).

7. Outras leituras

- Aguiar F.C. 2011. Galerias ribeirinhas Mediterrânicas – Oasis lineares. <http://naturlink.pt/article.aspx?menuid=4&cid=94227&bl=1>
- Aguiar F.C., Fabião A.M., Bejarano M.D., Merritt D., Nilsson C., Martins M.J. 2013. FLOWBASE – a riparian plant traitbase (<http://www.isa.ulisboa.pt/proj/flowbase/>). Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
- Campodron J., Ferreira M.T., Ordeix M. (eds). Restauro e gestão ecológica fluvial. Manual de boas práticas e gestão de rios e ribeiras. Interreg IVC SUDOE Ricover. CTFC/ISAPress, Solsona
- Flora-On: Flora de Portugal Interactiva. 2014. Sociedade Portuguesa de Botânica. (www.flora-on.pt)
- Malanson G.P. 1993. *Riparian landscapes*. Cambridge University Press. UK, Cambridge,
- Naiman R.J., Décamps H. & McClain M.E. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press. USA, San Diego
- Plantas invasoras em Portugal: <http://invasoras.pt>
- Keddy P.A. 2000. *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press. UK, Cambridge

8. Referências bibliográficas

- ¹Costa J.C., Aguiar C., Capelo J.H., Lousã M. & Neto C. 1998. Biogeografia de Portugal continental. *Quercetea*, 46 pp
- ² Comissão Europeia. 1992. Directiva 92/43/CEE do Conselho de 21 de Maio de 1992 relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens. *J. Oficial Com. Europeias* L206: 7–50
- ³ Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Oficial Com. Europeias* L327: 1–72
- ⁴Ferreira M.T. & Moreira I. 1999. River plants from an Iberian basin and environmental factors influencing their distribution. *Hydrobiologia* 415: 101–107
- ⁵Ferreira M.T., Aguiar F. & Moreira I. 2004. Macrófitos fluviais. Padrões espaciais de distribuição e factores ambientais determinantes. In: Moreira I., Saraiva M.G., Nunes Correia F. (eds.), *Gestão ambiental dos sistemas fluviais. Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado*. ISA Press. Portugal, Lisboa, pp. 247–264

- ⁶Sérgio C., Garcia C.A., Sim-Sim M., Vieira C., Hespanhol H. & Stow S. 2013. *Atlas e livro vermelho dos briófitos ameaçados de Portugal*. Museu Nacional de História Natural e da Ciência. Portugal, Lisboa
- ⁷Vieira C., Aguiar F.C. & Ferreira M.T. 2014. The relevance of bryophytes in the macrophyte-based reference conditions in Portuguese rivers. *Hydrobiologia* 737: 245–264
- ⁸Ribeiro J.A. 2000. Flora e vegetação ribeirinha. *Douro-Estudos & Documentos* 9: 39–45
- ⁹Duarte M.C. & Moreira I. 2009. *Flora aquática e ribeirinha*. Administração da Região Hidrográfica do Algarve I.P. Portugal, Faro
- ¹⁰Aguiar F., Costa J.C., Duarte M.C., Fabião A.D., Ferreira M.T., Ramos I.L., Lousã M. & Monteiro F.P. (autores), I. Moreira & G. Saraiva (coordenadores). 1999. *As galerias ribeirinhas na paisagem mediterrânica: reconhecimento na bacia hidrográfica do rio Sado*. ISA Press. Portugal, Lisboa
- ¹¹Corenblit D., Davies N.S., Steiger J., Gibling M.R. & Bornette G. 2015. Considering river structure and stability in the light of evolution: feedbacks between riparian vegetation and hydrogeomorphology. *Earth Surf. Process. Landf.* 40: 189–207
- ¹²Aguiar F.C.F. & Ferreira M.T. 2013. Plant invasions in the rivers of the Iberian Peninsula, South-Western Europe – a review. *Plant Biosyst.* 147: 1107–1119
- ¹³Moreira I., Ferreira M.T., Monteiro A., Catarino L.F. & Vasconcelos T. 1999. Aquatic weeds and their management in Portugal: insights and the international context. *Hydrobiologia* 415: 229–234
- ¹⁴Aguiar C., Capelo J., Costa J.C., Espírito-Santo M.D. & Lousã M. 1995. Tipologia das geosséries ripícolas mediterrânicas de Portugal continental. 3º *Congresso Nacional Conservação da Natureza*: 25–32
- ¹⁵Pinto-Cruz C., Molina J.A., Barbour M., Silva V. & Espírito-Santo M.D. 2009. Plant communities as a tool in temporary ponds conservation in SW Portugal. *Hydrobiologia* 634: 11–24
- ¹⁶Pinto-Cruz C., Barbosa A.M., Molina J.A. & Espírito-Santo M.D. 2011. Temporary ponds in Mediterranean Ecosystems: biotic and abiotic factors that distinguish pond types. *Ecol. Ind.* 11: 1658–1663
- ¹⁷Ribeiro S., Ladero M. & Espírito-Santo M.D. 2013. Patterns of floristic composition of Mediterranean meadows and mesophytic grasslands in eastern Continental Portugal. *Plant Biosyst.* 147: 874–892
- ¹⁸Ferreira M.T. & Moreira I. 2002. Ecologia e gestão de ecossistemas dulçaquícolas. In: I. Moreira, M.T. Ferreira, R. Cortes, P. Pinto & P.R. Almeida (eds). *Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Ecologia, gestão e conservação* 1.3–1.13. Instituto da Água. Portugal, Lisboa
- ¹⁹Aguiar F.C., Ferreira M.T., Albuquerque A., Rodríguez-González P. & Segurado P. 2009. Structural and functional responses of riparian vegetation to human disturbance: performance and spatial-scale dependence. *Fund. Appl. Limnol.* 175: 249–267
- ²⁰Aguiar F.C., Feio M.J. & Ferreira M.T. 2011. Choosing the best method for stream bioassessment using macrophyte communities: indices and predictive models. *Ecol. Ind.* 11: 379–388
- ²¹Aguiar F.C., Segurado P., Urbanic G., Cambra J., Chauvin C., Ciadamidaro S., Dörflinger G., Ferreira J., Germ M., Manolaki P., Minciardi M.R., Munné A., Papastergiadou

- E. & Ferreira M.T. 2014. Comparability of river quality assessment using macrophytes: a multi-step procedure to overcome biogeographical differences. *Sci. Total Environ.* 476–477: 757–767
- ²²Haury J., Peltre M.-C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S. & Dutartre A. 2006. A new method for assess water trophic and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of rivers and pollution. *Hydrobiologia* 570: 153–58
- ²³González E., Felipe-Lucia M.R., Bourgeois B., Boz B., Nilsson C., Palmer G., Sher A.A. 2017. Integrative conservation of riparian zones. *Biol. Conserv.* 211: 20–29
- ²⁴Aguiar F.C., Cerdeira J.O., Martins M.J. & Ferreira M.T. 2013. Riparian forests of Southwest Europe: are functional trait and species composition assemblages constrained by environment? *J. Veg. Sci.* 24: 628–638
- ²⁵O'Hare M.T., Aguiar F.C., Asaeda T., Bakker E.S., Chambers P.A., Clayton J.S., Elger A., Ferreira T.M., Gross E.M., Gunn I.D.M., Gurnell A.M., Hellsten S., Hofstra D.E., Li W., Mohr S., Puijalón S., Szoszkiewicz K., Willby N.J. & Wood K.A. 2018. Plants in aquatic ecosystems: current trends and future directions. *Hydrobiologia* 812: 1–11

CAPÍTULO 7

INVERTEBRADOS

Sónia R.Q. Serra¹, Rui M.V. Cortes², Manuel A.S. Graça³, Paulo Pinto⁴, Pedro M. Anastácio⁵, Ana Luísa Machado⁶, Ana Raquel Calapez⁷ & Maria João Feio⁸

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, soniarqs@ci.uc.pt

²Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, rcortes@utad.pt

³MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mgraca@ci.uc.pt

⁴Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Portugal, ppinto@uevora.pt

⁵MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento, Universidade de Évora, Portugal, anast@uevora.pt

⁶CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Universidade de Aveiro, Portugal, luisamachado@ua.pt

⁷MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal e LEAF – Centro de Investigação em Agronomia, Alimentos, Ambiente e Paisagem, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, anacalapez@isa.ulisboa.pt

⁸MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mjf@ci.uc.pt

Resumo: Os invertebrados aquáticos são importantes elementos dos ecossistemas ribeirinhos. Possuem adaptações e estratégias diversificadas para fazer face à multiplicidade de condições que se fazem sentir nestes ambientes, nomeadamente de velocidade de corrente, oxigénio dissolvido, tipo e quantidade de alimento disponível, entre outros. Desempenham importantes funções nestes ecossistemas garantindo a sua

integridade. Por exemplo, estabelecem a ligação energética entre os níveis inferiores e superiores das cadeias alimentares, por se alimentarem de algas, microorganismos e detritos orgânicos, que entram nos ambientes lóticos provenientes do meio terrestre, e servirem de alimento a predadores (outros invertebrados, peixes, aves, anfíbios). Devido às diferentes sensibilidades das várias espécies às condições externas, as comunidades de invertebrados presentes num local funcionam como bioindicadores da integridade ecológica destes ecossistemas lóticos. Em Portugal, os invertebrados aquáticos bentônicos têm sido dos elementos biológicos mais estudados. Desde os anos 1980 foram examinados os padrões regionais de distribuição e ecologia dos invertebrados bentônicos, identificadas as principais fontes de perturbação destas comunidades e avaliada a sua aplicação como bioindicadores, contribuindo para o desenvolvimento de métodos para a avaliação da sua integridade estrutural e funcional, ajustados às condições do país. Destaca-se ainda a ocorrência de endemismos de invertebrados aquáticos em Portugal continental e ilhas, alguns dos quais em declínio dadas as múltiplas ameaças aos seus habitats, potenciado pela crescente introdução de espécies de invertebrados invasores.

Palavras-chave: adaptações, bioindicadores, diversidade, endêmicos, insetos aquáticos, invasores

1. Invertebrados aquáticos e sua diversidade

Os invertebrados que habitam as nossas águas interiores são organismos de tamanho reduzido, sem estrutura interna rígida, e permanecem na água durante toda a sua vida ou em algum está-

gio do seu desenvolvimento. O número de espécies inventariadas para Portugal ronda o milhar. No entanto, este valor deverá ser superior tendo em consideração o desconhecimento generalizado de espécies menos comuns¹⁻³.

Os invertebrados dos rios incluem as planárias (Filo Platyhelminthes; Figura 7.1a), os nemátodes (Filo Nematoda), os anelídeos (Filo Annelida: minhocas e sanguessugas; Figura 7.1b), os moluscos (Filo Mollusca: bivalves e gastrópodes que incluem os caracóis de água doce; Figura 7.1c), e invertebrados com patas articuladas (Filo Arthropoda) como os insetos aquáticos das ordens Odonata (ninfas de libélulas e libelinhas; Figura 7.1d), Ephemeroptera (ninfas de efémeras; Figura 7.1e), Trichoptera (larvas, algumas das quais constroem casulos; Figura 7.1f), Plecoptera (Figura 7.1g), Diptera (larvas de mosquitos variados; Figura 7.1h, 7.2b, 7.2c), Coleoptera (larvas e adultos de escaravelhos aquáticos; Figura 7.2d) e Hemiptera (percevejos aquáticos como o alfaiate), e ainda os ácaros de água doce (Arachnida) e os crustáceos como lagostins e camarões de água doce⁴. Além destes grupos geralmente designados macroinvertebrados (invertebrados visíveis a olho nu) existem ainda grupos de organismos diminutos, que podem ir até cerca de 1 mm, como pequenos crustáceos (Cladocera, Ostracoda e Copepoda) e rotíferos (Filo Rotifera). Há outros grupos faunísticos para além dos mencionados, mas em geral não se encontram representados por muitos indivíduos¹.



Figura 7.1. Macroinvertebrados aquáticos que se podem encontrar nos rios Portugueses: a) planária *Dugesia* sp.; b) anelídeo (*Oligochaeta*, *Stylaria lacustris*); c) gastrópode *Gyraulus* sp.; d) ninfa de libélula *Boyeria* sp.; e) ninfa de efemeróptero *Ecdyonurus* sp.; f) larva de tricóptero *Lacarsia partita*; g) ninfa de plecóptero *Isoperla* sp.; h) larva de diptero Simuliidae. Fotografias: Sónia Serra.

2. Importância dos invertebrados

Apesar de pouco visíveis, os invertebrados são um componente importante dos rios devido ao elevado número de espécies e à sua abundância. Muitos insetos têm fases aquáticas larvares que dão lugar a adultos que emergem da água, fazendo desta forma, a translocação de nutrientes para os ecossistemas terrestres⁵⁻⁷. Muitos invertebrados são consumidores primários alimentando-se de algas (i.e., material autóctone). Outros alimentam-se de material orgânico, sejam partículas grossas como os restos de folhas, ou partículas finas. Nos ribeiros de cabeceira, a maioria da energia do sistema provém do material alóctone vindo da vegetação ripária adjacente (Capítulo 12)⁸⁻¹¹. Os invertebrados fazem assim uma ligação energética entre microalgas, a matéria orgânica e seus consumidores (como as bactérias, fungos e protozoários) e os níveis tróficos superiores que incluem peixes, anfíbios, aves aquáticas, mamíferos e outros invertebrados predadores.

3. Alimentação

Os invertebrados desenvolveram comportamentos e estruturas de alimentação especializadas a fim de se adaptarem a fontes de alimento diferentes e aos seus habitats. Consoante estas suas adaptações, os invertebrados podem ser distribuídos por grupos tróficos funcionais^{9,12}. Alguns invertebrados alimentam-se de partículas grosseiras de matéria orgânica predominantemente de origem terrestre (p.ex., pedaços de madeira e detritos foliares); estes são conhecidos como fragmentadores, porque fragmentam partículas grandes de material orgânico em partículas finas. Muitas larvas de Trichoptera são fragmentadoras (Capítulo 12). Outros invertebrados alimentam-se de partículas finas de material orgânico. Estes são

conhecidos como coletores, podendo recolher as partículas da água por filtração (coletores-filtradores) ou dos sedimentos (coletores de depósito). Algumas ninfas de Ephemeroptera são coletoras e beneficiam nutricionalmente com a presença de bactérias e excreções de outros organismos associadas a estas partículas finas. Os raspadores, como alguns Gastropoda, raspam superfícies submersas (p.ex., pedras ou plantas aquáticas), retirando o biofilme (perifíton, uma película formada por algas, bactérias e fungos; Capítulo 4). Um grupo reduzido de invertebrados são perfuradores; alimentam-se de macroalgas através de perfuração das células individuais (p.ex., alguns Hemiptera). Finalmente, alguns invertebrados são predadores, como as ninfas de Odonata, cuja dieta inclui sobretudo outros invertebrados e, eventualmente, pequenos peixes e girinos^{1,9}.

O tipo de alimento disponível num setor de um rio vai definir a predominância dos diferentes grupos funcionais. As atividades alimentares dos fragmentadores, muito comuns nos pequenos rios promovem a formação de partículas finas de material orgânico, que podem ser consumidas a jusante pelos coletores¹.

4. Hábitos de vida

A maioria dos invertebrados dos rios encontra-se principalmente nas margens e fundos, junto dos sedimentos e acumulações de material orgânico. Vivem em associação com o substrato, fixos ou sésseis; vivem dentro de estruturas que constroem ou livres, podendo enterrar-se em maior ou menor profundidade no sedimento. Estes animais denominam-se bentónicos. Os organismos bentónicos, que se enterram no sedimento (p.ex., bivalves, anelídeos e algumas larvas e ninfas de insetos), vão contribuir para a mistura do substrato, oxigenando camadas mais profundas e aumentando as taxas de reciclagem de nutrientes para as quais também contribui a sua produção fecal.

Poucos invertebrados nadam livremente nos rios dado o seu tamanho reduzido face à corrente. A estes organismos chamamos nécton de que são exemplos as Noctonectas (Hemiptera). Os “Alfaiates” (Gerridae, Hemiptera) que se deslocam à superfície das águas são classificados noutra grupo, o neuston. Finalmente, alguns microinvertebrados como as dáfrias podem ser planctónicos, habitando essencialmente as zonas dos rios sem corrente.

5. Adaptações morfológicas e comportamentais

Os invertebrados são providos de características que lhes permitem fazer face aos principais desafios encontrados nos sistemas lóticos, sendo especialmente importantes a corrente e a limitação de oxigénio^{13,14}. Algumas das múltiplas adaptações físicas e comportamentais para fazer face à corrente estão indicadas na Tabela 7.1.

Tabela 7.1.
Adaptações morfológicas e comportamentais dos insetos à corrente.

Adaptações	Funções	Exemplos
Achatamento dorso-ventral	Utilização da superfície laminar evitando turbulência	Heptageniidae (Ephemeroptera) (Figura 7.1e)
Pequeno tamanho	Utilização da superfície laminar, reentrâncias e espaços entre as partículas de sedimento, evitando turbulência	Elmidae (Coleoptera)
Hidrodinamismo	Forma fusiforme de modo a diminuir a resistência á corrente	Baetidae (Ephemeroptera)
Ventosas	Aderência a superfícies lisas	Blephariceridae (Diptera)
Atrito	Aumento do contacto com o substrato	<i>Rbitbrogena</i> (Ephemeroptera)
Garras e ganchos	Redução da possibilidade de arrastamento	<i>Rhyacophila</i> (Trichoptera)
Secreções	Ligação a objetos em situação de deriva	Simuliidae (Diptera) (Figura 7.1h)

Em terra geralmente não ocorre déficit de oxigênio mas no meio aquático a concentração de oxigênio é extremamente variável. Esta variabilidade é ainda mais intensa quando o meio está submetido a contaminação orgânica. Para fazer face a esta limitação os invertebrados também desenvolveram múltiplas adaptações sintetizadas na Tabela 7.2. De uma forma geral, os processos respiratórios dos não-insetos são essencialmente cutâneos à exceção dos moluscos, enquanto os insetos apresentam processos respiratórios muito diversificados.

Tabela 7.2.
Mecanismos respiratórios dos invertebrados aquáticos.

Mecanismos	Caracterização	Exemplos
Cutâneo	Superfície do corpo com elevada permeabilidade ao oxigênio	Todos os insetos; o único mecanismo presente em alguns não insetos (p.ex., planárias)
Traqueobrânquias	Prolongamentos formando lamelas ou filamentos com função respiratória, mas também importantes na locomoção, osmoregulação, alimentação e adaptação à corrente	Ephemeroptera, Odonata, Megaloptera (Figura 7.2a)
Brânquias em cavidade interior	Respiração branquial conferida pelas prosobrânquias existentes na cavidade interior (manto)	Gastrópodes prosobrânquios (p.ex., <i>Theodoxus</i> sp.) e bivalves (p.ex., <i>Unio</i> sp.)
Saco pulmonar	Cavidade interior (manto) altamente vascularizada adotando a função de pulmão. Organismos mais independentes das condições adversas do meio deslocando-se periodicamente à superfície, absorvendo ar através dum sifão e equilibrando o conteúdo do saco pulmonar com a respiração atmosférica	Gastrópodes pulmonados (<i>Lymnaea</i> sp.)
Deslocações até à superfície da água	Dependência do oxigênio atmosférico com deslocamento periódico na interface água-ar	Heteroptera e muitos Coleoptera
Prolongamentos para a atmosfera	Extensões do abdómen (tubos curtos a longos), que se prolongam para a superfície permitindo aos organismos permanecerem submersos sem precisarem de se deslocar até à superfície	Alguns Diptera (Figura 7.2b, 7.2c)

Mecanismos	Caracterização	Exemplos
Utilização do ar acumulado em macrófitos	Utilização do oxigênio contido no parênquima das plantas através de sífões	Alguns Coleoptera e Diptera
Captura de bolhas de ar	Dependência do oxigênio atmosférico, com idas eventuais à superfície de onde transportam bolhas de ar em zonas do corpo que se ligam ao aparelho respiratório	Heteroptera, Coleoptera (Figura 7.2d)
Plastron	Fina camada de ar aprisionada contra o corpo do inseto (criada por pelos ou texturas cuticulares) ligada a um sistema traqueal, permitindo que permaneçam submersos	Alguns Coleoptera e Diptera

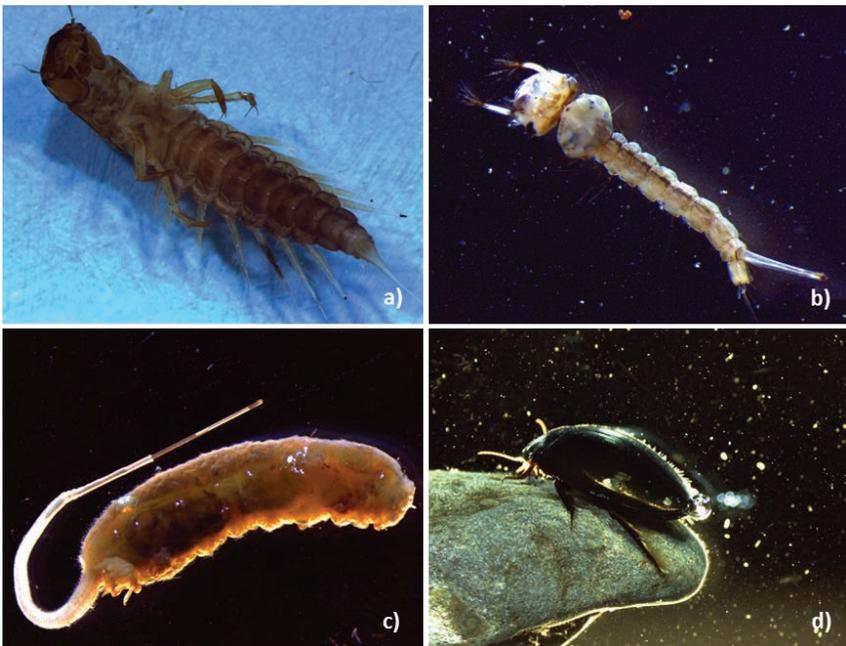


Figura 7.2. Exemplos de mecanismos respiratórios dos invertebrados aquáticos: a) prolongamentos com função respiratória de Megaloptera *Sialis* sp.; b) extensão do abdômen de Diptera Culicidae; c) extensão do abdômen de Diptera Syrphidae; d) captura de bolhas de ar em zonas posteriores do corpo de um Coleoptera Dytiscidae após deslocação à superfície da água. Fotografias: Sônia Serra.

6. Variabilidade das comunidades com os tipos de rios portugueses

A diversidade de invertebrados aquáticos reflete as diferentes condições abióticas e bióticas que se fazem sentir nos rios. Portugal continental apresenta uma variabilidade ecológica acentuada por se localizar na transição climática entre a região Atlântica Central (norte) e a região Mediterrânica Ocidental (sul), apresentando ainda diferenças entre as zonas litorais e interiores¹⁵. Sobre esta regionalização climática, sobrepõe-se a geomorfologia do território, que origina um norte mais montanhoso e declivoso em oposição a um sul mais plano com altitudes em geral inferiores.

Por último, o substrato geológico, composto por rochas de diferentes solubilidades, influencia as características físico-químicas das águas superficiais. O norte do território continental é predominantemente constituído por granitos (originando águas com baixa mineralização) enquanto o sul é predominantemente formado por xistos (originando águas de média mineralização), com manchas apreciáveis de calcários (originando águas de elevada mineralização) em várias partes do país. Adicionalmente, os rios, ao fluírem das montanhas para as planícies, vão adquirindo diferentes aspetos, estabelecendo-se um gradiente longitudinal nas condições físicas e biológicas¹⁶⁻¹⁹.

As variáveis morfoclimáticas (declive, altitude, temperatura, precipitação e escoamento) vão influenciar de forma direta ou indireta também a quantidade e o fluxo de água e o tipo de alimento disponível para o estabelecimento das comunidades de macroinvertebrados. A norte de Portugal ocorrerá uma maior disponibilidade hídrica e maior hidrodinamismo, em oposição ao sul, cuja menor disponibilidade hídrica conduz a menores caudais. No sul, também como consequência da menor disponibilidade hídrica, muitos rios são temporários, caracterizados pela ausência de caudal superficial durante uma parte do ano (estação seca)²⁰.

No norte, os caudais são mais permanentes, com fundos mais pedregosos sobretudo a montante, capazes de sustentar comunidades de macroinvertebrados mais diversificadas e maiores densidades de organismos, incluindo os EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), importantes bioindicadores de hidrodinamismo^{10,21,22}. Nos rios Mediterrânicos do sul, com menor hidrodinamismo e taxas de oxigenação da água mais baixas, os EPT surgem menos representados enquanto os OCH (Odonata, Coleoptera e Heteroptera) se tornam mais abundantes^{15,22-24}. Nestes rios, as comunidades de macroinvertebrados tendem a ser dominadas por organismos mais resistentes a menores concentrações de oxigénio e maior teor em matéria orgânica como sucede com as famílias Baetidae e Caenidae (Ephemeroptera), Hydropsychidae (Trichoptera), Chironomidae e Ceratopogonidae (Diptera).

O território dos arquipélagos dos Açores e da Madeira apresentam comunidades de água doce muito diferentes das que se encontram no continente. O efeito de ilha torna as suas comunidades de macroinvertebrados muito específicas das quais se destaca a ausência de Plecoptera²⁸.

7. Macroinvertebrados como bioindicadores

Historicamente os invertebrados aquáticos foram um dos primeiros elementos biológicos a serem utilizados na avaliação da qualidade ou saúde dos rios por diversas razões: (i) facilidade de colheita e diversidade de formas detetadas a olho nu (macroinvertebrados); (ii) presença em quase todos os habitats aquáticos; (iii) mobilidade limitada ou natureza sésil que faz com que estejam sujeitos de forma contínua às condições específicas do local onde se encontram; (iv) ciclos de vida consideravelmente longos para refletir efeitos crónicos de poluição, mas também suficientemente curtos para responderem a alterações agudas na qualidade dos sistemas (p.ex., uma descarga

de efluentes); e (v) grande número de espécies de sensibilidades variadas a diferentes tipos de perturbação antropogénica²⁹.

As diversas adaptações e estratégias dos invertebrados aquáticos (p.ex., alimentares e respiratórias) garantem a sua capacidade de lidar com toda a diversidade de condições ambientais encontrada nos habitats ribeirinhos. No entanto, se ocorrer uma alteração da qualidade da água provocada, por exemplo, pela descarga de um efluente industrial, ou uma alteração nos habitats típicos de um rio (p.ex., pela construção de uma barragem), a comunidade de macroinvertebrados irá refletir essas alterações. As alterações podem incluir a substituição de espécies por outras mais adaptadas às novas condições, ou o aumento ou a diminuição de densidades. Assim, a qualidade da água num determinado local poderá ser inferida pela análise da sensibilidade dos organismos presentes num determinado momento, ou pela análise das suas comunidades de macroinvertebrados em comparação com comunidades de referência (i.e., de rios não alterados) para aquele tipo de rio (Capítulo 14)³⁰.

Em Portugal, já desde a década de 1980, que são feitos estudos com vista à avaliação da qualidade ecológica dos rios com base nos macroinvertebrados. Estes primeiros trabalhos foram desenvolvidos em regiões diversas do país: a norte nos rios Atlânticos³¹ e rios de nordeste²¹, em diversas bacias de drenagem do centro do país^{18,32} e em rios temporários Mediterrânicos do sul do país²³. Os primeiros estudos utilizavam essencialmente índices bióticos como o *Belgium Biotic Index* (BBI) mas sobretudo o *Iberian Biological Monitoring Working Party* (IBMWP), a adaptação Ibérica do índice britânico BMWP. Estes índices são baseados na sensibilidade das espécies à contaminação orgânica e foram usados para obter uma classificação de integridade de um determinado local, ou tendo como objetivo avaliar perturbações específicas como o efeito de um açude ou atividades industriais^{23,33,34}.

A partir do início do século XXI foram introduzidas abordagens mais complexas na avaliação ecológica, como é o caso dos modelos

predictivos que permitem prever a comunidade biológica esperada num rio a partir das suas características abióticas e compará-la com a comunidade observada. O desvio na composição da comunidade observada em relação à esperada é um indicador quantitativo de perturbação. O primeiro modelo predictivo em Portugal foi elaborado para a bacia do rio Mondego³⁵ ao qual se seguiram modelos para todo o país utilizando abordagens estatísticas diferentes^{15,36} (Capítulo 14).

As proporções relativas dos *traits* dos invertebrados de uma comunidade podem também ser usados para avaliar a qualidade de um ambiente sob o ponto de vista funcional³⁷. Por exemplo, diminuições na abundância de fragmentadores podem revelar uma perturbação no corredor ripária (como o corte da vegetação ou introdução de espécies exóticas). Mais recentemente, têm sido desenvolvidos estudos no sentido de testar a utilização destes *traits* considerando toda a comunidade^{38,39} ou apenas uma parte, por exemplo, só os Diptera Chironomidae^{40,41} na avaliação funcional dos rios.

Em Portugal, e no âmbito da Diretiva Quadro da Água (DQA)²⁵, foi estabelecido um protocolo de amostragem oficial e standardizado para a utilização de macroinvertebrados bentónicos na classificação ecológica dos rios⁴². A amostragem é realizada nos habitats mais bem representados no rio (multi-habitat) utilizando uma rede de mão com uma abertura de 25 cm de largura e malha de 0,5 mm colocada no fundo do rio (Capítulo 14).

8. Endemismos

As espécies endémicas são as que têm uma distribuição limitada a certas áreas, requerendo habitats particulares. As suas características próprias e fatores externos determinaram o isolamento (geográfico ou comportamental) das populações, de forma que, deixando de se cruzar com outras populações da mesma espécie, evoluíram sepa-

radamente originando outra espécie. A Península Ibérica, incluindo Portugal, está entre as áreas mais relevantes da Europa no que diz respeito à concentração de espécies endémicas.

Entre outros, os fatores históricos foram determinantes na distribuição atual das espécies na Península: enquanto as populações do norte se extinguíam a cada era de gelo, as populações do sul sobreviveram à severidade destas eras, subindo ou descendo montanhas. Além disso, a região mediterrânica fica na transição entre duas ecozonas (paleártico e paleotrópico) albergando espécies típicas das duas regiões.

No território continental Português está confirmada a ocorrência de espécies endémicas Europeias, como é caso de duas libélulas: *Gomphus graslinii* e *Macromia splendens*, listadas como ameaçadas na Europa e restritas a poucos rios no sudoeste da França, Espanha e Portugal⁴³. Também são encontrados endemismos Ibéricos, como o *Sericostoma vittatum* (Trichoptera; Figura 7.3a), o *Echinogammarus meridionalis* (Amphipoda) e o *Unio tumidiformis* (Bivalvia)⁴⁴⁻⁴⁶. O *Unio tumidiformis* considera-se vulnerável pela destruição do seu habitat, apresentando uma distribuição restrita à bacia dos rios Guadiana, Mira e Sado, onde vive enterrado em sedimentos finos ou lodo, em áreas próximas às margens dos rios, e muitas vezes associadas a raízes da vegetação ripária em rios com regime torrencial no inverno e reduzidos a poças no verão.

Endemismos de invertebrados de rio confinados ao território nacional são conhecidos sobretudo nos arquipélagos dos Açores e da Madeira²⁸, como por exemplo: os Diptera da família Chironomidae *Diamesa alata* e *Microsepta freyi*, ambos endémicos da Madeira e dos Açores; os Trichoptera *Polycentropus flavostictus* e *Limnephilus atlanticus* endémicos da Madeira e dos Açores, respetivamente; os Coleoptera *Agabus maderensis* e *Anacaena conglobata* confinados à Madeira, enquanto o *Hydroporus guernei* apenas pode ser encontrado nos Açores; dentro dos Odonata, a libélula *Sympetrum nigrifemur* é exclusiva da Madeira e das Canárias⁴⁷.

Sendo os endemismos limitados em distribuição e muitas vezes representados por populações pouco numerosas, encontram-se frequentemente ameaçados pela destruição do seu habitat pelo que a sua conservação deverá ser auxiliada pelo interesse e mobilização do público em geral.

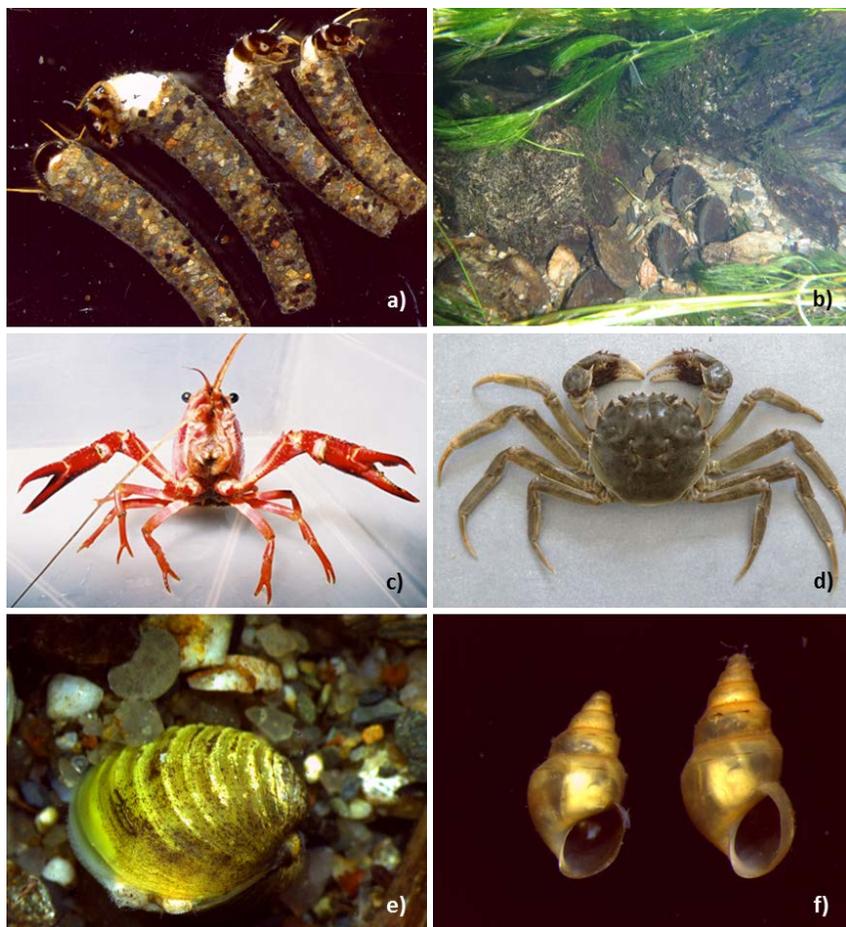


Figura 7.3. Exemplos de espécies endémicas e/ou ameaçadas ou invasoras: a) indivíduos de *Sericostoma vittatum*, endemismo Ibérico; b) indivíduos de *Margaritifera margaritifera*, espécie ameaçada; c) *Procambarus clarkii*, espécie invasora; d) *Eriocheir sinensis*, espécie invasora; e) *Corbicula fluminea*, espécie invasora; f) indivíduos de *Potamopyrgus antipodarum*, espécie invasora. Fotografias: a, e-f, Sónia Serra; b, Simone Varandas; c-d, Pedro Anastácio.

9. Espécies ameaçadas

As comunidades de macroinvertebrados dos sistemas Mediterrânicos encontram-se sujeitas a inúmeras ameaças, relacionadas com o aumento constante da pressão humana e com as alterações climáticas, como períodos de seca mais alargados e aumento dos incêndios, que se refletem na perda de qualidade da água e conectividade fluvial⁴⁸⁻⁵⁰. No entanto, a incerteza taxonómica e a falta de informação acerca da distribuição e abundância da maior parte das espécies de macroinvertebrados aquáticos fazem com que seja impossível a atribuição de estatutos de conservação adequados⁵¹. Só alguns grupos de macroinvertebrados mais emblemáticos estão melhor estudados, como os Moluscos⁵² e os Odonata⁵³, e têm já definido o seu estatuto de conservação a nível europeu. Um desses casos é o do bivalve *Margaritifera margaritifera* (Figura 7.3b), redescoberto em seis rios da bacia do Douro depois de ter sido dado como extinto em Portugal⁵⁴. O seu estatuto de conservação está definido como “Em Perigo”, uma vez que, apesar da sua distribuição holártica, sofreu um decréscimo populacional muito acentuado em todas as regiões da sua distribuição (90% na Europa) fruto da poluição das águas, da construção de barragens, da regularização dos caudais e do desaparecimento progressivo dos salmonídeos, hospedeiros das larvas desta espécie⁵⁵.

Quanto aos Odonata (Libélulas e Libelinhas), ocorrem nos rios portugueses várias espécies consideradas ameaçadas a nível europeu⁴⁷, como por exemplo: *Onychogomphus costae* (espécie considerada “Em Perigo” na Europa), *Lestes macrostigma*, *Macromia splendens*, *Ortbetrum nitidinerve* ou *Zygonyx torridus* (espécies com o estatuto de conservação “Vulnerável”). Em alguns casos, os estatutos de conservação desfavoráveis estão intimamente relacionados com o grau de endemismo das espécies, como no caso de *Ischnura bastata*, considerada vulnerável, encontrada no continente Americano e com uma única população conhecida nos Açores que se reproduz

exclusivamente por partenogénese (reprodução assexuada de animais em que o embrião se desenvolve de um óvulo sem ocorrência da fertilização)⁴⁷. As principais ameaças a estas populações de Odonata são comuns às dos outros macroinvertebrados, nomeadamente a fragmentação e a deterioração do habitat.

10. Invertebrados invasores

Só na União Europeia os danos causados anualmente por espécies invasoras (transportadas pelo homem para uma área de onde não são nativas e aí estabelecidas) são superiores a 12 mil milhões de euros⁵⁶. As águas doces são profíceas em espécies invasoras, com tendência para aumentar com o tempo. O invertebrado aquático invasor mais conhecido em Portugal é o lagostim-vermelho da Luisiana (*Procambarus clarkii*; Figura 7.3c), proveniente de duas introduções intencionais em Espanha, respetivamente em 1973 e 1974. Esta espécie expandiu-se para Portugal, estando neste momento presente em todas as nossas bacias hidrográficas, e também nos Açores, presumivelmente introduzido por aquarofilistas⁵⁷. São conhecidos, por exemplo, os seus estragos sobre a produção de arroz, sobre a biodiversidade de macroinvertebrados e sobre a comunidade de anfíbios⁵⁸. No entanto, vários predadores passaram a utilizar este lagostim como recurso como é o caso da lontra e da cegonha.

Outro invertebrado invasor importante é o caranguejo-peludo-chinês (*Eriocheir sinensis*; Figura 7.3d), espécie migradora muito bem implantada no rio Tejo⁵⁹, mas que necessita de estuários para se reproduzir. Os efeitos ecológicos desta espécie em Portugal ainda não são bem conhecidos, mas causa danos avultados à pesca fluvial⁶⁰.

Ainda em relação a crustáceos decápodes, há outra invasão relativamente recente: o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) que se encontra em expansão no interior norte do país⁶¹. É importante

referir que o lagostim-sinal e o lagostim-vermelho da Luisiana são portadores do fungo parasita *Aphanomyces astaci*, causador da afanomicose, uma doença que dizima as populações de lagostins europeus. Finalmente, há ainda outro exemplo de crustáceos com carácter invasor e em plena expansão: o anfípode *Crangonyx pseudogracilis* de origem norte-americana, mas bem estabelecido em vários países europeus, foi detetado recentemente em Portugal, sendo a primeira espécie invasora conhecida deste grupo na Península Ibérica⁶².

Dentro dos moluscos, a amêijoia-asiática (*Corbicula fluminea*; Figura 7.3e) está presente em Portugal pelo menos desde os anos 1980⁶³. Esta é uma espécie muito tolerante a uma gama vasta de condições ambientais e os seus impactos negativos relacionam-se com a sua capacidade para crescimento populacional rápido, por vezes com mortalidades súbitas em massa⁶⁴, e para potencialmente competir com populações de bivalves nativos. Podem também colmatar sistemas de transporte e bombagem de água. Também duas espécies de caracóis aquáticos comuns, *Potamopyrgus antipodarum* (Figura 7.3f) e *Physella acuta* (mesmo que: *Physa acuta*) são invasoras^{65,66}, no entanto, não sendo invasões recentes, pode ser difícil estimar os danos reais provocados.

Para evitar a chegada de novas espécies invasoras ou dificultar a expansão das que já invadiram território nacional, é importante agir sobre os vetores conhecidos e que possam ser controlados, bem como sobre as áreas de maior risco de entrada. Sabe-se que as invasoras aquáticas podem ser transportadas através de inúmeras atividades humanas ligadas à água e cujo risco pode de algum modo ser minimizado. A prevenção é a melhor medida evitando a libertação de espécies exóticas, bem como o transporte de espécies entre regiões/continentes. Caso a prevenção falhe é importante saber identificar as espécies invasoras (algumas podem ser difíceis de distinguir imediatamente das nativas) para que possam ser erradicadas travando sua proliferação sem afectar as populações

naturalmente presentes. No entanto, também é possível o transporte por vetores animais, sendo neste caso virtualmente impossível um controlo eficiente.

11. Outras leituras

AQUAWEB: <http://aquaweb.uc.pt/>, Feio M.J. (ed.). Plataforma online para a avaliação da qualidade das águas dos rios com base nas suas comunidades e chave digital para famílias de invertebrados.

Fauna Ibérica IX: <http://www.fauna-iberica.mncn.csic.es/>, Ramos M.A. (coordenador), CGL2007-66786-C8. Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. España, Madrid

Serra S., Coimbra N. & Graça M.A.S. 2009. *Invertebrados de água doce: chave de identificação das principais famílias*. Imprensa da Universidade de Coimbra. Portugal, Coimbra

Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. 2010. *Invertébrés d'eau douce*, Nouvelle Edition. Centre National de la Recherche Scientifique Press. France, Paris

12. Referências bibliográficas

¹Graça M.A., Coimbra N., Carvalho M.J., Oliveira R. & Abelho M. 2002. Freshwater macroinvertebrates in the Mondego river basin. In: Pardal M.A., Marques J.C. & Graça M.A. (eds.) *Aquatic ecology of the Mondego River Basin: Global importance of local experience*. Imprensa da Universidade de Coimbra. Portugal, Coimbra, pp. 115–124

²Schmidt-Kloiber A. & Hering D. 2015. www.freshwaterecology.info - an online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecol. Ind.* 53: 271–282

³Schmidt-Kloiber A. & Hering D. (eds.) www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms, version 7.0. (ultimo acesso: 22-07-2017)

⁴Serra S., Coimbra N. & Graça M. 2009. *Invertebrados de água doce: chave de identificação das principais famílias*. Imprensa da Universidade de Coimbra. Portugal, Coimbra

⁵Likens G.E. (ed.) 2010. *River ecosystem ecology: a global perspective*. Academic Press Inc./ Elsevier Science Publishing Co. Inc. USA, San Diego

⁶Rosenberg D.M. & Resh V.H. (eds.) 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall. USA, New York

- ⁷Wallace J.B. & Webster J.R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu. Rev. Entomol.* 41: 115–139
- ⁸Cummins K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631–641
- ⁹Covich A.P., Palmer M.A. & Crowl T.A. 1999. The role of benthic invertebrate species in Freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience* 49: 119–127
- ¹⁰Graça M.A.G., Pinto P., Cortes R., Coimbra N., Oliveira S., Morais M., Carvalho M.J. & Malo J. 2004. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. *Int. Rev. Hydrobiol.* 89: 151–164
- ¹¹Graça M.A.S., Ferreira R.C. & Coimbra C.N. 2001. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposers. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 408–420
- ¹²Angermier P.L. & Karr J.R. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience* 44: 690–97
- ¹³Ward J.V. 1992. *Aquatic Insect Ecology. Vol 1: Biology and Habitat.* John, Wiley & Sons Ltd. USA, New York
- ¹⁴Ziglio G., Siligardi M. & Flaim G. 2006. *Biological monitoring of rivers.* John Wiley & Sons Ltd. UK, Chichester
- ¹⁵Feio M.J., Norris R.H., Graça M.A.S. & Nichols S. 2009. Water quality assessment of Portuguese streams: Regional or national predictive models? *Ecol. Ind.* 9: 791–806
- ¹⁶Chaves M.L., Costa J.L., Chainho P., Costa M.J. & Prat N. 2011. Are Water Framework Directive stream types biologically relevant? The case of the Mondego river, Portugal. *Ann. Limnol. - Int. J. Limol.* 47: 119–131
- ¹⁷Feio M.J., Vieira-Lanero R., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2005. The role of the environment in the distribution and composition of Trichoptera assemblages in streams. *Arch. Hydrobiol.* 164: 493–512
- ¹⁸Graça M.A.S., Fonseca D.M. & Castro S.T. 1989. The distribution of macroinvertebrate communities in two Portuguese rivers. *Freshwat. Biol.* 22: 297–308
- ¹⁹Vannote R.L.G., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130–137
- ²⁰Pinto P.P., Rosado J., Morais M. & Antunes I. 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia* 516: 191–214
- ²¹Cortes R.M.V. 1992. Seasonal pattern of benthic communities along the longitudinal axis of river systems and the influence of abiotic factors on the spatial structure of those communities. *Arch. Hydrobiol.* 126: 85–103
- ²²Feio M.J. & Pinto P. 2009. Tipologia e cenários biológicos do elemento macroinvertebrados. *Recursos Hídricos* 30: 29–37
- ²³Coimbra C.N., Graça M.A.S. & Cortes R.M. 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean River. *Environ. Pollut.* 94: 301–307
- ²⁴Graça M.A.S. & Coimbra C.N. 1998. The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Res.* 32: 380–392

- ²⁵Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Oficial Com. Europeias* L327: 1-72
- ²⁶Alves M.H., Bernardo J.M., Cortes R.V., Feio M.J., Ferreira J., Ferreira M.T, Figueiredo H., Formigo N., Ilhéu M., Morais M., Pádua J., Pinti P. & Rafael T. 2006. Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da Diretiva Quadro da Água. *Actas do 8º Congresso da água*, Portugal, Figueira da Foz
- ²⁷INAG. 2008. *Tipologia de Rios em Portugal continental no âmbito da implementação da directiva quadro da água. I. Caracterização abiótica*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. Portugal, Lisboa
- ²⁸Raposeiro P.M., Cruz A.M., Hughes S.J. & Costa A.C. 2012. Azorean freshwater invertebrates: status, threats and biogeographic notes. *Limnetica* 31: 13–22
- ²⁹Bonada N., Prat N., Resh V.H. & Statzner B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 495–523
- ³⁰Chaves M. L., Costa J. L., Chainho P., Costa M. J. & Prat N. 2006. Selection and validation of reference sites in small river basins. *Hydrobiologia* 573: 133–154
- ³¹Fontoura A.P. 1984. Les communautés de macro-invertébrés du bassin hydrographique du fleuve Lima comme indicateurs de la qualité biologique de l'eau. *Publ. Inst. Zool. Fac. Ciênc. Porto.* 183: 1–20
- ³²Moreira M.H., Canha A.P., Franco O.M. & Moura A.M. 1988. Comunidades de macroinvertebrados do rio Caima e do curso superior e médio do Vouga: cartografia da qualidade biológica da água. *Rev. Biol. Aveiro* 2: 41–85
- ³³Fontoura P. & Moura A.M. 1984. Effects of some industrial effluents in the biological quality of the water of the river Lima. *Publ. Inst. Zool. Fac. Ciênc.* 184: 1–21
- ³⁴Graça M.A.S., Coimbra C.N. & Santos L.M. 1995. Identification level and comparison of biological indicators in biomonitoring programs. *Ciênc. Biol. Ecol. Syst. (Portugal)* 15: 9–20
- ³⁵Feio M.J., Reynoldson T.B., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2007. A predictive model for the water quality bioassessment of the Mondego catchment, central Portugal. *Hydrobiologia* 589: 55–68
- ³⁶Feio M.J., Viana-Ferreira C. & Costa C. 2014. Combining multiple machine learning algorithms to predict taxa under reference conditions for streams bioassessment. *River Res Appl.* 30: 1157–1165
- ³⁷Statzner B., Bis B., Dolédec S. & Usseglio-Polatera P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic Appl. Ecol.* 2: 73–85
- ³⁸Feio M.J. & Doledec S. 2012. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream ecological functioning: a case study in Portugal. *Ecol. Ind.* 15: 236–247
- ³⁹Hughes S.J., Santos J.M., Ferreira M.T., Caraça R. & Mendes A.M. 2009. Ecological assessment of an intermittent Mediterranean river using community structure

- and function: evaluating the role of different organism groups. *Freshwat. Biol.* 54: 2383–2400
- ⁴⁰Serra S.R.Q., Graça M.A.S., Dolédec S. & Feio M.J. 2017. Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. *Environ. Monit. Assess.* 189: 326
- ⁴¹Serra S.R.Q., Graça M.A.S., Dolédec S. & Feio M.J. 2017. Discriminating permanent from temporary rivers with traits of chironomid genera. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 53: 161–174
- ⁴²INAG 2008. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água – Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. Portugal, Lisboa
- ⁴³Sahlén G., Bernard R., Cordero Rivera A., Ketelaar R. & Suhling F. 2004. Critical species of Odonata in Europe. *Int. J. Odonatol.* 7: 385–398
- ⁴⁴Feio M.J. & Graça M.A.S. 2000. Food consumption by larvae of *Sericostoma vittatum* (Trichoptera), an endemic species from the Iberian Peninsula. *Hydrobiologia* 439: 7–11
- ⁴⁵Gama M., Marquéz L., Banha F. & Anastácio P. 2017. Coexistence patterns between the invasive amphipod *Crangonyx pseudogracilis* and native *Echinogammarus meridionalis*: a laboratory approach. *Fundam. Appl. Limnol.* 190: 133–140
- ⁴⁶Reis J. & Araújo R. 2009. Redescription of *Unio tumidiformis* Castro, 1885 (Bivalvia, Unionidae), an endemism from the south-western Iberian Peninsula. *J. Nat. Hist.* 43: 1929–1945
- ⁴⁷Ferreira S., Grosso-Silva J.M., Lohr M., Weihrauch F. & Jödicke R. (2006) Critical checklist of Odonata of Portugal. *Int. J. Odonatol.* 9: 133–150
- ⁴⁸Filipe A.F., Lawrence J.E. & Bonada N. 2013. Vulnerability of stream biota to climate change in mediterranean climate regions: a synthesis of ecological responses and conservation challenges. *Hydrobiologia* 719: 331–351
- ⁴⁹Merenlender A.M. & Matella M.K. 2013. Maintaining and restoring hydrologic habitat connectivity in Mediterranean streams: an integrated modeling framework. *Hydrobiologia* 719: 509–525
- ⁵⁰Strayer D.L. 2006. Challenges for freshwater invertebrate conservation. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25: 271–287
- ⁵¹Bouchet P., Falkner G. & Seddon M.B. 1999. Lists of protected land and freshwater molluscs in the Bern Convention and European Habitats Directive: are they relevant to conservation? *Biol. Conserv.* 90: 21–31.
- ⁵²Lopes-Lima M., Teixeira A., Froufe E., Lopes A., Varandas S. & Sousa R. 2014. Biology and conservation of freshwater bivalves: past, present and future perspectives. *Hydrobiologia* 735: 1–13
- ⁵³Kalkman V., Boudot J.P., Bernard R., Conze K.J., Knijf G., Dyatlova E., Ferreira S., Jović M., Ott J., Riservato E. & Sahlén G. 2010. *European red list of dragonflies*. IUCN Publications.
- ⁵⁴Reis J. 2003. The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) (Unionoida: Bivalvia) rediscovered in Portugal and threats to its survival. *Biol. Conserv.* 114: 447–452

- ⁵⁵Geist J. 2010. Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): a synthesis of conservation genetics and ecology. *Hydrobiologia* 644: 69–88
- ⁵⁶European Commission 2013. *Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species*. (COM(2013)0620 – C7-0264/2013 – 2013/0307(COD)). Bélgica, Bruxelas
- ⁵⁷Costa A.C., Correia A.M. & Rodrigues M.L. 1996. Monitoring a population of *Procambarus clarkii* (Decapoda, Cambaridae) in Sao Miguel (Azores, Portugal). *Freshwat. Crayfish* 11: 203–212
- ⁵⁸Souty-Grosset C., Anastácio P.M., Aquiloni L., Banha F., Choquer J., Chucholl C. & Tricarico E. 2016. The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologia* 58: 78–93
- ⁵⁹Wójcik D., Wojtczak A., Anastácio P. & Normant M. 2014. The highly invasive Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* in the Tagus Estuary, Portugal: morphology of the specimens 20 years after the first captures. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 50: 249–251
- ⁶⁰Coelho A.F. 2014. *Distribuição e abundância da espécie exótica Eriocheir sinensis no estuário do Tejo*. Tese de Mestrado. Universidade de Évora. Portugal, Évora
- ⁶¹Anastácio P.M., Banha F., Capinha C., Bernardo J.M., Costa A.M., Teixeira A. & Bruxelas S. 2015. Indicators of movement and space use for two co-occurring invasive crayfish species. *Ecol. Indic.* 53: 171–181
- ⁶²Grabowski M., Rachalewski M., Banha F. & Anastácio P. 2012. *Crangonyx pseudogracilis* Bousfield, 1958 – the first alien amphipod crustacean in freshwaters of Iberian Peninsula (Portugal). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 404: 11
- ⁶³Mousson J. 1981. Sur la présence en France et au Portugal de *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae) originaire d'Asie. *Basteria* 45: 109–116
- ⁶⁴Ilarri M., Antunes C., Guilhermino L. & Sousa R. 2011. Massive mortality of the Asian clam *Corbicula fluminea* in a highly invaded area. *Biol. Inv.* 13: 277–280
- ⁶⁵Heuss K. 1961. *Potamopyrgus jenkinsi* (E. A. Smith) in Portugal. *Arch. für Molluskenkd.* 90: 249
- ⁶⁶Morelet A. 1845. *Description des mollusques terrestres et fluviatiles du Portugal, par Arthur Morelet*. J.-B. Baillière. France, Paris

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 8

PEIXES

**Pedro R. Almeida¹, Maria T. Ferreira², Filipe Ribeiro³, Bernardo R. Quintella⁴,
Catarina S. Mateus⁵ & Carlos M. Alexandre⁶**

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente e Departamento de Biologia, Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora, Portugal, pmra@uevora.pt

²Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, terferreira@isa.ulisboa.pt

³MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, fmvribeiro@gmail.com

⁴MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, Portugal e Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, bsquintella@fc.ul.pt

⁵MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, Portugal, csmateus@fc.ul.pt

⁶MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade de Évora, Portugal, cmalexandre@fc.ul.pt

Resumo: Os peixes são organismos aquáticos que associamos de imediato aos rios, mas sobre os quais existe ainda muito desconhecimento. Neste capítulo damos a conhecer as espécies que existem em Portugal, como estão distribuídas no nosso território, que fatores ambientais determinam a sua ocorrência, que comportamentos exibem, que ameaças pairam sobre as suas populações, ou como podem ser utilizados como sentinelas para monitorizar o estado ecológico dos rios. São ainda descritas as principais características dos habitats dulciaquícolas portugueses e das associações piscícolas que

neles ocorrem, e discutidos quais os principais fatores ambientais que terão contribuído para a distribuição das espécies no nosso território. Face às pressões de natureza antrópica a que estão sujeitos, é dado destaque aos principais fatores de ameaça à conservação dos peixes dulciaquícolos e migradores, e às medidas de mitigação mais adequadas à sua proteção.

Palavras-chave: continuidade fluvial, endemismos, fatores de ameaça, migrações, padrões filogeográficos

1. Características gerais dos habitats dulciaquícolos portugueses

1.1. Fatores ambientais que condicionam a distribuição dos peixes

A presença de peixes numa massa de água depende da conjugação de inúmeros fatores ambientais, e não apenas da existência de água no estado líquido. Em primeiro lugar a qualidade da água em termos físico-químicos, ou seja, parâmetros como a quantidade de oxigénio dissolvido, a temperatura, o pH, a condutividade, a turbidez, entre outros, terão de ser compatíveis com a tolerância ambiental de cada espécie nos vários estádios de desenvolvimento do seu ciclo de vida (i.e., ovos, larvas, juvenis e adultos). Assim, focos de poluição orgânica e/ou química que provoquem desequilíbrios neste domínio podem inviabilizar a sobrevivência dos peixes em algumas linhas de água. Há outros fatores ambientais que também são determinantes na distribuição dos peixes numa bacia hidrográfica, designadamente, o escoamento total, o regime de caudais, o gradiente do leito, a granulometria do sedimento e a estrutura da galeria ripária. No fundo estamos a referir-nos a tudo aquilo que modela a estrutura e a complexidade dos habitats dulciaquícolos. A diversidade de habitats é fundamental

na estrutura e composição das diferentes associações piscícolas que encontramos ao longo de uma bacia hidrográfica. Na sua parte superior encontramos os chamados rios de montanha, caracterizados pelos elevados gradientes que promovem a existência de troços onde a velocidade da água é mais elevada e, conseqüentemente, o leito é constituído por blocos de pedra e sedimentos grosseiros, registam-se temperaturas reduzidas e muito boa oxigenação da água. A estes troços convencionou-se designar por “águas salmonícolas”. No outro extremo da bacia hidrográfica encontramos os rios de planície cujos leitos apresentam gradientes muito reduzidos e profundidades mais elevadas, o que associado às baixas velocidades de corrente contribuem para a existência de leitos ricos em sedimentos finos (i.e., areias e vasas). Estes troços de rio são designados por “águas ciprinícolas”. Para além dos fatores ambientais referidos, a distribuição dos peixes responde igualmente a outros fenómenos naturais que resultam da interação com outras espécies, designadamente, a predação e a competição.

Finalmente, as ações de natureza antrópica são também responsáveis pela distribuição atual das espécies piscícolas nas bacias hidrográficas, nomeadamente: (i) a introdução de espécies exóticas; (ii) a poluição de diversas origens (i.e., doméstica, industrial, agrícola); (iii) as obras de regularização (i.e., artificialização de margens, construção de barragens e açudes, dragagens); (iv) a exploração comercial de inertes; e (v) a pesca.

1.2. Ambientes lóticos vs ambientes lênticos

Portugal continental era até ao início do século XIX representado, essencialmente, por corpos de água de natureza lótica, i.e., rios e ribeiros de água corrente. A construção de barragens e açudes promoveu a ocorrência de massas de água lênticas, i.e., de águas paradas. Por este motivo a fauna ictíca nativa é composta por espécies que

não estão adaptadas às condições ambientais das albufeiras, sendo comum a proliferação de espécies não indígenas (p.ex., carpa *Cyprinus carpio*, pimpão *Carassius auratus*, perca-sol *Lepomis gibbosus*, achigã *Micropterus salmoides*) nestes sistemas artificiais.

Do ponto de vista dos peixes, os ambientes lóticos apresentam uma diversidade de habitats que se coaduna com as necessidades ecológicas das várias espécies, permitindo-lhes completarem com sucesso o seu ciclo de vida. Particularmente importante é a existência de conectividade fluvial, que permite a algumas espécies de peixes, p.ex., efetuarem migrações reprodutoras e/ou migrações tróficas¹.

Em contrapartida, as albufeiras constituem uma massa de água artificial fortemente condicionada pelo regime de exploração, o qual depende do tipo de uso principal da água armazenada (p.ex., abastecimento, agrícola, hidroelétrico). É frequente existirem oscilações acentuadas no volume armazenado, principalmente durante o período estival, e em anos de seca. A variação do nível de água afeta negativamente as plantas colonizadoras das margens, impedindo a constituição de uma mata ribeirinha que promova alguma diversidade de habitat na albufeira². Por outro lado, a profundidade favorece a ocorrência de fenómenos de estratificação, sendo comum a existência de volumes de água fria e/ou com baixas concentrações de oxigénio nas zonas mais profundas das albufeiras³. Se a estas características adicionarmos ainda a fraca diversidade estrutural dos habitats existentes nas albufeiras, a ausência de locais de desova e a presença de peixes não indígenas piscívoros, facilmente concluimos que as albufeiras não são favoráveis à sobrevivência de muitas das espécies nativas.

1.3. Noção de contínuo ecológico

O conceito de contínuo ecológico aplicado a um rio foi proposto por Vannote et al.⁴. De acordo com estes autores, a estrutura e o

funcionamento das comunidades biológicas respondem ao gradiente entre as cabeceiras e a foz, sendo influenciadas pela quantidade e tipo da matéria orgânica, ao seu transporte através do ecossistema aquático, à forma como é utilizada e ao seu armazenamento. A distribuição das espécies de peixes ao longo do gradiente longitudinal de um rio obedece a esta lógica, observando-se um aumento da complexidade das associações piscícolas à medida que vamos progredindo para jusante, coincidindo com a maior produtividade observada nas zonas inferiores das bacias hidrográficas.

A continuidade fluvial é, porventura, uma das características mais importantes dos ecossistemas aquáticos. É através dela que as comunidades animais conseguem recolonizar uma área afetada por um qualquer fenómeno natural extremo (p.ex., seca prolongada, cheia). Os peixes evoluíram no sentido de otimizar a exploração dos diferentes nichos ecológicos proporcionados por esta continuidade natural, sendo frequente haver uma segregação espacial entre juvenis e adultos no sentido de diminuir a competição intraespecífica. A conetividade apresenta quatro componentes essenciais: longitudinal, lateral, vertical e temporal⁵. A conetividade longitudinal favorece as espécies migradoras diádromas (que para completar o seu ciclo de vida realizam migrações obrigatórias entre o mar e o rio) e potamódromas (que realizam migrações longitudinais e movimentos transversais exclusivamente em água doce, para reprodução, alimentação e refúgio) porque permite que os adultos alcancem os locais de desova que se situam nos troços de rio mais a montante, ou até mesmo em alguns afluentes. Por outro lado, a conetividade lateral, ou seja, a acessibilidade aos terrenos que ficam periodicamente inundados no leito de cheia, permite aos peixes a utilização de recursos tróficos que de outra forma lhes estavam vedados. São igualmente locais de abrigo muito favoráveis durante os períodos em que o rio apresenta um caudal muito forte. Também a conetividade vertical (i.e., ligação à água intersticial no leito do

rio) é importante, porque muitas espécies têm ovos bentônicos cujo desenvolvimento ocorre entre as partículas de sedimentos mais grosseiros, não sendo desejável que nesses locais haja deposição de sedimentos finos (p.ex., vasa). Finalmente, a continuidade temporal é fundamental uma vez que a qualidade ambiental que garante a sobrevivência das diferentes espécies de peixes deve ser perpetuada, para além de que as espécies piscícolas respondem de forma sincronizada ao ciclo natural dos fatores ambientais que caracterizam cada estação do ano. É esta conectividade que permite aos peixes procurar os locais ideais para a sua sobrevivência, particularmente quando sujeitos a situações extremas, quer sejam os períodos de cheias, quer sejam as épocas de secas severas. A diversidade de habitats propicia igualmente a existência de abrigos contra predadores, assim como a abundância de recursos tróficos, minimizando a competição intra e interespecífica.

1.4. Rios permanentes e rios temporários

Em Portugal, a influência do clima mediterrânico é particularmente evidente, diferenciando o sul do norte, e o interior do litoral, e estando na origem da variabilidade bioclimática e biofísica que habitualmente se observa entre as regiões hidrográficas de influência mais atlântica (i.e., Minho e bacias adjacentes) e aquelas de influência tipicamente mediterrânica (i.e., bacias hidrográficas localizadas na região sul do país). As bacias hidrográficas do centro e norte do país apresentam, no essencial, um regime hidrológico permanente que privilegia a ocorrência de espécies de peixes que não toleram reduções drásticas do escoamento superficial, particularmente quando ocorre a *secura* parcial de alguns troços do leito fluvial. Um exemplo são as lampreias (Família *Petromyzontidae*), pelo facto de a sua fase larvar ter uma duração de 4–5 anos, período

que passam enterradas no leito do rio. Estas bacias hidrográficas apresentam escoamentos muito significativos, sendo normalmente selecionadas pelas espécies migradoras anádromas (espécies que para completar o seu ciclo de vida realizam migrações entre o mar e o rio, reproduzindo-se obrigatoriamente no rio; p.ex., lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*; Figura 8.1a), sável (*Alosa alosa*; Figura 8.1b), truta-marisca (*Salmo trutta*) que aqui encontram as condições ideais para completar o seu ciclo de vida).

A transição biofísica latitudinal que resulta dos diferentes regimes hidrológicos⁶ está associada a um dos fenómenos ambientais que mais condiciona as associações piscícolas nas regiões mediterrânicas, i.e., a secura estival dos cursos de água e a consequente degradação das condições ambientais a que as diferentes espécies estão sujeitas durante 3–5 meses por ano⁷. Com a interrupção do escoamento superficial formam-se reservatórios de água nas depressões do leito (“pegos”), transformando um corpo de água de características lóticicas, numa sucessão de pequenas massas de água com características lênticas. Este cenário provoca uma alteração profunda na estrutura e funcionamento do ecossistema fluvial, havendo uma redução do número de espécies à medida que a severidade da intermitência aumenta⁸. Os pegos são considerados como refúgios estivais para os organismos aquáticos que posteriormente colonizam o sistema lótico, ano após ano, quando o rio enche e a continuidade hídrica é restituída.

Nas regiões onde estes fenómenos ocorrem naturalmente, as comunidades biológicas evoluíram de forma a poderem recuperar destes episódios de intermitência de escoamento superficial, beneficiando das oportunidades que o restabelecimento da continuidade oferece através da recolonização de habitats. Contudo, as perturbações de origem antrópica (poluição, fragmentação de habitat, sobrepesca) comprometem a capacidade de recuperação das comunidades, particularmente, das populações piscícolas⁸.

2. Caracterização das associações piscícolas

2.1. Aspetos filogeográficos

A Península Ibérica é um importante reduto de biodiversidade e as muitas espécies de peixes dulciaquícolas são uma prova viva dessa riqueza natural⁹. Em Portugal existem 28 espécies piscícolas endémicas. São várias as causas que contribuem para esta diversidade, influenciando os padrões filogeográficos da ictiofauna dulciaquícola. Fatores relacionados com a geomorfologia dos sistemas de água doce foram determinantes na organização da rede hidrográfica atual, a qual data de um período recente à escala geológica (i.e., Plio-Pleistocénico). O isolamento reprodutor provocado pelas diferentes bacias hidrográficas conduziu a processos de especiação dos quais resultaram um elevado número de endemismos com áreas de distribuição muito restritas. As glaciações foram igualmente determinantes na composição ictiofaunística atual e na existência de linhagens únicas nesta região, uma vez que a permanência em penínsulas do sul durante os longos períodos de tempo das eras glaciares, favoreceu a acumulação de variabilidade genética¹⁰. Os peixes estritamente dulciaquícolas apresentam uma estrutura filogeográfica complexa, visto não se dispersarem naturalmente entre bacias hidrográficas independentes. Por este motivo a distribuição das linhagens deste grupo tende a refletir a história geológica das próprias bacias, em detrimento de eventuais padrões de dispersão e/ou fatores contemporâneos (p.ex., clima), podendo considerar-se a existência de 11 províncias biogeográficas para os peixes dulciaquícolas ibéricos¹¹.

Em Portugal, os ciprinídeos e as lampreias são exemplos de grupos bem estudados ao nível filogeográfico, contribuindo para tal a utilização de ferramentas moleculares e as evidências geológicas. A título de exemplo refira-se a existência de quatro áreas ictio-

geográficas na Península Ibérica para três géneros de ciprinídeos, *Squalius*, *Iberochondrostoma* e *Luciobarbus*¹²; e no caso do género *Lampetra* (Petromyzontidae) a identificação de linhagens evolutivas restritas a Portugal^{13,14}, designadamente a lampreia do Nabão (*L. auremensis*¹⁵), uma espécie descrita recentemente que se distribui apenas na sub-bacia do rio Nabão, afluente da margem direita do rio Tejo, sendo genética e morfologicamente distinta da sua congénere (*L. planeri*) ocorrente nos tributários da margem esquerda.

2.2. Águas salmonícolas vs águas ciprinícolas

Tal como a restante fauna aquática, os peixes encontram-se distribuídos pelos diversos habitats consoante as suas características hidrogeomorfológicas e ecológicas procurando as condições adequadas à sua sobrevivência. Tendo em conta a composição e abundância piscícola existente nos cursos de água nacionais, bem como a relação entre os requisitos e tolerâncias ambientais das diferentes espécies de peixes¹⁶, é possível classificar os diferentes cursos de água em:

1. *Águas salmonícolas*: as águas onde habitam ou poderão habitar, de forma predominante, espécies piscícolas da família Salmonidae (i.e., trutas e salmões), que se localizam sobretudo nas regiões hidrográficas mais a norte do país (p.ex., Minho, Lima, Cávado) e nas regiões montanhosas do norte e centro do país (i.e., Douro, Vouga, Mondego e Tejo). São caracterizadas por um gradiente fluvial mais elevado, regime de caudal permanente, águas límpidas, frias e muito oxigenadas, e substrato composto por uma granulometria mais grosseira;
2. *Águas ciprinícolas*: as águas onde predominantemente habitam, ou têm capacidade para habitar, espécies piscícolas da família Cyprinidae (p.ex., escalos, bogas, barbos, bordalos), que se lo-

- calizam sobretudo nas bacias hidrográficas a sul do país (p.ex., Tejo, Sado e Guadiana), em cursos de água de menor declive, com um regime hidrológico frequentemente intermitente, águas mais turvas, de temperatura mais elevada e menor oxigenação;
3. *Águas de transição*: águas onde habitam ou podem habitar, simultânea e equitativamente, espécies de salmonídeos e ciprinídeos. Estes cursos de água apresentam geralmente características biofísicas mais diversificadas e intermédias às descritas para as outras duas tipologias, localizando-se sobretudo na região Centro de Portugal (i.e., zona norte das bacias do Tejo, Mondego, Vouga e Douro).

Apesar das nítidas diferenças abióticas e biológicas entre as diferentes regiões hidrográficas, a atribuição desta classificação, em termos legais, às diferentes massas de água lóticolas nem sempre é simples. Em Portugal esta tarefa é da responsabilidade do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF). A classificação legal das massas de água piscícolas numa das três tipologias descritas tem uma ampla aplicação no ordenamento e gestão da pesca recreativa e desportiva nas águas interiores. Até ao momento estão classificados em Portugal 81 segmentos de rio para monitorização piscícola: 35 correspondem a “Águas Salmonícolas” (extensão total de 1133,5 km) e 46 relativos a “Águas Ciprinícolas” (extensão total de 3036,5 km) (Diretiva 2006/44/CE, de 6 de setembro de 2006).

2.3. Principais famílias de peixes ocorrentes em água doce

Os peixes são um grupo complexo pela diversidade de espécies que apresenta, uma fração das quais possui um estatuto de ameaça relevante, enquanto um pequeno grupo é alvo de intensa exploração comercial. De facto, a par do seu inquestionável contributo para a biodiversidade dos

ecossistemas aquáticos, os peixes sustentam uma importante atividade económica associada à pesca recreativa e profissional.

Os rios portugueses são povoados por cerca de 64 espécies de peixes, com representantes de 21 famílias distintas. A família Cyprinidae é aquela que apresenta um maior número de representantes, com 29 espécies repartidas por barbos, bogas, escalos, bordalo, carpa e alborno, entre outras. A segunda família mais representada nos nossos rios é a família das lampreias, Petromyzontidae, com seis espécies, sendo a mais emblemática e conhecida a lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*; Figura 8.1a). Com três espécies cada, outras duas famílias destacam-se neste contexto: os verdemãs (Cobitidae) e as trutas e salmões (Salmonidae). Existem ainda outras 17 famílias de peixes que ocorrem nos rios de Portugal, cinco das quais com duas espécies cada (i.e., Mugilidae, Centrarchidae, Clupeidae, Ictaluridae e Percidae), e as restantes 12 apresentam uma única espécie em território nacional (Figura 8.1).

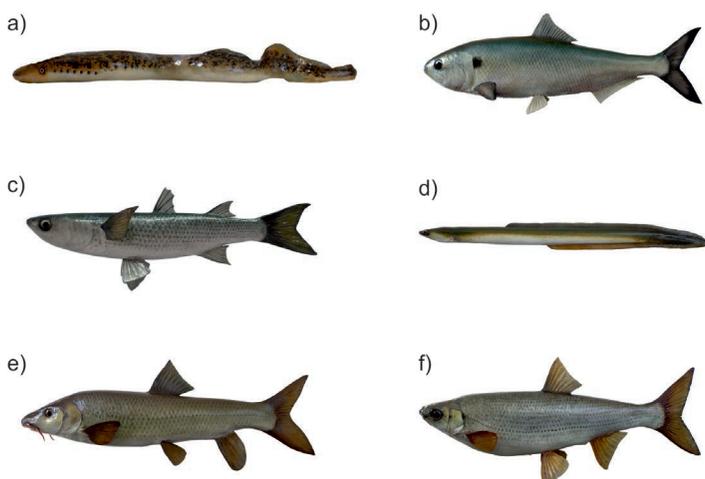


Figura 8.1. Exemplos de famílias de peixes ocorrentes nos nossos rios a) Petromyzontidae (lampreia-marinha *Petromyzon marinus*); b) Clupeidae (sável *Alosa alosa*); c) Mugilidae (muge *Chelon ramada*); d) Anguillidae (enguia-europeia *Anguilla anguilla*); Cyprinidae; e) barbo-comum *Luciobarbus bocagei*, f) boga-comum *Pseudochondrostoma polylepis*.

Fotografias: Luísa Baeta/Widegris. Os peixes não estão à escala.

2.3.1. Espécies nativas

Os ecossistemas dulciaquícolas europeus albergam cerca de 600 diferentes espécies de peixes¹⁷. Os rios das penínsulas meridionais da Europa apresentam uma elevada riqueza piscícola, contendo mais de 80 espécies nativas (p.ex., Smith & Darwall⁹). Estas penínsulas do sul da Europa contêm igualmente um elevado número de espécies endémicas e, considerando a sua pequena área relativa ao continente europeu, são classificadas como *hotspots* de biodiversidade^{9,18}. Em Portugal, existem 45 espécies de peixes nativos, sendo que 28 espécies são endémicas da Península Ibérica e destas, 10 espécies ocorrem exclusivamente em Portugal (endemismos lusitânicos). As restantes 17 são espécies residentes com uma distribuição mais alargada, como por exemplo o caboz-de-água doce, *Salaria fluviatilis*, que ocorre exclusivamente nos rios que drenam para o Mediterrâneo; ou são espécies migradoras cuja distribuição natural é continental, como o caso do sável. Dos 10 endemismos lusitânicos, sete são ciprinídeos pertencentes a diferentes grupos: os ruivacos pertencentes ao género *Achondrostoma* (2 espécies), as bogas-de-boca-curva do género *Iberochondrostoma* (3 espécies), e os escalos do género *Squalius* (2 espécies). Os restantes três endemismos nacionais são três espécies de lampreias pertencentes ao género *Lampetra*, que foram recentemente descritas por Mateus et al.¹⁵ (*L. alavariensis*, *L. auremensis* e *L. lusitanica*) e que apresentam uma distribuição restrita a pequenas áreas de quatro bacias hidrográficas portuguesas. De uma forma geral, quase todas estas espécies endémicas de Portugal apresentam uma distribuição muito restrita em termos espaciais, como são os casos da boga-de-boca-arqueada de Lisboa (*Iberochondrostoma olisiponensis*)¹⁹, da lampreia do Nabão (*L. auremensis*)¹⁵ ou do escalo do Arade (*S. aradensis*)²⁰.

2.3.2. Espécies não indígenas

Nos ecossistemas dulciaquícolas de Portugal foram introduzidas 21 espécies piscícolas que neste momento apresentam populações estabelecidas, sendo duas delas nativas em Portugal mas introduzidas em regiões do país onde não ocorrem naturalmente, como é o caso da boga-comum (*Pseudochondrostoma polylepis*; Figura 8.1f) que foi introduzida na bacia do Arade²¹, e o ruivaco (*Achondrostoma oligolepis*) introduzido nas lagoas vulcânicas de São Miguel (Açores) no século XIX²². Dezanove espécies são provenientes de outras regiões, da Europa (10 espécies), da América do Norte (7 espécies), da Ásia e da América do Sul (uma espécie cada). A grande maioria são ciprinídeos, porém existem outras famílias com espécies maioritariamente predadoras²³. Atualmente, assiste-se a uma taxa de estabelecimento de uma nova espécie não indígena a cada dois anos, ou seja, na última década foram confirmadas cinco novas espécies de peixes introduzidos em Portugal: o siluro (*Silurus glanis*) cerca de 2006, o gardon (*Rutilus rutilus*) cerca de 2007, o pimpão-cinzento (*Carassius gibelio*) cerca de 2012, o peixe-gato-moteado (*Ictalurus punctatus*) cerca de 2012, e a perca-europeia (*Perca fluviatilis*) cerca de 2013²⁴⁻²⁷. As espécies de maior carácter invasor, isto é, espécies com uma distribuição mais ampla e maior abundância nos ecossistemas dulciaquícolas, são a gambúsia (*Gambusia holbrooki*), a perca-sol, o góbio (*Gobio lozanoi*) e o alburno (*Alburnus alburnus*). Porém, existem outras espécies que poderão causar reduções consideráveis no efetivo populacional dos restantes peixes através da predação, como são os casos do lucioperca (*Sander lucioperca*), do achigã e do lúcio (*Esox lucius*)²⁸.

2.3.3. Espécies migradoras (diádromas e potamódromas)

Os peixes migradores deslocam-se entre ambientes aquáticos distintos para completarem o seu ciclo de vida. Estas migrações podem ser

realizadas para locais de reprodução, de alimentação ou de refúgio. As espécies migradoras que ocorrem nos ecossistemas dulciaquícolas dividem-se em dois grandes grupos: (i) os migradores potamódromos que realizam deslocações longitudinais e laterais exclusivamente em água doce, e (ii) os migradores diádromos que migram entre ambientes com características distintas, designadamente, o rio e o mar. Em Portugal existem nove espécies de migradores potamódromos, oito da família Cyprinidae, nomeadamente os barbos (*Luciobarbus bocagei* - Figura 8.1e, *L. comizo*, *L. microcephalus*, *L. sclateri*, *L. steindachneri*) e as bogas (*Pseudochondrostoma duriense*, *P. polylepis* e *P. willkommii*), e uma da família Salmonidae, a truta-de-rio (*Salmo trutta*).

Os migradores diádromos têm duas fenologias distintas, as espécies que se reproduzem no rio (i.e., anádromas) e as que se reproduzem no mar (i.e., catádromas). Em Portugal existem seis espécies anádromas, duas da família Petromyzontidae, a lampreia-de-rio *Lampetra fluviatilis* e a lampreia-marinha, duas da família Clupeidae, o sável e a savelha (*Alosa fallax*), e duas da família Salmonidae, a truta-marisca e o salmão do Atlântico (*Salmo salar*). As três espécies catádromas que ocorrem em Portugal são a enguia-europeia (*Anguilla anguilla*; Figura 8.1d) da família Anguillidae, o muge (*Chelon ramada*; Figura 8.1c) da família Mugilidae e a solha-das-pedras (*Platichthys flesus*) da família Pleuronectidae.

3. Ameaças à conservação dos peixes nativos e medidas de mitigação

3.1. Perda de habitat

A biodiversidade ictiofaunística dos rios europeus está a diminuir consideravelmente, sendo os peixes classificados atualmente como o

grupo de vertebrados mais ameaçado deste continente. Das cerca de 522 espécies descritas, 200 estão ameaçadas de extinção e 12 estão extintas de acordo com os critérios definidos pela União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN)¹⁷. Em Portugal, os peixes continentais enfrentam uma situação preocupante. Das 35 espécies avaliadas pela última revisão do Livro Vermelho de Vertebrados de Portugal, 63% foram classificadas numa das três categorias de ameaça²⁹, com destaque para os endemismos ibéricos. Os critérios que mais contribuíram para esta classificação estão relacionados, sobretudo, com a progressiva redução do efetivo populacional e a exígua área de distribuição geográfica.

Ao longo do século XX foram construídas em Portugal inúmeras infraestruturas hidráulicas como barragens (cerca de 250) e açudes (muitos não estão cadastrados; estima-se que serão na ordem dos milhares) que constituem, muito provavelmente, o impacto antrópico que mais contribuiu para o empobrecimento piscícola dos nossos rios. Estes impactos podem resultar na diminuição da abundância ou no desaparecimento e, em casos extremos, até na extinção de espécies e/ou populações³⁰.

A presença de açudes e barragens constitui um obstáculo à livre circulação piscícola. É sabido que algumas espécies de peixes efetuam migrações entre o mar e o rio (i.e., espécies diádromas) ou apenas em ambiente dulciaquícola (i.e., espécies potamódromas), e que por isso dependem da continuidade longitudinal dos sistemas fluviais para completarem os seus ciclos de vida. Estes obstáculos podem ter um efeito particularmente nocivo para as espécies diádromas ao promoverem uma perda direta de habitat disponível e impedirem o acesso a áreas de alimentação e/ou reprodução que são essenciais para a manutenção das populações piscícolas. Estima-se que a perda de habitat para a lampreia-marinha na Península Ibérica durante o último século foi de, aproximadamente, 80% do habitat historicamente disponível³¹. O mesmo sucedeu com a

enguia-europeia que ocupa atualmente apenas 20% da sua área de distribuição geográfica cientificamente documentada³².

As passagens para peixes têm sido utilizadas como uma medida de mitigação do efeito barreira, devendo para tal garantir a passagem das espécies migradoras para montante e/ou jusante de forma eficiente. Em Portugal, a grande maioria dos obstáculos não está dotado de uma passagem para peixes, para além de que muitos dos dispositivos construídos, ou não estão em funcionamento, ou não se adequam às espécies-alvo³³. A passagem para peixes construída no Açude-Ponte de Coimbra, inaugurada em 2011, é considerada um exemplo do que pode ser feito para mitigar o efeito de barreira provocado por infraestruturas hidráulicas³⁴, sendo utilizada anualmente por cerca de 1,5 milhões de peixes. A monitorização das passagens para peixes é crucial para otimizar a sua eficiência para todas as espécies-alvo.

Nos rios mediterrânicos, designadamente nos cursos de água do sul de Portugal, a construção de barragens para aproveitamento hidroelétrico, controlo de cheias e derivação ou abastecimento são responsáveis pela regularização do regime natural de caudais, o que faz com que a variação do caudal perca, em parte, o seu típico carácter sazonal e, por vezes, torrencial. Em barragens destinadas à produção hidroelétrica, existe uma variação diária do caudal associada aos períodos de turbinagem, o chamado *hydropeaking*. Esta forma extrema de alteração do regime natural de caudais é mais prevalente em rios de carácter atlântico, localizados principalmente no norte e centro do país. O *hydropeaking* provoca constantes e irregulares flutuações do nível da água do rio, promovendo uma exposição acrescida do leito do rio, alterações constantes na profundidade, na velocidade de corrente e modificações no grau de arrastamento de sedimentos e vegetação³⁵. No caso dos peixes, em particular, estas rápidas e frequentes variações no escoamento podem reduzir a quantida-

de e qualidade do habitat disponível^{36,37} e, em casos extremos, mortalidade por dessecação ou asfixia quando a área molhada diminui rapidamente³⁸. A previsibilidade dos caudais é crítica do ponto de vista ecológico, uma vez que os ciclos de vida dos organismos aquáticos estão preparados para evitar, ou explorar, cheias de magnitude variada.

A poluição aquática é um dos fatores de ameaça à ictiofauna dos rios portugueses. Almacá³⁹ destacou o rio Tejo como sendo um dos sistemas mais poluídos a nível nacional, situação que não se alterou desde então. Nos últimos 30 anos foi realizado um investimento considerável em Portugal no tratamento de águas residuais domésticas e industriais (poluição pontual). De fato, em 2009 cerca de 74% da população portuguesa estava coberta por sistemas de tratamento de águas residuais (Fonte: PORDATA). A desindustrialização do país durante o período pós 25 de abril, sobretudo na região norte, levou a uma estabilização dos níveis de poluição, ou até mesmo a uma diminuição da carga poluente introduzida nas linhas de água, situação verificada nos rios Ave e Cávado. Por outro lado, o abandono gradual da agricultura na sequência da entrada de Portugal para a União Europeia, permitiu uma redução da poluição difusa que acabaria por atingir os rios por fenómenos de escorrência. No entanto, a redução da disponibilidade hídrica nas bacias hidrográficas portuguesas, em particular a sul do Tejo, pode conduzir a situações críticas durante o período de estiagem fruto da redução da capacidade de diluição do meio aquático. As alterações globais, e a redução da pluviosidade, têm contribuído para o agravamento dos níveis de poluição no troço português do rio Tejo, bem como a retenção de caudais em Espanha. A informação disponível relativamente à qualidade físico-química da água apresenta lacunas, e urge garantir sistemas de monitorização que permitam um acompanhamento eficaz da qualidade da água dos nossos rios.

3.2. Sobrepesca e furtivismo

A pesca profissional nos rios portugueses é sobretudo dirigida aos peixes diádromos porque são aqueles que possuem um valor comercial mais elevado. Dentro deste grupo de peixes, destaca-se a pesca das espécies anádromas como a lampreia-marinha e o sável que têm sido pescados ao longo de séculos durante a migração reprodutora para montante, sobretudo pela sua importância gastronómica. A atividade pesqueira dirigida às espécies anádromas é concentrada entre os meses de janeiro a maio, com particular intensidade entre fevereiro e abril, período que abrange os picos de atividade migratória destas espécies⁴⁰. Esta concentração no tempo e no espaço dos reprodutores ao entrarem nas principais bacias hidrográficas nacionais, faz com que a atividade pesqueira, quando desenvolvida de forma desregrada, tenha um impacto significativo na sustentabilidade das populações destas espécies piscícolas.

A gestão sustentável da pesca dirigida aos diádromos, de forma a compatibilizar a conservação de espécies consideradas ameaçadas com a sua exploração económica, depende necessariamente de uma boa base de informação da atividade pesqueira e de monitorizações biológicas regulares que garantam o acompanhamento da evolução dos *stocks*. É sabido que as estatísticas oficiais de pesca referentes a estas espécies não refletem a realidade, com registos de capturas que correspondem apenas uma quota-parte do manancial que é desembarcado. Para além da pesca profissional, as atividades furtivas podem atingir uma expressão muito significativa no que respeita ao número de efetivos capturados de forma ilegal. Em anos hidrológicos secos estimou-se que no rio Vouga o furtivismo dirigido à lampreia-marinha era responsável pela captura de 76% dos animais⁴¹.

Desde 2011 que tem sido desenvolvido nas zonas de pesca profissional do rio Mondego um projeto piloto que procura potenciar o investimento que foi efetuado nos últimos anos o qual visou a recu-

peração de habitat para as espécies diádromas. Este projeto alicerçado no restabelecimento da continuidade longitudinal com a construção de várias passagens para peixes, procura implementar um modelo de gestão que visa a exploração sustentável destes recursos haliêuticos. Pela primeira vez em Portugal, foram harmonizados os regulamentos da pesca profissional nas jurisdições marítima e dulciaquícola. O sucesso desta medida assenta numa política participada que envolveu os pescadores e as suas associações profissionais, e a administração responsável pela regulamentação desta atividade profissional. Espera-se que no futuro esta iniciativa possa evoluir para um modelo de cogestão. A interrupção da atividade da pesca com a introdução de um defeso intercalar no pico de migração destas espécies, demonstrou ser uma medida que garante a chegada de uma fração importante da população de reprodutores às áreas de desova. Esta abordagem integrada no rio Mondego tem tido uma elevada eficácia ao nível da recuperação das populações piscícolas que se materializa, por exemplo, num aumento de aproximadamente 100 vezes, entre 2011 e 2017 na abundância de larvas de lampreia-marinha em troços que passaram a estar disponíveis a partir da construção da passagem para peixes do Açude-Ponte de Coimbra em 2011.

No que respeita ao furtivismo, talvez a situação mais problemática a este nível nos rios portugueses seja a pesca ilegal de enguia de vidro com redes de meixão (botirões, i.e., panos de rede com malha muito fina em forma de saco) que os pescadores atravessam de um lado ao outro do rio nos troços inferiores onde ainda se faz sentir o efeito da maré. A pesca dirigida, a esta fase do ciclo de vida da enguia, só é permitida no rio Minho e utilizando outra arte de pesca, i.e., a tela e a rapeta. No entanto, e apesar de ilegal, é praticada de forma recorrente em vários rios nacionais com particular incidência nos rios Mondego e Tejo. Os impactos deste tipo de atividade ultrapassam em muito a mortalidade direta sobre as enguias, uma vez que são capturados juvenis de inúmeras espécies

marinhas que utilizam os estuários como áreas de viveiro, assim como juvenis de espécies diádromas (p.ex., lampreia-marinha, sável).

3.3. Processos de introdução e dispersão de espécies não indígenas

Os peixes não indígenas têm sido introduzidos nas águas ibéricas desde o século XVIII, sendo muito provável que a carpa corresponda à primeira introdução em Portugal. Esta espécie foi inicialmente trazida para a Península como espécie ornamental, mas era simultaneamente usada como fonte de alimento pelas ordens religiosas, para suprir as necessidades alimentares dos monges durante os períodos de jejum^{42,43}.

A pesca recreativa é o principal motivo para a introdução e dispersão das espécies não indígenas em Portugal, sendo seguido por espécies usadas para fins ornamentais²³. A introdução de novas espécies para o desenvolvimento da pesca recreativa, começou no final do século XIX na Estação Aquícola Nacional de Vila do Conde, onde foram introduzidas espécies como a truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) e a truta-de-riacho (*Salvelinus fontinalis*), esta última sem sucesso⁴⁴. Outras espécies foram introduzidas oficialmente noutras bacias hidrográficas para o desenvolvimento da pesca recreativa, como foi o caso do achigã ou da tenca (*Tinca tinca*)⁴⁴. Nos dias de hoje, apenas se fazem repovoamentos oficiais (pelas autoridades competentes, i.e., ICNF) de espécies já existentes no território nacional e, na sua larga maioria, a truta-de-rio, a truta-arco-íris e a carpa. Porém, na última década foram detetados cinco novos peixes não indígenas em Portugal, introduzidos ilegalmente e com interesse piscatório, comprovando que estas introduções são realizadas *ad hoc* por pescadores lúdicos, sem qualquer controlo.

Em Portugal continental foram introduzidas sete espécies piscícolas por motivos ornamentais, especificamente o pimpão, o fundulo

(*Fundulus heteroclitus*), a perca-sol, o chanchito (*Australoheros facetus*), o barbo-prateado (*Barbonymus schwanenfeldii*), o pacu (*Piaractus* sp.) e o pangasio (*Pangasius* sp.); a presença destas três últimas espécies foi detetada uma única vez. Porém é previsível, que num futuro próximo alguma espécie vendida em lojas de aquarofilia possa ocorrer nos rios de Portugal devido à crescente popularidade desta atividade^{45,46}.

Uma das espécies mais amplamente distribuída em Portugal continental é a gambúsia. Este peixe de pequenas dimensões tem sido utilizado mundialmente para o combate ao paludismo, através da predação de larvas de mosquito. A gambúsia foi primeiramente detetada em Portugal no Baixo Tejo, numa região de incidência de malária na década de 1930⁴⁷, tendo sido posteriormente dispersa pelos serviços oficiais na década de 1940⁴⁴ e atualmente ocorre em todas as bacias hidrográficas.

Os impactos dos peixes não indígenas podem fazer-se sentir a diferentes níveis organizacionais dos ecossistemas, desde os genes (p.ex., hibridação), passando pelos indivíduos (p.ex., competição), ao funcionamento dos ecossistemas aquáticos (p.ex., qualidade ecológica dos rios)²⁸.

Hibridação entre espécies não indígenas e nativas, tem ocorrido principalmente entre o alburno e o escalo do Sul (*Squalius pyrenaicus*), ou entre o alburno e o bordalo (*S. alburnoides*)⁴⁸, sendo comum encontrarem-se híbridos nos rios do sul. São muito raros os exemplos de transmissão de doenças e parasitas, sendo o único exemplo documentado o nemátode não-nativo (*Anguillicola crassus*) que ocorre em populações portuguesas de enguia-europeia. Este nemátode foi transmitido através de stocks de aquacultura de enguia-japonesa (*A. japonica*) na Europa Central e compromete a capacidade natatória da enguia⁴⁹ e o sucesso reprodutor associado com a longa migração para o Mar dos Sargaços. Um estudo recente mostra que a perca-sol e o chanchito conseguem competir melhor e

mais eficientemente pelos recursos tróficos relativamente ao escalão do Sul⁵⁰. Em contrapartida, os efeitos da predação do achigã sobre as espécies de peixes nativos não são conclusivos^{51,52}. Atualmente, não existem estudos sobre os efeitos dos peixes não indígenas sobre os bens e serviços dos ecossistemas. Porém, em Espanha, está demonstrado que algumas espécies não indígenas como a carpa e o alburno diminuem a qualidade de água das barragens, bem como afetam a composição da comunidade de zooplâncton^{53,54}.

3.4. Aquecimento global

O aquecimento global irá aumentar a vulnerabilidade dos ecossistemas aquáticos aos fatores de ameaça já existentes, podendo ser particularmente exacerbados nos rios inseridos nas regiões de clima mediterrânico. Em 2013, Filipe et al.⁵⁵ referem que possivelmente haverá uma menor disponibilidade hídrica, devido ao aumento da temperatura do ar e à diminuição da precipitação anual média, conduzindo a alterações hidrológicas de âmbito extremo (i.e., prolongamento de seca extrema ou ocorrência de cheias). Estes eventos climáticos poderão mudar a composição e a estrutura das comunidades piscícolas como resposta ao aquecimento da água, à redução da disponibilidade hídrica e, conseqüentemente, à perda do seu habitat. Segurado et al.⁵⁶ estimam que, no rio Tâmega, as alterações climáticas poderão levar a uma grande contração da área de distribuição da truta-de-rio, e alterar a distribuição de várias outras espécies podendo haver reduções no número de espécies das comunidades piscícolas, sobretudo no troço principal.

De uma forma geral, as espécies mais características de rios salmonícolas poderão apresentar maiores contrações da sua área de distribuição e diminuições do seu efetivo populacional. A truta-de-rio é uma destas espécies e, de facto, Clavero et al.⁵⁷ consideram que as

alterações climáticas poderão levar a uma redução em cerca de 40% da área de distribuição desta espécie em Espanha até ao ano de 2050. Outras espécies poderão ver diminuída a sua área de distribuição, uma vez que estão associadas a águas mais frias, como a verdemã do Norte (*Cobitis calderoni*) ou como o esgana-gata (*Gasterosteus aculeatus*). Por outro lado, algumas das espécies não indígenas poderão ver a sua área de distribuição ampliada uma vez que apresentam maiores tolerâncias a elevadas temperaturas, como é o caso do chanchito⁵⁰.

4. Utilização dos peixes como indicadores de qualidade ecológica

4.1. Resposta dos peixes à degradação do ambiente aquático

No último século, a intensificação das atividades de origem antrópica nos ecossistemas aquáticos tem exercido uma influência negativa nas comunidades de peixes dulciaquícolas. Alguns dos efeitos nocivos, visíveis nas alterações da composição, abundância e estrutura das comunidades, relacionam-se com descargas poluentes enquanto outros estão associados a alterações na hidrologia, modificações do mosaico de habitats e degradação das fontes de alimento e energia das quais dependem estas populações de peixes. É esta relação causa-efeito que suporta a utilização deste grupo como indicador biológico⁵⁸. No âmbito da implementação da DQA em Portugal⁵⁹, a ictiofauna é um dos elementos de qualidade requerido para a determinação do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos continentais (Capítulo 14).

Com um grande desenvolvimento nos últimos 30 anos, o estudo das características das comunidades de peixes dulciaquícolas tem sido frequentemente utilizado para medir o estado ecológico dos ecossistemas aquáticos⁶⁰. A utilização dos peixes como organismos indicadores de qualidade ecológica em programas de monitorização

apresenta numerosas vantagens⁶⁰⁻⁶², tais como: (i) ubiquidade; (ii) persistência e rápida recuperação face a perturbações naturais; (iii) representatividade em habitats muito distintos e de diferente hidrogeomorfologia; (iv) comportamento migratório de algumas espécies, que as torna boas indicadoras da conectividade fluvial; (v) ocupação de uma grande variedade de níveis tróficos, refletindo os efeitos ambientais a todos os níveis da cadeia alimentar; (vi) longevidade (algumas espécies podem viver durante 10 ou mais anos), que permite integrar alterações que se desenvolvem em períodos de tempo relativamente extensos; (vii) possibilidade de patologias anatómicas externas como resultado da ação de agentes poluentes; (viii) elevado conhecimento da sua taxonomia, ecologia e ciclos de vida; (ix) identificação e medição dos indivíduos podem ser realizadas no campo, devolvendo-se de seguida os animais à água, o que resulta numa elevado custo-benefício como bioindicadores; e (x) valor económico de algumas espécies que são consideradas importantes recursos pelas populações humanas.

No entanto, apesar de ser reconhecido na generalidade como um grupo biológico bastante sensível na determinação do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos, o estudo dos agrupamentos ictiofaunísticos com este propósito só é realmente eficiente quando realizado de modo conjunto e complementar, em estudos de monitorização que contemplem a avaliação de outros indicadores biológicos, químicos e físicos⁶⁰. Tendo em conta a complexidade das associações piscícolas dulciaquícolas e a variabilidade em termos dos seus ciclos de vida, existem várias características responsivas (i.e., métricas) que podem ser tidas em conta para determinação da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos com base neste grupo biológico. No entanto, e de acordo com o Anexo V da DQA, são três os atributos principais destas comunidades que devem ser tidos em conta nos respetivos programas de monitorização: (i) a composição, (ii) a abundância e (iii) a estrutura etária.

4.2. Índices de integridade piscícola

O primeiro índice de integridade biótica (IIB), baseado na ictiofauna, foi proposto em 1981 por James Karr e inclui 12 métricas que avaliam as associações piscícolas em cursos de água temperados a dois níveis distintos, nomeadamente, em termos de composição e riqueza de espécies, e relativamente a diversos fatores ecológicos que lhes estão associados (p.ex., o nível trófico dos peixes presentes em determinado local, a presença de indícios de stresse fisiológico)⁶¹.

A generalidade dos índices biológicos atualmente utilizados e baseados nas associações piscícolas apresentam uma natureza multimétrica, considerando uma série de parâmetros representativos das características estruturais e funcionais dessas associações piscícolas^{61,63}. Estas métricas agrupam-se, regra geral, em dois grandes conjuntos: (i) abundância de espécies indicadoras, quer pela sua existência quer pela sua tolerância/intolerância específica; e (ii) grupos de espécies com características próximas em termos de ecologia funcional (i.e., alimentação, reprodução e habitat)⁶³.

O cálculo dos vários índices e a subsequente determinação e classificação do estado ecológico dos locais avaliados segue, de uma maneira geral, um procedimento semelhante, comparando-se, para cada local a avaliar, o valor obtido em cada uma das métricas com o seu valor estabelecido *a priori* como referência.

A aplicação de um qualquer índice de qualidade ecológica pressupõe: (i) a definição dos tipos fluviais existentes (com diferente composição piscícola) e da sua comunidade piscícola de referência; (ii) a existência de um gradiente de perturbação que permita selecionar as métricas mais responsivas para cada caso; e (iii) a definição de fronteiras de classe (subjetivas) baseadas na distribuição dos valores do índice. Quando os índices são usados

a um nível internacional, é ainda necessário um exercício de intercalibração, para que os resultados obtidos sejam comparáveis para os diferentes países/regiões.

Ao longo dos últimos anos, sobretudo após a implementação da DQA, são vários os índices multimétricos baseados na comunidade piscícola que têm vindo a ser desenvolvidos com o intuito de classificar o estado ecológico das linhas de água, atendendo às especificidades das respetivas ecorregiões, designadamente:

1. Índice de Integridade Biológica IIB: adaptações para as bacias do Guadiana e Tejo^{63,64};
2. EFI – *European Fish Index*⁶⁵;
3. IPP – Índice Piscícola Português⁶⁶;
4. F-IBIP – Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal Continental⁶⁷

Para efeitos da aplicação da DQA, o F-IBIP (Capítulo 14) é o índice oficial português, tendo sido intercalibrado para a região mediterrânea em 2013.

5. Outras leituras

Reabilitação dos habitats de peixes diádromos na bacia hidrográfica do Mondego, Portugal: http://www.rhpdm.uevora.pt/index_pt.html

Life Águeda: www.life-agueda.uevora.pt

GameFish – Gestão e promoção da pesca recreativa em Albufeiras da Região Mediterrânica: <http://www.gamefish.uevora.pt/>

Reabilitação do Mondego para peixes diádromos: <https://www.youtube.com/watch?v=LMNK-Omzom4>

Fish Atlas: <https://www.fishatlas.net/>

Life Saramugo: www.lifesaramugo.lpn.pt/

F-IBIP – índice piscícola de integridade biótica para rios vadeáveis de Portugal continental: <http://www.isa.ulisboa.pt/proj/fibip/>

6. Referências bibliográficas

- ¹Lucas M.C. & Baras E. 2001. *Migration of freshwater fishes*. Blackwell Science, Ltd. UK, Bodmin
- ²Ferreira M.T. & Godinho F. 2002. Comunidades biológicas de albufeiras. In: Moreira I., Ferreira M.T., Corte, R., Pinto P. & Almeida P.R. (eds.) *Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos – ecologia, gestão e conservação*. Instituto Nacional da Água I. P. Portugal, Lisboa, pp. 10.3–10.25
- ³Wetzel R.G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems* 3rd ed. Academic Press. USA, New York
- ⁴Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 37: 130–137
- ⁵Ward J.V. 1989. The four dimensional nature of lotic ecosystems. *J. North Am. Benthol. Soc.* 8: 2–8
- ⁶Gasith A. & Resh V.H. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 30: 51–81
- ⁷Magalhães M.F., Beja P., Schlosser I.J., Collares-Pereira M.J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwat. Biol.* 52: 1494–1510.
- ⁸Datry T., Larned S.T. & Tockner K. 2014. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience* 64: 229–235
- ⁹Smith K.G. & Darwall W.R.T. (eds). 2006. *The status and distribution of freshwater fish endemic to the Mediterranean Basin*. Vol. 1. The World Conservation Union (IUCN). UK, Cambridge
- ¹⁰Hewitt G.M. 1996. Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. *Biol. J. Linnean Soc.* 58: 247–276.
- ¹¹Filipe A.F., Araújo M.B., Doadrio I., Angermeier P.L. & Collares-Pereira M.J. 2009. Biogeography of Iberian freshwater fishes revisited: the roles of historical versus contemporary constraints. *J. Biogeog.* 36: 2096–2110
- ¹²Mesquita N., Cunha C., Carvalho G.R., Coelho M.M. 2007. Comparative phylogeography of endemic cyprinids in the south-west Iberian Peninsula: evidence for a new ichthyogeographic area. *J. Fish Biol.* 71: 45–75
- ¹³Mateus C.S., Almeida P.R., Quintella B.R. & Alves M.J. 2011. MtDNA markers reveal the existence of allopatric evolutionary lineages in the threatened lampreys *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch) in the Iberian glacial refugium. *Conserv. Genet.* 12: 1061–1074
- ¹⁴Mateus C.S., Almeida P.R., Mesquita N., Quintella B.R. & Alves M.J. 2016. European lampreys: new insights on postglacial colonization, gene flow and speciation. *PLoS ONE* 11: e0148107
- ¹⁵Mateus C.S., Alves M.J., Quintella B.R. & Almeida P.R. 2013. Three new cryptic species of the lamprey genus *Lampetra* Bonnaterre, 1788 (Petromyzontiformes: Petromyzontidae) from the Iberian Peninsula. *Contr. Zool.* 82: 37–53

- ¹⁶Pont D., Hugueny B., Beier U., Goffaux D., Melcher A., Noble R., Rogers C., Roset N. & Schmutz S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *J. Appl. Ecol.* 43: 70–80
- ¹⁷Kottelat M. & Freyhof J. 2007. *Handbook of european freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol and Freyhof. Germany, Berlin
- ¹⁸Reyjol Y., Hugueny B., Pont D., Bianco P.G., Beier U., Caiola N., Casals F., Cowx I., Economou A., Ferreira T. & Haidvogel G. 2007. Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16: 65–75
- ¹⁹Gante H.F., Santos C.D. & Alves M.J. 2007. A new species of *Chondrostoma* Agassiz, 1832 (Cypriniformes: Cyprinidae) with sexual dimorphism from the lower Rio Tejo Basin, Portugal. *Zootaxa* 1616: 23–35.
- ²⁰Coelho M.M., Bogutskaya N.G., Rodrigues J.A., Collares-Pereira M.J. 1998. *Leuciscus torgalensis* and *L. aradensis*, two new cyprinids for Portuguese fresh waters. *J. Fish Biol.* 52: 937–950.
- ²¹Pires D.F., Pires A.M., Collares-Pereira M.J. & Magalhães M.F. 2010. Variation in fish assemblages across dry-season pools in a Mediterranean stream: effects of pool morphology, physicochemical factors and spatial context. *Ecol. Freshwat. Fish* 19: 74–86
- ²²Goubier J., Hoestland H. & Goubier M. 1983. Recherches biologiques sur la perche (*Perca fluviatilis* L.) de Sao Miguel (Açores). *Cybium* 7: 25–49
- ²³Ribeiro F., Collares-Pereira M.J. & Moyle P.B. 2009. Non-native fish in the fresh waters of Portugal, Azores and Madeira Islands: a growing threat to aquatic biodiversity. *Fish. Manag. Ecol.* 16: 255–264
- ²⁴Banha F., Ilhéu M. & Anastácio P.M. 2015. Angling web forums as an additional tool for detection of new fish introductions: the first record of *Perca fluviatilis* in continental Portugal. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 416: 03
- ²⁵Gkenas C., Gago J., Mesquita N., Alves M.J. & Ribeiro F. 2015. First record of *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 in Portugal (Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 31: 756–758
- ²⁶Ribeiro F., Rylková K., Moreno-Valcárcel R., Carrapato C. & Kalous L. 2015. Prussian carp *Carassius gibelio*: a silent invader arriving to the Iberian Peninsula. *Aq. Ecol.* 49: 99–104
- ²⁷Ribeiro F. & Veríssimo A. 2014. Full westward expansion of *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) in the Iberian Peninsula. *J. Appl. Ichthyol.* 30: 540–542
- ²⁸Ribeiro F. & Leunda P.M. 2012. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fish. Manag. Ecol.* 19: 142–156
- ²⁹Cabral M.J. (coord), Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L. & Santos-Reis M. (eds.). 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto de Conservação da Natureza. Portugal, Lisboa
- ³⁰Petts G.E. 1988. *Impounded rivers*. John Wiley & Sons Ltd Publishers. UK, Chichester

- ³¹Mateus C.S., Rodríguez-Muñoz R., Quintella B.R., Alves M.J. & Almeida P.R. 2012. Lampreys of the Iberian Peninsula: distribution, population status and conservation. *Endanger. Species Res.* 16: 183–198
- ³²Clavero M. & Hermoso V. 2015. Historical data to plan the recovery of the European eel. *J. Appl. Ecol.* 52: 960–968
- ³³Santo M. 2005. *Dispositivos de passagens para peixes em Portugal*. Direcção-Geral dos recursos Florestais. Portugal, Lisboa
- ³⁴Pereira E., Quintella B.R., Mateus C.S., Alexandre C.M., Belo A.F., Telhado A., Quadrado M.F. & Almeida P.R. 2016. Performance of a vertical slot fish pass for the sea lamprey *Petromyzon marinus* L. and habitat recolonization. *River Res. Appl.* 33: 16–26
- ³⁵Jones N.E. 2014. The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible? *River Res. Appl.* 30: 521–526
- ³⁶Alexandre C.M., Almeida P.R., Neves T., Mateus C.S., Costa J.L. & Quintella B.R. 2015. Effects of flow regulation on the movement patterns and habitat use of a potamodromous cyprinid species. *Ecohydrology* 9: 326–340
- ³⁷Scruton D.A., Ollerhead L.M.N., Clarke K.D., Pennell C., Alfredsen K., Harby A. & Kelley D. 2003. The behavioural response of juvenile Atlantic salmon (*Salmon salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) to experimental hydropeaking on a Newfoundland (Canada) river. *River Res. Appl.* 19: 577–587
- ³⁸Schmutz S., Bakken T.H., Friedrich T., Greimel F., Harby A., Jungwrth M., Melcher A., Unfer G. & Zeiringer B. 2015. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. *River Res. Appl.* 31: 919–930
- ³⁹Almaça C. 1995. Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biol. Cons.* 72: 125–127
- ⁴⁰Stratoudakis Y., Mateus C.S., Quintella B.R., Antunes C. & Almeida P.R. 2016. Exploited anadromous fish in Portugal: Suggested direction for conservation and management. *Mar. Pol.* 73: 92–99
- ⁴¹Andrade N.O., Quintella B.R., Ferreira J., Pinela S., Póvoa I., Pedro S. & Almeida P.R. 2007. Sea lamprey (*Petromyzon marinus* L.) spawning migration in the Vouga river basin (Portugal): poaching impact, preferential resting sites and spawning grounds. *Hydrobiologia* 582: 121–132
- ⁴²Balon E.K. 1995. Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture* 129: 3–48
- ⁴³Clavero M. & Villero D. 2013. Historical ecology and invasion biology: long-term distribution changes of introduced freshwater species. *BioScience* 64: 145–153
- ⁴⁴Lourenço R.M.V. 2004. *Repovoamentos piscícolas em Portugal continental desde o século XIX*. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ⁴⁵Maceda-Veiga A., Escribano-Alacid J., Sostoa A. & García-Berthou E. 2013. The aquarium trade as a potential source of fish introductions in southwestern Europe. *Biol. Inv.* 15: 2707–2716

- ⁴⁶Padilla D.K & Williams S.L. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Fron. Ecol. Environ.* 2: 131–138
- ⁴⁷Boto R. 1932. Distribuição da «Gambusia» em Benavente e Salvaterra de Magos. *Trav. Sta. BioL. Mar. Lisbonne.* 30: 245–249
- ⁴⁸Almodóvar A., Nicola G.G., Leal S., Torralva M. & Elvira B. 2012. Natural hybridization with invasive bleak *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian endemic calandino *Squalius alburnoides* complex and Southern Iberian chub *Squalius pyrenaicus*. *Biol. Inv.* 14: 2237–2242
- ⁴⁹Costa-Dias S., Dias E., Lobón-Cerviá J., Antunes C. & Coimbra J. 2010. Infection by *Anguillicoloides crassus* in a riverine stock of European eel, *Anguilla anguilla*. *Fish. Manag. Ecol.* 17: 485–492
- ⁵⁰Kodde A., Gkenas C., Cheo G., Ribeiro F. & Magalhães M.F. 2016. Uninvited dinner guests: the effect of invasive fish and temperature on the foraging efficiency of southern Iberian chub. *FISHMED Fishes in Mediterranean Environments 2016*.011
- ⁵¹Godinho F.N. & Ferreira M.T. 1994. Diet composition of largemouth black bass, *Micropterus salmoides* (Lacépède), in southern Portuguese reservoirs: its relation to habitat characteristics. *Fish. Manag. Ecol.* 1: 129–137
- ⁵²Godinho F.N., Ferreira M.T. & Cortes R.V. 1997. The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environ. Biol. Fishes* 50: 105–115
- ⁵³Angeler D.G., Álvarez-Cobelas M., Sánchez-Carrillo S. & Rodrigo M.A. 2002. Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aq. Sci. – Res. Across Bound.* 64: 76–86
- ⁵⁴Ordóñez J., Armengol J., Moreno-Ostos E., Caputo L., García J. & Marcé R. 2010. On non-Eltonian methods of hunting Cladocera, or impacts of the introduction of planktivorous fish on zooplankton composition and clearwater phase occurrence in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia* 653: 119–129
- ⁵⁵Filipe A.F., Lawrence J.E. & Bonada N. 2013. Vulnerability of stream biota to climate change in mediterranean climate regions: a synthesis of ecological responses and conservation challenges. *Hydrobiologia* 719: 331–351
- ⁵⁶Segurado P., Branco P., Jauch E., Neves R. & Ferreira M.T. 2016. Sensitivity of river fishes to climate change: the role of hydrological stressors on habitat range shifts. *Sci. Total Environ.* 562: 435–445
- ⁵⁷Clavero M., Ninyerola M., Hermoso V., Filipe A.F., Pla M., Villero D., Brotons L. & Delibes M. 2017. Historical citizen science to understand and predict climate-driven trout decline. *Proc. R. Soc. B* 284: 1846
- ⁵⁸Hughes R.M. & Oberdorff T. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In: Simon T.P. (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press. USA, Boca Raton, pp. 79–93
- ⁵⁹Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. J. Oficial Com. Europeias L327: 1–72

- ⁶⁰Simon T.P. 1999. Biological integrity and use of ecological health concepts for application to water resource characterization. In: Simon T.P. (ed). *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press LLC. USA, Boca Raton, pp. 3–16
- ⁶¹Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27
- ⁶²Oliveira J.M. (coord.), Santos J.M., Teixeira A., Ferreira M.T., Pinheiro P.J., Galdes A. & Bochechas J. 2007. *Projecto AQUARIPORT: programa nacional de monitorização de recursos piscícolas e de avaliação da qualidade ecológica de rios*. Direcção-Geral dos Recursos Florestais. Portugal, Lisboa
- ⁶³Oliveira J.M. & Ferreira M.T. 2001. Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para a avaliação da qualidade ambiental de rios ciprinícolas. Aplicação à bacia hidrográfica do Tejo. *Revista de Ciências Agrárias* 25: 198–210
- ⁶⁴Ferreira M.T., Cortes R.M.V., Godinho F. & Oliveira J.M. 1996. Indicadores da qualidade biológica da água aplicados à bacia do Guadiana. *Recursos Hídricos* 17: 9–20
- ⁶⁵FAME. 2004. *Development, evaluation & implementation of a standardised fish-based assessment method for the ecological status of european rivers – a contribution to the Water Framework Directive*. Final Report, scientific achievements (Sections 5 & 6) (Coordinator: Stefan Schmutz). Institute for Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences. Austria, Vienna
- ⁶⁶Matono P., Ilhéu M., Formigo N., Ferreira M.T., Almeida P.R., Cortes R.M.V & Bernardo J.M. 2009. Desenvolvimento de um índice piscícola para os rios de Portugal Continental. *Recursos Hídricos* 30: 77–84
- ⁶⁷INAG & AFN. 2012. Desenvolvimento de um índice de qualidade para a fauna piscícola. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. Portugal, Lisboa

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 9

ANFÍBIOS E RÉPTEIS

Rui Rebelo¹, Miguel Carretero², Helena Gonçalves³, Pedro Segurado⁴,
Fernando Sequeira⁵ & Isabel Lopes⁶

¹Departamento de Biologia Animal/Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, rmrebelo@fc.ul.pt

²InBIO-CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Universidade do Porto, Portugal, carretero@cibio.up.pt

³InBIO-CIBIO – Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Universidade do Porto, Portugal e MHNC-UP – Museu de História Natural e da Ciência, Universidade do Porto, Portugal, hgongalves@cibio.up.pt

⁴Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal psegurado@isa.ulisboa.pt

⁵InBIO-CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Universidade do Porto, Portugal, fjjsequeira@gmail.com

⁶CESAM – Centro de Estudos de Ambiente e do Mar & Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, ilopes@ua.pt

Resumo: Os ribeiros e rios de Portugal albergam espécies de anfíbios e de répteis aquáticos que se adaptaram à reprodução e vida em águas correntes e, em alguns casos, à predação pelos peixes, os principais predadores destes ecossistemas. O número de espécies é relativamente reduzido (40% e 20%, respectivamente, das espécies de anfíbios e de répteis que podem ser encontradas em território nacional), mas inclui algumas das espécies mais icónicas e ameaçadas em Portugal, como a salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*) e o cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis*). Neste capítulo

descrevemos a distribuição, biologia e ameaças a que estão sujeitas estas espécies, organizadas em três grandes grupos – as comunidades de ribeiros de montanha, de ribeiros de planície e de grandes rios. São também referidas duas espécies exóticas que recentemente estabeleceram populações invasoras em alguns dos rios de Portugal.

Palavras-chave: conservação, corrente, espécies invasoras, poluição, predação,

1. A herpetofauna dos rios e ribeiros de Portugal

Os anfíbios e os répteis são dois grupos de vertebrados distintos, mas são muitas vezes referidos em conjunto como herpetofauna. Entre as características biológicas que os distinguem, a mais importante é a maior dependência dos anfíbios pelo meio aquático. A maioria dos anfíbios (incluindo todas as espécies que ocorrem em Portugal) só se reproduz em ambientes aquáticos, pois os seus ovos desidratam muito rapidamente se expostos ao ar. Do ovo nasce uma larva (a que se chama girino no caso dos Anuros – rãs, sapos e relas), que tem um período de vida aquática durante o qual respira por brânquias. No final deste período, durante a metamorfose, a larva transforma-se numa miniatura do adulto e sai para terra. Os anfíbios adultos vivem principalmente em terra, se bem que muitas vezes na imediata vizinhança de ambientes húmidos, e de um modo geral visitam a água apenas para a reprodução. No entanto, há algumas espécies que passam a maior parte (ou mesmo toda) a vida adulta na água, aparecendo poucas vezes à superfície ou em terra.

Os répteis são caracterizados pela sua pele impermeável e pela postura de ovos de casca dura, resistente à desidratação, dentro dos quais se desenvolvem embriões que eclodem já como minia-

turas dos adultos. Podem assim realizar as suas posturas em terra, tornando-se independentes dos ambientes aquáticos. Alguns répteis readquiriram um modo de vida aquático, mas quase todos precisam de voltar a terra para depositar os ovos. Atualmente, apenas algumas espécies de cobras vivíparas (nenhuma delas existente em Portugal) têm uma vida exclusivamente aquática.

A maioria das espécies de anfíbios e de répteis aquáticos da Europa vive associada a ambientes de água parada (lênticos) e não de água corrente (lóticos). A principal razão para este padrão poderá ser o maior perigo de predação que existe nos rios, principalmente por grandes peixes. Em comparação, muito dos pequenos lagos e praticamente todos os charcos temporários têm muito pouco ou nenhum peixe. No caso dos anfíbios que tentam reproduzir-se em rios, o pequeno tamanho das larvas leva também a que sejam facilmente arrastados pela corrente para locais a jusante, onde a ictiofauna constitui um perigo maior. Assim, em Portugal o elenco de espécies da herpetofauna que pode ser encontrado nos rios e ribeiros é reduzido: 9 das 22 espécies de anfíbios e 6 das 30 espécies de répteis registadas para o território continental. Há espécies que podem ser encontradas tanto em ambientes lóticos como lênticos; o critério para a sua inclusão neste capítulo foi a importância relativa dos dois tipos de ambiente (maior nos lóticos) para a manutenção das suas populações. Estas espécies desenvolveram algumas adaptações interessantes à vida em rios e em alguns locais podem ser os vertebrados mais abundantes.

A orografia de Portugal continental e a distribuição assimétrica das chuvas dividem naturalmente o território em duas regiões bioclimáticas. A primeira, a norte da bacia do rio Tejo, inclui 95% do terreno acima de 400 m e está sujeita a um clima com influências atlânticas, com temperaturas em geral mais baixas e maior pluviosidade que as zonas a sul. A segunda região, da bacia do Tejo para sul, é mais plana e menos chuvosa. Aqui o clima é mediterrânico, com temperaturas muito elevadas no Verão e menor pluviosidade.

Há algumas exceções a este padrão, como as serras de S. Mamede e de Monchique, no Sul, que correspondem a ilhas bioclimáticas atlânticas numa paisagem mediterrânica, ou como partes do vale do Douro e de alguns dos seus afluentes, no norte, onde a pluviosidade pode ser tão baixa como nas regiões semi-áridas do Sudeste.

A herpetofauna nacional inclui espécies associadas apenas a cada uma destas regiões bioclimáticas, formando comunidades herpetológicas características, mas há também espécies que ocorrem por todo o território. Para este capítulo, as comunidades herpetológicas foram abordadas de acordo com as suas afinidades bioclimáticas e com a capacidade de suportar a predação por peixes, que restringe algumas espécies às zonas de cabeceira das bacias hidrográficas, enquanto permite a outras a ocorrência em praticamente todos os tipos de curso de água. Assim, serão descritas as comunidades herpetológicas dos: i) ribeiros de montanha, localizados principalmente na região a norte da bacia do Tejo; ii) ribeiros de planície, localizados principalmente na região a sul desta bacia; e iii) rios de todo o território.

2. Ribeiros de montanha

Os ribeiros de montanha são caracterizados pela elevada qualidade das suas águas, bem oxigenadas e geralmente oligotróficas. Pelo facto de se situarem ao longo de declives acentuados constituem barreiras à subida de várias espécies de peixes e de lagostins exóticos que predam sobre as posturas e formas larvares de anfíbios. As espécies que beneficiam desta proteção tiveram no entanto de desenvolver modos de evitar que os ovos e larvas sejam arrastados pela corrente. Nestes ribeiros estabeleceu-se uma comunidade de anfíbios característica, considerada indicadora de ambientes aquáticos de boa qualidade e que inclui algumas das espécies mais carismáticas de Portugal, como a salamandra-lusitânica (*Chioglossa*

lusitanica) ou a rã-ibérica (*Rana iberica*). Um ribeiro de montanha no noroeste do país pode manter também populações do sapo-parteiro-comum (*Alytes obstetricans*) e a única espécie de lagarto existente em Portugal com afinidade por vegetação ribeirinha – o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*). Outros anfíbios e répteis ocorrem também nestes ribeiros, mas atingem maiores abundâncias nos cursos de água de zonas mais planas.

2.1. Salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*)

A salamandra-lusitânica (Figura 9.1a), descrita em 1864 pelo naturalista português J. V. Bocage, é uma espécie endémica da região noroeste da Península Ibérica. É uma das espécies mais emblemáticas da nossa fauna devido a características biológicas e morfológicas únicas entre os anfíbios ibéricos, como por exemplo a ausência de pulmões funcionais, possuindo uma respiração essencialmente cutânea e bucofaríngea. Em Portugal apresenta uma distribuição quase contínua nas regiões noroeste e centro/oeste. Ocorre também numa pequena zona da Serra de Sintra, onde persiste desde a sua introdução em 1943.

Apesar de ocorrer, preferencialmente, em áreas de bosque caducifólio, não é raro encontrarem-se exemplares desta espécie junto a cursos de água situados em zonas agrícolas ou até em plantações de espécies florestais. A época de reprodução ocorre entre Maio e Novembro. As posturas são compostas em média por 18 ovos, que ficam presos às paredes rochosas de pequenas cavidades formadas pelas pedras do ribeiro ou em paredes de grutas¹. O desenvolvimento larvar, que pode durar entre 1 a 2 anos, ocorre sobretudo nas zonas de remanso dos ribeiros². Aí, as larvas podem ser o maior predador residente, alimentando-se de pequenos organismos aquáticos. Os adultos vivem em terra, geralmente perto dos ribeiros, onde se alimentam de pequenos invertebrados, como insetos, aracnídeos e moluscos.

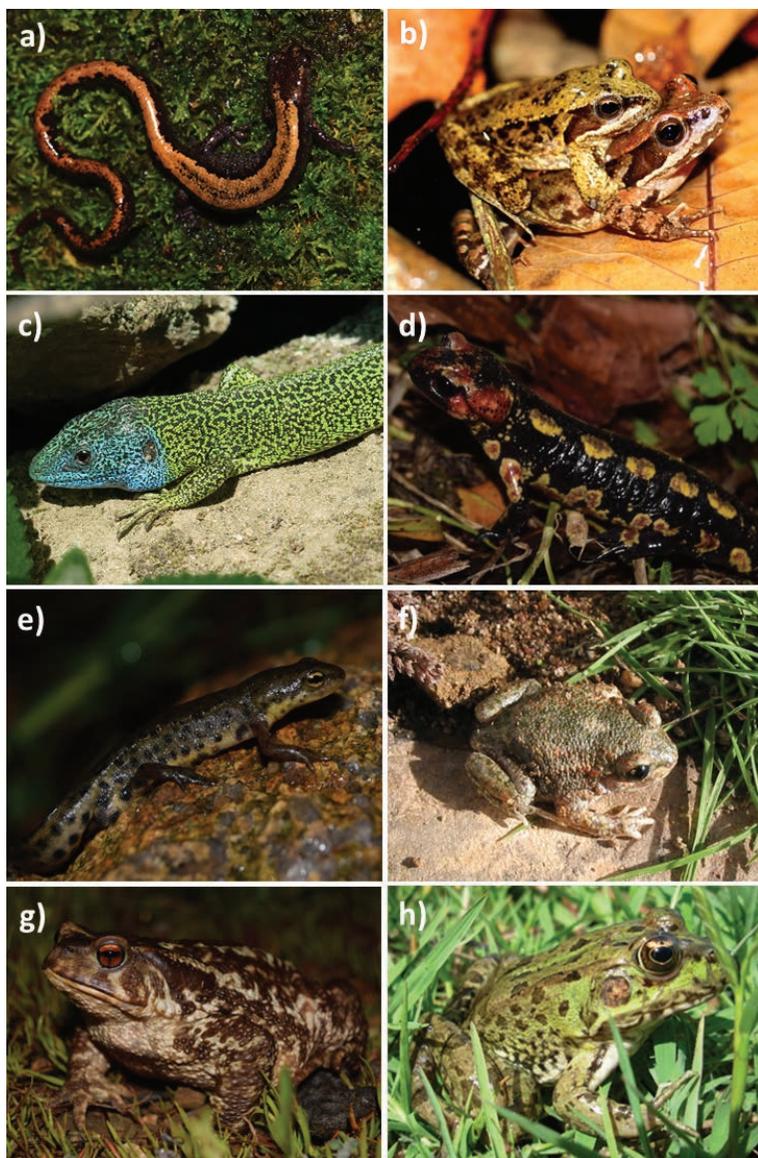


Figura 9.1. Herpetofauna nacional: a) salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*); b) casal de rã-ibérica (*Rana iberica*) em amplexo; c) macho de lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*); d) salamandra-de-pintas-amarelas (*Salamandra salamandra*); e) macho de tritão-de-ventre-laranja (*Lissotriton boscai*); f) sapo-parteiro-ibérico (*Alytes cisternasii*); g) sapo-comum (*Bufo spinosus*); h) rã-verde (*Pelophylax perezi*). Fotografias: a, d, e, g: Francisco Aguilar; b: Guillermo Velo-Antón; c, h: Pedro Segurado; f: Rui Rebelo.

2.2. Rã-ibérica (*Rana iberica*)

A rã-ibérica (Figura 9.1b) é também endêmica do noroeste da Península Ibérica e está presente de forma praticamente contínua em todas as bacias hidrográficas a norte do rio Tejo, encontrando-se ausente ao longo de uma extensa faixa fronteiriça, que inclui o Planalto Mirandês, grande parte dos vales do Douro superior, Côa e Águeda Internacional. No litoral, a sul de Espinho apresenta uma distribuição fragmentada, tendo como limite sul da distribuição o isolado populacional de S. Pedro de Moel. A sul do rio Tejo, apenas ocorre na ilha bioclimática que é a Serra de S. Mamede.

É típica de zonas montanhosas e muito dependente da água, ocorrendo junto a ribeiros de água corrente com vegetação abundante nas margens. Está ativa durante todo o ano e o período reprodutor estende-se de Novembro a Março, variando com a altitude. As posturas são relativamente pequenas, com cerca de 100 a 450 ovos. A fêmea deposita estes ovos em massas esféricas em zonas de remanso de ribeiros, aderentes à vegetação aquática, às pedras ou no fundo lamacento de poças. Em 2013, descobriu-se que se reproduz em grutas subterrâneas na Serra da Estrela³. O desenvolvimento larvar dura cerca de 3 meses e os girinos têm caudas fortes que lhes permitem contrariar a corrente. A dieta dos girinos ainda não foi estudada, e poderá ser principalmente de origem vegetal, tal como acontece com outros anuros. Os adultos são terrestres, alimentando-se de pequenos invertebrados, tais como aranhas, larvas de insetos, caracóis e escaravelhos.

2.3. Sapo-parteiro-comum (*Alytes obstetricans*)

Distribui-se por toda a Europa Ocidental, de Portugal até à Alemanha. Em Portugal apresenta uma distribuição praticamente contínua em toda a região norte e centro do país até ao rio Tejo.

Na faixa litoral a sul do Baixo Vouga a distribuição é pontual e fragmentada ocorrendo apenas em alguns ribeiros costeiros. A sul do rio Tejo está presente unicamente na Serra de S. Mamede. Recentemente, foi revelada a existência de uma elevada diferenciação morfológica e genética das suas populações, indicando a presença de duas linhagens distintas em Portugal – uma ocupando toda a região a norte do rio Douro e a outra distribuindo-se a sul deste rio⁴.

Surge associado a massas de água permanente, quer lóaticas, como ribeiros, quer lênticas, como charcos, tanques e lagos de montanha, que lhe possibilitam o prolongado desenvolvimento larvar. A reprodução tem início no final do Inverno ou, nas regiões mais frias, no início da Primavera, altura em que os machos começam a cantar perto dos seus refúgios. Após o acasalamento, que ocorre normalmente em terra, o macho transporta os ovos enrolados nas patas traseiras durante um ou dois meses, até à eclosão dos girinos. Nessa altura, o macho desloca-se até à água, onde permanece até que todos os ovos tenham eclodido. Esta estratégia reprodutora tem duas vantagens: evita a predação das posturas e produz girinos que nascem com um tamanho relativamente grande e boa capacidade de natação⁵, o que lhes permite contrariar a corrente. A duração do período larvar é variável, cerca de 2 a 3 meses, podendo permanecer na água até à Primavera seguinte. Em zonas de alta montanha o período larvar pode prolongar-se por vários anos. As populações são relativamente abundantes, distribuindo-se em pequenas colónias em torno dos locais de reprodução. Os girinos alimentam-se de matéria vegetal e invertebrados aquáticos e os adultos de insetos e moluscos.

2.4. Lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*)

O lagarto-de-água (Figura 9.1c) é uma espécie de lagarto endémico da região noroeste da Península. Em Portugal tem uma distribuição

contínua desde o Minho até à região de Leiria, e com mais interrupções até à serra de Sintra. A Sul do Tejo há isolados populacionais importantes nas serras de S. Mamede, Cercal e Monchique. De norte para sul, a sua associação aos ecossistemas ribeirinhos fica cada vez mais acentuada. Esta é a única espécie de lacertídeo existente em Portugal que tem alguma afinidade com os ambientes húmidos. Ocorre preferencialmente ao longo de linhas de água em regiões com influências atlânticas e a sua presença é tão associada a este tipo de ecossistema que terá estado na origem do nome da espécie. No entanto, pode também ser encontrado longe de água e nas zonas mais chuvosas do norte de Espanha esta associação às zonas mais húmidas não existe.

As posturas consistem em 7 a 24 ovos, que são enterrados em zonas próximas dos ribeiros, supondo-se que serão mais vulneráveis à desidratação que os ovos das outras espécies de lagarto⁶. A incubação dura 2 a 3 meses, durante o Verão, com a maior parte das eclosões dos juvenis a ocorrer no Outono. Como todos os outros lagartos de Portugal continental preda principalmente invertebrados, sobretudo insetos.

3. Ribeiros de planície

Em contraste com a montanha, os ribeiros das zonas mais planas têm águas menos oxigenadas e uma presença mais frequente de grandes predadores de anfíbios, tanto nativos como exóticos. Muitos destes ribeiros são intermitentes (secam no Verão), especialmente nas regiões mais quentes do Sul do país. Esta característica acaba por constituir uma vantagem para os anfíbios que aí se reproduzem, porque a seca regular elimina ou reduz fortemente as populações dos grandes predadores. No Alentejo, por exemplo, muitos dos pequenos ribeiros sazonais não têm qualquer espécie de peixe nem de lagostim. Durante a sua curta duração (geralmente entre Novembro e Março), os vertebrados dominantes nestas comunidades aquáticas podem ser anfíbios e répteis.

O elenco de uma comunidade aquática de um pequeno ribeiro do sul do país pode incluir larvas de salamandra-de-pintas-amarelas (*Salamandra salamandra*) e tritões-de-ventre-laranja (*Lissotriton boscai*) como principais predadores residentes. Entre os anuros, os girinos do sapo-parteiro-ibérico podem ser abundantes e espécies mais generalistas, como o sapo-comum e a cobra-de-água-viperina são também mais frequentes aqui do que nos ribeiros de montanha.

3.1. Salamandra-de-pintas-amarelas (*Salamandra salamandra*)

A salamandra-de-pintas-amarelas (Figura 9.1d) é um dos anfíbios com uma das maiores distribuições geográficas na Europa, de Portugal à Roménia. Tem uma história evolutiva complexa, estando descritas mais de doze subespécies. Em Portugal, a subespécie *Salamandra salamandra gallaica* distribui-se por todo o país exceto na região algarvia e ao longo das serras do sudoeste Alentejano, onde ocorre *Salamandra salamandra crespoi*. Não existe nas zonas a jusante da bacia do Sado e no Baixo Alentejo central, uma zona que corresponde à separação entre as duas subespécies. É muito plástica quanto ao local de reprodução, podendo utilizar águas paradas ou correntes, tanto naturais como em construções humanas, e suportando mesmo alguma poluição. Reproduz-se assim em ribeiros tanto de montanha como de planície, mas é nestes últimos, em zonas de remanso, que as larvas atingem maiores abundâncias. A reprodução em rios com peixe é bastante rara porque as larvas são vulneráveis à predação⁷.

O sucesso desta espécie pode estar relacionado com o seu modo de reprodução peculiar – as fêmeas são ovovíparas, ou seja, os ovos desenvolvem-se no seu interior e são depositadas na água 15 a 100 larvas bem desenvolvidas, com boa capacidade natatória logo após o nascimento. Pensa-se que este tipo de reprodução evoluiu como adaptação a uma reprodução em água corrente em

ecossistemas temperados⁷. O período larvar dura entre 1 a 6 meses e as larvas são carnívoros vorazes, estruturando as comunidades de invertebrados dos corpos de água onde vivem⁸. Podem também preda larvas de outros anfíbios ou até ser canibais.

Os adultos são terrestres e ocorrem com abundâncias muito elevadas (até 400 exemplares por ha)⁹ em zonas de bosque caducifólio, onde podem ser o vertebrado mais abundante. Nas regiões do sul estão mais confinadas à proximidade dos cursos de água. Predam invertebrados do solo que caçam durante a noite, especialmente moluscos, oligoquetas e artrópodes.

3.2. Tritão-de-ventre-laranja (*Lissotriton boscai*)

Os tritões constituem um dos grupos de anfíbios europeus com mais espécies e até recentemente eram englobadas no único género *Triturus*. Em Portugal continental ocorrem 3 (possivelmente 4) espécies de tritão, mas só o tritão-de-ventre-laranja (Figura 9.1e) pode ser encontrado com regularidade em cursos de água. É uma espécie generalista que pode ser encontrada por todo o país. Também para esta espécie o vale do Sado e o Baixo Alentejo central são uma barreira que separa as populações do sudoeste alentejano e do Algarve (possivelmente uma nova subespécie).

É mais aquático que a salamandra-de-pintas-amarelas e os adultos podem permanecer na água durante grande parte do ano (e até todo o ano em algumas situações especiais, como em tanques ou minas de água). No entanto, é mais normal que a fase da vida adulta seja passada em terra, durante a qual os adultos se podem afastar muito das zonas húmidas.

Pode reproduzir-se tanto em águas paradas como correntes, parecendo preferir locais com água pouco turva. As fêmeas depositam os seus 100 a 150 ovos um a um, e cada um deles aderente à vegetação

aquática ou às pedras do fundo dos rios. A duração do período larvar é muito variável. As larvas são carnívoras, mas o seu reduzido tamanho torna-as vulneráveis à predação por outros caudados (salamandras e tritões), como larvas de salamandras-de-pintas-amarelas ou até de adultos da própria espécie. Os adultos são predadores aquáticos importantes de invertebrados e na fase terrestre predam artrópodes e moluscos.

3.3. Sapo-parteiro-ibérico (*Alytes cisternasii*)

O sapo-parteiro-ibérico (Figura 9.1f) é uma espécie tipicamente escavadora que apresenta uma série de adaptações morfológicas às planícies áridas do sul da Península Ibérica, onde ocorre associada aos pequenos ribeiros temporários. Trata-se de uma espécie endémica do centro e sudoeste da Península Ibérica, distribuindo-se por grande parte das bacias hidrográficas dos rios Guadiana, Tejo e Douro, com uma distribuição em Portugal praticamente contínua a sul do rio Tejo. A norte distribui-se ao longo da fronteira até ao extremo leste do Parque Natural de Montesinho, ocupando preferencialmente zonas de baixa a média altitude. Tem hábitos fossadores, ocorrendo em zonas de solos arenosos e pouco consistentes, normalmente em regiões abertas e planas. Surge associada a bosques esclerófitos e montados de sobre e azinheira, podendo também ocorrer em pinhais e zonas agrícolas.

A reprodução ocorre no Outono e na Primavera. Nestes períodos os machos cantam durante a noite. Após a fecundação, os machos enrolam os cordões com até 60 ovos em redor dos membros posteriores. Após três semanas, deslocam-se até um ponto de água (tipicamente pequenos ribeiros) e os ovos eclodem sincronizadamente. As larvas completam a metamorfose em 3–5 meses e vivem principalmente em zonas de remansos. Têm uma cauda muito forte, que lhes permite contrariar a corrente, assim como fugir a predadores. Com efeito, mostram alguns comportamentos anti-predatórios¹⁰ e conseguem coexistir com algumas espécies

de peixe. Alimentam-se de matéria vegetal e pequenos invertebrados aquáticos. A alimentação dos adultos consiste em insetos e aracnídeos.

3.4. Sapo-comum (*Bufo spinosus*)

O sapo-comum (Figura 9.1g) distribui-se desde o noroeste de África à Península Ibérica e Sul de França e foi até há pouco tempo considerada uma subespécie de *Bufo bufo*, distribuído por toda a Europa¹¹. Em Portugal ocorre por todo o país, numa grande variedade de ecossistemas, desde florestas de coníferas e caducifólias, rios, pântanos, dunas, matos, prados, áreas agrícolas e urbanas. É uma espécie generalista e abundante que tolera bem muitas das atividades humanas e é muito frequente em hortas e campos agrícolas.

Os adultos têm hábitos preferencialmente terrestres e atividade noturna. Durante a época da reprodução, que começa ainda no fim do Inverno, o macho vocaliza para atrair as fêmeas. Uma fêmea pode libertar até 12 000 ovos por postura, dispostos em fileiras com vários metros de comprimento. Tanto os ovos como os girinos são tóxicos para muitos vertebrados, o que permite a este sapo reproduzir-se em locais com muito mais predadores do que as outras espécies de anfíbios existentes em Portugal, incluindo grandes rios e barragens¹². No entanto, parece preferir rios pequenos. Os girinos são pequenos, muito escuros e relativamente lentos, nadando em pequenos cardumes durante 3 a 6 meses (ou ainda mais, no caso de populações de montanha). São principalmente herbívoros e detritívoros, enquanto os adultos são importantes predadores de invertebrados terrestres.

3.5. Cobra-de-água-viperina (*Natrix maura*)

A cobra-de-água-viperina (Figura 9.2a) é a cobra mais comum em Portugal. Ocorre na Península Ibérica e noroeste de África, e tem uma

distribuição contínua por praticamente todo o território português, podendo ser encontrada em todos os tipos de sistemas aquáticos, quer lóticos, quer lânticos. Está mais associada ao meio aquático que a outra espécie de cobra-de-água (ver secção 4.4.). Está ativa de Março a Outubro (e pontualmente fora destas épocas), reproduzindo-se na Primavera e às vezes também no Outono. As fêmeas põem 4 a 24 ovos, geralmente nas imediações dos corpos de água e a incubação dura de 1 a 3 meses.

Caça pequenos peixes e anfíbios (é um grande predador de girinos), mas também pode comer invertebrados. Raramente ultrapassa 1 metro de comprimento. Este tamanho relativamente pequeno associado à sua abundância faz com que assuma um papel importante nos ecossistemas aquáticos, quer como predador, quer como presa de animais de níveis tróficos superiores, como muitas aves (Capítulo 10) e mamíferos (Capítulo 11).

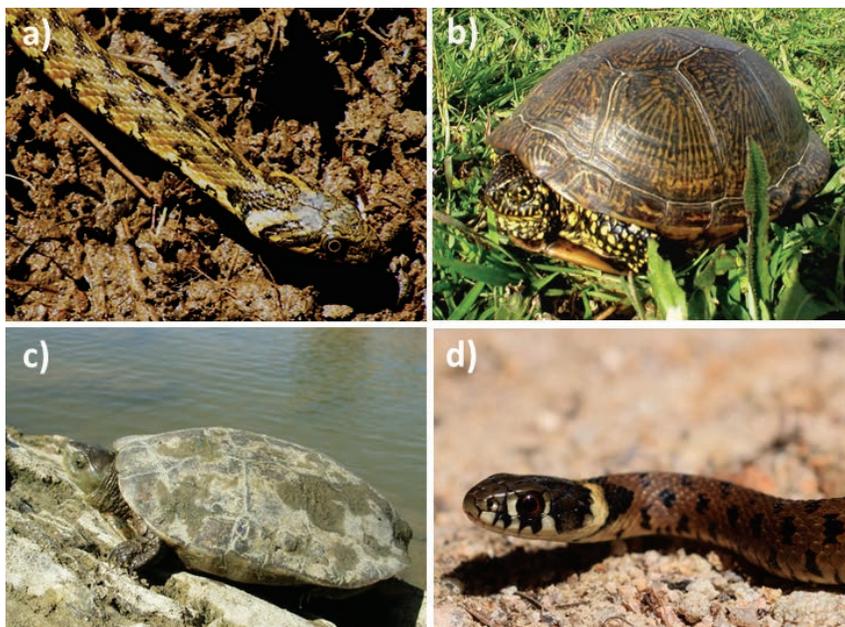


Figura 9.2. Herpetofauna nacional: a) cobra-de-água-viperina *Natrix maura*; b) cágado-de-carapaça-estriada *Emys orbicularis*; c) cágado-mediterrânico *Mauremys leprosa*; d) cobra-de-água-de-colar *Natrix astreptophora* (juvenil).
Fotografias: a: Rui Rebelo; b, c: Pedro Segurado; d: Francisco Aguilar.

4. Rios

Os rios são ecossistemas complexos que mantêm comunidades ricas de peixes, aves e mamíferos aquáticos. É também ao longo das margens dos rios que se encontram as maiores populações dos répteis aquáticos que existem em Portugal continental – duas espécies de tartarugas de água doce (cágados) e as duas espécies de cobra-de-água. Com uma exceção, nenhum anfíbio mantém populações importantes nos grandes rios. No entanto, esta exceção é a rã-verde (*Pelophylax perezi*), um dos anfíbios mais abundantes e conspícuos da herpetofauna nacional.

O elenco herpetológico característico de um rio de grande caudal em Portugal inclui a rã-verde, o cágado-mediterrânico (*Mauremys leprosa*) e a cobra-de-água-viperina (abordada na secção 3.5.). Em alguns rios aparecem também espécies mais raras – o cágado-de-carapaça-estriada e a cobra-de-água-de-colar.

4.1. Rã-verde (*Pelophylax perezi*)

A rã-verde (Figura 9.1h) é endémica da Península Ibérica e do Sul de França; em Portugal distribui-se por todo o continente e foi introduzida em todas as ilhas habitadas dos arquipélagos da Madeira e dos Açores, com exceção de S. Jorge, Graciosa e Corvo. É uma espécie muito abundante e com grande plasticidade ecológica que ocorre em ambientes aquáticos temporários e permanentes, tanto em rios e ribeiros, como em charcos, lameiros, lagos e barragens. Os ambientes terrestres associados a esta rã também são variados, desde florestas a áreas agrícolas, pastagens, e até parques urbanos.

Apesar de possuir capacidade de dispersão em terra, raramente surge muito distante de corpos de água. A época de reprodução ocorre entre Março e Outubro, dependendo da área geográfica e em

algumas regiões os girinos podem permanecer nos corpos de água durante todo o ano. Os machos vocalizam para atrair as fêmeas, que podem depositar entre 800 a 8000 ovos. Os girinos habitam o fundo dos corpos de água, onde se alimentam maioritariamente de detritos e da camada de algas e bactérias que cresce sobre todas as superfícies subaquáticas. Para conseguirem sobreviver nos perigosos corpos de água permanentes, os girinos possuem um arsenal de respostas comportamentais e morfológicas (alteram a sua própria forma e/ou padrão de pigmentação) que lhes permitem escapar aos predadores¹³. Os adultos são grandes predadores de insetos voadores e constituem uma das presas principais para as cobras-de-água e para muitas aves e mamíferos aquáticos.

4.2. Cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis*)

O cágado-de-carapaça-estriada (Figura 9.2b) é a tartaruga de água doce com a repartição geográfica mais extensa a nível mundial. Distribui-se desde Marrocos e Península Ibérica, a oeste e a sul, até às imediações do Mar de Aral, no Cazaquistão, a este, e à Rússia, a norte. Em Portugal, a sua distribuição é fragmentada, sendo mais frequente nas bacias hidrográficas a sul do rio Tejo, nas imediações da Serra de S. Mamede, na região costeira do Algarve, e no planalto costeiro do sudoeste Alentejano. Na região centro ocorre com alguma frequência na Beira Baixa e na região do oeste. No norte há isolados populacionais no Minho e na região de Boticas, Trás-os-Montes. É uma espécie localmente abundante, mas na grande maioria dos locais onde ocorre, e nomeadamente onde coexiste com a outra espécie nativa de cágado (secção 4.3.), como alguns cursos médios de rios, apresenta sempre abundâncias reduzidas¹⁴. Ocorre frequentemente em cursos de água de média e pequena dimensão com vegetação aquática abundante e corrente fraca. É também frequente

em sistemas lênticos e pode ocupar corpos de água artificiais, como valas agrícolas ou pequenos açudes.

De um modo geral, inicia a sua atividade entre finais de Fevereiro e Abril e o período de hibernação começa entre Setembro e Novembro. As cópulas são observadas principalmente em Abril e Maio e as posturas são realizadas de final de Maio a meados de Julho, podendo ocorrer dois períodos de postura durante este período. Os neonatos podem emergir dos ninhos em Setembro ou só em Abril do ano seguinte. É uma espécie com um nicho alimentar amplo e oportunista que pode alternar entre uma dieta carnívora e omnívora entre diferentes locais ou ao longo do ano. Alimenta-se principalmente de macroinvertebrados, peixes e estádios larvares de anfíbios, podendo também alimentar-se de vegetação aquática.

4.3. Cágado-mediterrânico (*Mauremys leprosa*)

O cágado-mediterrânico (Figura 9.2c) ocorre no sudoeste da Europa e noroeste de África. Na Península Ibérica está presente na região de clima predominantemente mediterrânico, ocupando a maioria das zonas húmidas que se localizam abaixo dos 1100 m de altitude. Em Portugal é uma espécie muito comum no sul, interior centro e terra quente do nordeste. Nas zonas montanhosas do centro de Portugal ocorre com menos frequência e no noroeste a distribuição é muito fragmentada, devido simultaneamente a condições climáticas menos favoráveis e reduzida disponibilidade de habitat.

É mais abundante em ambientes aquáticos lênticos permanentes com vegetação aquática, mas pode ser observado em quase todo o tipo de ambientes aquáticos. Em comparação com a outra espécie nativa (secção 4.2.), apresenta abundâncias muito superiores e tende a ocupar meios aquáticos mais permanentes e a ocorrer com maior frequência em cursos médios e inferiores de rios e ribeiros¹⁵.

O período de atividade anual decorre geralmente entre finais de Fevereiro e Outubro. As cópulas são observadas principalmente na primavera mas, no Sul, um segundo período de cópula pode ocorrer no Outono. No Sul de Espanha, as posturas são realizadas de finais de Maio a meados de Julho e os neonatos emergem em finais de Agosto¹⁶. Tendo em conta as elevadas abundâncias que atinge nalguns meios aquáticos, constitui certamente um importante elemento nas cadeias tróficas. Alimenta-se principalmente de macroinvertebrados aquáticos, peixes, anfíbios e inclui uma importante componente vegetal na dieta.

4.4. Cobra-de-água-de-colar (*Natrix astreptophora*)

Foi recentemente descoberto que as populações de cobra-de-água-de-colar (Figura 9.2d) da Península Ibérica e provavelmente do norte de África, anteriormente classificadas como a subespécie *Natrix natrix astreptophora*, correspondem na verdade a uma espécie diferente da que se encontra a partir da vertente francesa dos Pirinéus¹⁷. Em Portugal, apesar de ser mais rara que *Natrix maura* (secção 3.5.), ocorre por todo o território, de uma forma mais contínua nas regiões com influências atlânticas e mais descontínua e com populações menos abundantes nas regiões mediterrânicas do sul.

É mais abundante em águas permanentes, lóxicas ou lênticas, onde está ativa de Março a Outubro (ou esporadicamente fora desta época, em dias quentes). Apesar dos hábitos aquáticos, esta cobra também se afasta com frequência dos corpos de água e pode ser encontrada em ambientes terrestres húmidos. A reprodução ocorre na Primavera, podendo haver também acasalamentos no Outono. Os ovos (entre 6 a 70) são postos debaixo de vegetação em decomposição e a incubação dura até 2 meses.

É uma caçadora ativa principalmente de anfíbios, mas também de peixes pequenos. Os juvenis podem caçar invertebrados aquáticos.

Os adultos podem atingir tamanhos respeitáveis de até 2 metros de comprimento, sendo um dos principais predadores nos rios onde ocorrem. Podem também ser presas importantes para aves e mamíferos.

5. Ameaças à herpetofauna dos ribeiros e rios de Portugal

De um modo geral, as ameaças às espécies de répteis e anfíbios dos cursos de água aumentam com a proximidade às áreas mais povoadas, e são por isso maiores em zonas mais planas e onde os rios têm maior caudal. Nas montanhas a própria inacessibilidade do terreno protege muitos cursos de água das ações com maior impacto, como a extração de água ou a contaminação química. Nestas regiões uma das ações com maiores impactos na herpetofauna é a plantação de monoculturas de eucalipto em áreas extensas, que diminui a disponibilidade e qualidade do habitat, provocando um confinamento dos indivíduos às margens dos cursos de água e um empobrecimento na disponibilidade de presas. Por exemplo, um estudo recente baseado em dados recolhidos ao longo de 40 anos numa população de salamandra-lusitânica, que vive ao longo de um pequeno ribeiro situada numa plantação de eucaliptos na serra de Santa Justa, a sul de Valongo, mostrou uma diminuição muito significativa no tamanho da população, que decresceu de um total de 1500 exemplares para menos de 50¹⁸. O corte frequente da vegetação ribeirinha altera também as condições não só do ambiente terrestre onde os répteis e os anfíbios adultos vivem, como também as características da água onde se desenvolvem as formas larvares.

Nas zonas de meia encosta e de planície tornam-se mais importantes as ações que diminuem a qualidade e quantidade de água, devido às modificações dos cursos de água (por encanamento, construção de represas ou mini-hídricas) e ao acréscimo de poluentes, principalmente de origem agrícola, como pesticidas e fertilizantes.

Também é mais frequente nestes ribeiros a destruição completa das galerias ripárias ou a sua redução a uma faixa muito estreita. A maior ocupação humana das regiões menos declivosas acarreta o desenvolvimento de redes viárias mais densas, o que aumenta o impacto da mortalidade por atropelamento de espécies como a salamandra-comum ou o sapo-comum. Todas estas ações atingem a sua extensão e intensidade máximas nos locais com maior concentração humana.

As águas mais lentas e mais quentes dos ribeiros e rios de planície são também mais facilmente invadidas por várias espécies de peixes e lagostins não-nativos¹² que, com frequência, são predadores eficazes das posturas e larvas dos anfíbios e mesmo de alguns répteis aquáticos.

As populações de sapo-parteiro-comum do Parque Natural da Serra da Estrela sofreram perdas significativas, devido ao surgimento de uma doença infecciosa letal – quitridiomicose – causada pelo fungo *Batrachochytrium dendrobatidis*¹⁹. O surgimento de um segundo agente patogénico – um ranavírus – causou ranoviroses letais e um novo declínio destas populações²⁰.

6. Herpetofauna exótica

A herpetofauna aquática nativa é vulnerável a várias espécies exóticas e algumas destas espécies são também anfíbios ou répteis. Em Portugal continental há pelo menos duas espécies que estabeleceram populações em cursos de água: um anfíbio, a rã-de-unhas-africana (*Xenopus laevis*), originária da África do Sul²¹; e um réptil, a tartaruga-da-Florida ou de orelha-vermelha (*Trachemys scripta*)²². No entanto, nas suas regiões de origem ambas as espécies são mais comuns em águas paradas, pelo que a colonização de sistemas lóticos em Portugal envolveu uma alteração do seu nicho habitual. Em ambos os casos as invasões aconteceram como

resultado de libertações de animais na natureza, acidentais (no caso da rã-de-unhas-africana) ou deliberadas (nos múltiplos casos conhecidos de tartaruga-da-Florida).

Nos ribeiros invadidos pela rã-de-unhas-africana, duas pequenas bacias no Concelho de Oeiras, os principais impactos da espécie invasora consistirão na competição por recursos alimentares com as espécies nativas de peixes de água doce²³, e um programa de controlo e erradicação em curso tem demonstrado resultados promissores²⁴.

Já a tartaruga-da-Florida ou de orelha-vermelha tem as suas maiores populações invasoras nos sistemas lagunares do sul do país. Contudo, algumas zonas húmidas, onde se detetou a presença da espécie, estão associadas a cursos de água, como é o caso dos pauis da Tornada e do Boquilobo e da Ria Formosa. É muito provável que a espécie se disperse através dos cursos de água. Apesar do seu real impacto nos ecossistemas nunca ter sido verdadeiramente testado, a tartaruga-da-Florida ou de orelha-vermelha é frequentemente considerada como uma ameaça às tartarugas de água doce nativas, uma vez que poderá competir por alimento, locais de termorregulação e locais de postura²⁵. É também considerada um vetor de parasitas e outros agentes patogénicos, como a *Salmonella* spp.²⁶. Também esta espécie foi o objeto de um programa de erradicação, que decorreu no Parque Natural da Ria Formosa em 2011 e 2012, tendo sido capturadas 214 tartarugas exóticas de várias espécies²⁷.

Apesar dos esforços, a rã-de-unhas-africana ainda é vendida em lojas de animais de estimação, pelo que continua a existir o risco de libertações na natureza. A implementação em Portugal do Decreto-Lei nº 565/99 de 21 de Dezembro interditou a criação ou detenção em local confinado e a utilização como animal de companhia de todas as subespécies de *Trachemys scripta*. No entanto, desde a restrição imposta à importação de espécies do género *Trachemys*, outras espécies de tartarugas exóticas têm vindo a satisfazer a procura crescente por este grupo de animais. Em Portugal, estima-se que

entre 2003 e 2007 foram importadas cerca de 470 mil tartarugas de água doce, entre as quais as espécies do género *Pseudemys* e *Graptemys* representaram cerca de 85% do total de indivíduos²⁸. O comércio de tartarugas do género *Trachemys*, nomeadamente das subespécies *T. scripta scripta* ou *T. scripta troostii*, ainda existe em muitos espaços comerciais sendo estas espécies frequentemente vendidas como *P. concinna*²⁹. Segundo Masin et al.³⁰, as espécies *P. concinna* e *G. pseudogeographica* apresentam um baixo risco de invasão em Portugal, mas já foram observados indivíduos das duas espécies em ecossistemas aquáticos naturais ou semi-naturais, como por exemplo na região oeste e no Algarve²⁷.

7. Herpetofauna como bioindicador

Os anfíbios e répteis aquáticos têm diferentes suscetibilidades à contaminação dos meios aquáticos. As espécies mais sensíveis desaparecem rapidamente dos locais perturbados, pelo que a sua presença é tomada como indicação de um bom estado de conservação. Só as espécies mais resistentes à contaminação (e por isso mais comuns) é que têm sido utilizadas em estudos ecotoxicológicos.

Entre os anfíbios há espécies com elevada sensibilidade ecológica, que dependem de uma boa qualidade de água, como a salamandra-lusitânica e a rã-ibérica¹. Ambas são observadas frequentemente em cursos de águas límpidas e correntes, sem aparentes focos de poluição, pelo que poderão ser consideradas bioindicadoras da qualidade da água. Do mesmo modo, apesar do cágado-de-carapaça-estriada não fazer parte de programas de biomonitorização para a avaliação da qualidade ecológica de ambientes aquáticos (p.ex., no âmbito da implementação da Diretiva Quadro da Água), possui alguns requisitos ecológicos que o tornam um potencial indicador de qualidade biótica. Por um lado apresenta um padrão de utilização de habitats e

micro-habitats complexo, com preferências que variam quer ao longo da vida quer ao longo do ano³¹. É por isso dependente de alguma heterogeneidade ambiental e, como tal, sensível a alterações hidromorfológicas dos meios aquáticos. Por outro lado há trabalhos que indicam um efeito negativo da poluição na ocorrência da espécie³².

Entre as espécies para as quais há mais informação relativamente à sua sensibilidade à contaminação destacamos quatro espécies de anfíbios e três de répteis:

Anfíbios

Tritão-de-ventre-laranja

A diminuição do pH da água leva à alteração (até ao extremo da anulação) dos comportamentos reprodutores deste tritão, possivelmente por interferência com a capacidade de perceção dos estímulos químicos emitidos pelos animais³³. Provavelmente a acidificação da água perturbará também a oviposição por parte das fêmeas, tal como acontece com outra espécie de tritão³⁴. O desenvolvimento embrionário e o crescimento das larvas após a eclosão é comprometido, quer por efeito de nitratos, quer por efeito de amónia/acidificação da água³⁵. Após a metamorfose e passagem para o meio terrestre o nitrato de amónio pode causar problemas respiratórios e a morte rápida dos indivíduos³⁶. Todos os estádios do ciclo de vida são assim afetados, e podemos suspeitar que o mesmo se passará com outras espécies de caudados que ainda não foram testadas.

Salamandra-de-pintas-amarelas

Tolera muitas das atividades humanas e até mantém populações em parques urbanos. Não houve até agora estudos sobre os impactos dos poluentes nesta espécie. No entanto, na Holanda foi apontada a coincidência de altas concentrações de nitratos com o declínio de populações locais³⁷, e em Itália foi mostrado que tende a evitar águas com maior concentração de fosfatos³⁸.

Sapo-comum

Foram identificadas várias ameaças para esta espécie relacionadas com poluição química. Montori et al.³⁹ identificaram a contaminação com fertilizantes e pesticidas no Delta de Llobregat (Espanha) como responsável pelo declínio das populações locais. Outros autores reportaram a sensibilidade desta espécie a compostos químicos em laboratório, nomeadamente um efeito negativo de concentrações ambientalmente relevantes de nitrato de amónio na sua sobrevivência, crescimento e desenvolvimento^{40, 41}.

Rã-verde

Por não ser muito exigente relativamente à qualidade da água, pode frequentar sistemas aquáticos eutrofizados ou com outro tipo de perturbação, inclusivamente química. Por exemplo, Marques et al.⁴² identificaram adultos em pequenas lagoas de uma mina de urânio no centro de Portugal, e Costa et al.⁴³ identificaram populações em locais com salinidades elevadas e com contaminação por drenagem ácida de minas piritico-cúpricas, no norte e sul de Portugal, respetivamente. Em parte devido a esta tolerância, esta rã constitui um bom bioindicador de contaminação aquática. Burghilea et al.⁴⁴ verificaram que os juvenis desta rã que vivem em arrozais apresentaram um tamanho e massa corporal inferior ao de juvenis que vivem em regiões naturais; Pastor et al.⁴⁵ e Tejedó & Reques⁴⁶, encontraram nos girinos níveis elevados de alguns organoclorados e de metais pesados e arsénio, respetivamente. Marques et al.⁴⁷ também detetaram níveis elevados de alguns metais (berílio, alumínio, manganês, ferro e urânio) no fígado de adultos que habitam lagoas junto a uma mina de urânio localizada no centro de Portugal, assim como necrose tubular nos rins destes indivíduos⁴⁸. Vários ensaios de laboratório têm revelado a sensibilidade de diferentes estádios de desenvolvimento desta rã a vários poluentes (p.ex., nitrato de amónia, pesticidas, metais, nanomateriais, antibióticos). Os efeitos

provocados pela exposição a compostos químicos consistem, entre outros, em vários tipos de malformações, diminuição da sobrevivência, redução do crescimento somático e reprodução, alterações no metabolismo⁴⁹⁻⁵¹.

Répteis

Mingo et al.⁵² estimaram a exposição a pesticidas a que as diferentes espécies de répteis da Europa estão expostas, de acordo com os locais onde vivem e com a sua capacidade de bioacumulação. Espécies maiores e com maiores taxas metabólicas que vivam em locais sujeitos a maior deposição e bioacumulação de poluentes estarão naturalmente mais expostas. Entre as espécies mais expostas está o cágado-mediterrânico. A mesma equipa identificou o lagarto-de-água como espécie vulnerável à acumulação de pesticidas⁵³.

A espécie de réptil aquático para a qual há mais informação ecotoxicológica é a cobra-de-água-viperina. Houve um declínio acentuado nos efetivos desta espécie no delta do rio Ebro, em particular nos arrozais, enquanto as populações de ribeiros próximos não sofreram alterações, o que é uma indicação de uma possível relação com a crescente contaminação química associada à produção intensiva de arroz⁵⁴. Nesta espécie já foi documentada a bioacumulação de compostos organoclorados (PCBs e DDTs), especialmente nos machos, uma vez que as fêmeas perdem regularmente estes compostos ao depositá-los nos ovos⁵⁵.

8. Outras leituras

Ferrand de Almeida N., Ferrand de Almeida P., Gonçalves H., Sequeira F., Teixeira J. & Ferrand de Almeida F. 2001. *Guia dos anfíbios e répteis de Portugal*. FAPAS & Câmara Municipal do Porto. Portugal, Porto

Loureiro A., Ferrand de Almeida N., Carretero M.A. & Paulo O.S. 2008. *Atlas dos anfíbios e répteis de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. Portugal, Lisboa

- Pleguezuelos J.M., Márquez R., Lizana M. 2002. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza – Asociación Herpetologica Española. España, Madrid
- Sanz, J.J. 2017. *Enciclopedia virtual de los vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. España, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

9. Referências bibliográficas

- ¹Teixeira J., Sequeira F., Alexandrino J. & Ferrand N. 1999. *Bases para a conservação da Salamandra-lusitânica (Chioglossa lusitanica)*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza. 22. Instituto de Conservação da Natureza (ICN). Portugal, Lisboa
- ²Sequeira F., Ferrand N. & Crespo E.G. 2003. Reproductive cycle of the golden-striped salamander *Chioglossa lusitanica* (Caudata, Salamandridae) in NW Portugal. *Amphibia-Reptilia* 24: 1–12
- ³Rosa G.M. & Penado A. 2013 *Rana iberica* (Boulenger, 1879) goes underground: subterranean habitat usage and new insights on natural history. *Subt. Biol.* 11: 15–29
- ⁴Gonçalves H., Maia-Carvalho B., Sousa-Neves T., García-París M., Sequeira F., Ferrand N. & Martínez-Solano I. 2015. Multilocus phylogeography of the common midwife toad, *Alytes obstetricans* (Anura, Alytidae): Contrasting patterns of lineage diversification and genetic structure in the Iberian refugium. *Mol. Phylogenet. Evol.* 93: 363–379
- ⁵Crespo E.G. 1982. Contribuição para o conhecimento da biologia das espécies ibéricas de *Alytes*, *A. obstetricans boscai*, Lataste 1879 e *A. cisternasii*, Boscá 1879 (Amphibia, Discoglossidae): morfologia dos adultos e dos girinos. *Arq. Mus. Bocage. (Sér. C)* 1: 255–312
- ⁶Marco A., Díaz-Paniagua C. & Hidalgo-Vila J. 2004. Influence of egg aggregation and soil moisture on incubation of flexible-shelled lacertid lizard eggs. *Can. J. Zool.* 82: 60–65
- ⁷Thiesmeier B. & Schuhmacher H. 1990. Causes of larval drift of the fire salamander, *Salamandra salamandra terrestris*, and its effects on population dynamics. *Oecologia* 82: 259–263
- ⁸Blaustein L., Friedman J. & Fahima T. 1996. Larval Salamandra drive temporary pool community dynamics: evidence from an artificial pool experiment. *Oikos* 76: 392–402
- ⁹Rebelo R., & Leclair M. H. 2003. Site tenacity in the terrestrial salamandrid *Salamandra salamandra*. *J. Herpetol.* 37: 440–445
- ¹⁰Nunes A.L., Richter-Boix A., Laurila A. & Rebelo R. 2013. Do anuran larvae respond behaviourally to chemical cues from an invasive crayfish predator? A community-wide study. *Oecologia* 171: 115–127
- ¹¹Recuero E., Canestrelli D., Vörös J., Szabó K., Poyarkov N.A., Arntzen J.W., Crnobrnja-Isailovic J., Kidov A.A., Coglăniceanu D., Caputo F.P., Nascetti G. & Martínez-Solano

- I. 2012. Multilocus species tree analyses resolve the radiation of the widespread *Bufo bufo* species group (Anura, Bufonidae). *Mol. Phylogenet. Evol.* 62: 71–86
- ¹²Cruz M.J., Rebelo R. & Crespo E.G. 2006. Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography* 29: 329–338
- ¹³Nunes A.L., Orizaola G., Laurila A. & Rebelo R. 2014. Rapid evolution of constitutive and inducible defenses against an invasive predator. *Ecology* 95: 1520–1530
- ¹⁴Segurado P. & Araújo A.P.R. 2008. Population structure of *Emys orbicularis* in syntopy and allotopy with *Mauremys leprosa*. *Rev. Esp. Herpetol.* 22: 45–54
- ¹⁵Segurado P., Kunin W.E., Filipe A.F. & Araújo M.B. 2012. Patterns of coexistence of two freshwater turtles are affected by spatial scale. *Basic Appl. Ecol.* 13: 371–379
- ¹⁶Keller C. 1997. *Ecología de poblaciones de Mauremys leprosa e Emys orbicularis en el Parque Nacional de Doñana*. PhD. Thesis. Universidad de Sevilla. Spain, Sevilla
- ¹⁷Pokrant F., Kindler C., Ivanov M., Cheylan M., Geniez, P., Böhme W. & Fritz U. 2016. Integrative taxonomy provides evidence for the species status of the Ibero-Maghrebian grass snake *Natrix astreptophora*. *Biol. J. Linn. Soc.* 118: 873–888
- ¹⁸Arntzen J.W. 2015. Drastic population size change in two populations of the golden-striped salamander over a forty-year period—are eucalypt plantations to blame? *Diversity* 7: 270–294
- ¹⁹Rosa G.M., Anza I., Moreira P.L., Conde J., Martins F., Fisher M.C. & Bosch J. 2013. Evidence of chytrid-mediated population declines in common midwife toad in Serra da Estrela, Portugal. *Anim. Conserv.* 16: 306–315
- ²⁰Rosa G.M., Sabino-Pinto J., Laurentino T.G., Martel A., Pasmans F., Rebelo R., Griffiths R.A., Stöhr A.C., Marschang R.E., Price S.J., Garner T.W.J. & Bosch J. 2017. Impact of asynchronous emergence of two lethal pathogens on amphibian assemblages. *Sci. Rep.* 7: 43260
- ²¹Rebelo R., Amaral P., Bernardes M., Oliveira J., Pinheiro P. & Leitão D. 2010. *Xenopus laevis* (Daudin, 1802), a new exotic amphibian in Portugal. *Biol. Inv.* 12: 3383–3387
- ²²Loureiro A., Ferrand de Almeida N., Carretero M.A. & Paulo O.S. 2008. *Atlas dos anfíbios e répteis de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisboa
- ²³Marques R. 2016. *Impactos tróficos da rã-de-unhas-africana Xenopus laevis na ribeira de Barcarena (Oeiras, Portugal)*. Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ²⁴Rebelo R., Marques R., Moreira F., Maurício A. & Sousa M. 2016. *Plano de erradicação de Xenopus laevis nas ribeiras do concelho de Oeiras. Relatório Ano VII (2016)*. cE3c/CMO/ICNF, Portugal, Lisboa
- ²⁵Pearson S.H., Arvey H.W. & Spotila J.R. 2015. Juvenile invasive red-eared slider turtles negatively impact the growth of native turtles: implications for global freshwater turtle populations. *Biol. Conserv.* 186: 115–121
- ²⁶Meyer L., Du Preez L., Bonneau E., Héritier L., Quintana M.F., Valdeón A., Sadaoui A., Kechemir-Issad N., Palacios C. & Verneau O. 2015. Parasite host-switching

- from the invasive American red-eared slider, *Trachemys scripta elegans*, to the native Mediterranean pond turtle, *Mauremys leprosa*, in natural environments. *Aquat. Inv.* 10: 79–91
- ²⁷LIFE-Trachemys 2012. *Memoria intermedia de actuaciones. Años 2011–2012*. Informes LIFETrachemys nº 14. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. España, Madrid
- ²⁸Palma A. 2012. *Análise da importação de espécies exóticas. Potenciais impactos nas espécies autóctones*. Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ²⁹Cruz A. 2013. *Estudos sobre a capacidade de reprodução de Trachemys scripta e Pseudemys concinna em condições naturais, no Litoral Norte de Portugal*. Tese de Mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Portugal, Vila Real
- ³⁰Masin S., Bonardi A., Padoa-Schioppa E., Bottoni L. & Ficetola G.F. 2014. Risk of invasion by frequently traded freshwater turtles. *Biol. Inv.* 16: 217–231
- ³¹Cadi A., Nemoz M., Thienpont S. & Joly P. 2008. Annual home range and movement in freshwater turtles: management of the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Rev. Esp. Herpetol.* 22: 71–86
- ³²Mieza-Paez E., Martínez-Martínez D., Tarragó A., Such Sanz A. & Nogués Vera J. 2016. Current situation and environmental factors affecting the distribution of *Emys orbicularis* in Sèquia Major (NE Iberian Peninsula) in syntopy with *Mauremys leprosa*. *Bas. Appl. Herpetol.* 30: 47–59
- ³³Ortiz-Santaliestra M.E., Marco A., Fernández-Benéitez M.J. & Lizana, M. 2009. Alteration of courtship behavior because of water acidification and minor effect of ammonium nitrate in the Iberian newt (*Lissotriton boscai*). *Environ. Toxicol. Chem.* 28: 1500–1505
- ³⁴Ortiz-Santaliestra M.E., Marco A., Fernández-Benéitez M.J. & Lizana M. 2007. Effects of ammonium nitrate exposure and water acidification on the dwarf newt: the protective effect of oviposition behaviour on embryonic survival. *Aquat. Toxicol.* 85: 251–257
- ³⁵Ortiz-Santaliestra M.E., Marco A. & Lizana, M. 2011. Realistic levels of a fertilizer impair Iberian newt embryonic development. *Herpetologica* 67: 1–9
- ³⁶Ortiz-Santaliestra M.E., Marco A. & Lizana M. 2005. Sensitivity and behavior of the Iberian newt, *Triturus boscai*, under terrestrial exposure to ammonium nitrate. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 75: 662–669
- ³⁷Spitzen-van der Sluijs A., Spikmans F., Bosman W., de Zeeuw M., van der Meij T., Goverse E., Kik M., Pasmans F. & Martel A. 2013. Rapid enigmatic decline drives the fire salamander (*Salamandra salamandra*) to the edge of extinction in the Netherlands. *Amphibia-Reptilia* 34: 233–239
- ³⁸Ficetola G.F., Marziali L., Rossaro B., De Bernardi F. & Padoa-Schioppa E. 2011. Landscape–stream interactions and habitat conservation for amphibians. *Ecol. Appl.* 21: 1272–1282
- ³⁹Montori A., Franch M., Llorente G.A., Richter A., Sansebastian O., Garriga N. & Pascual G. 2009. Declivi de les poblacions d'amfibis al Delta del Llobregat. *Materials del Baix Llobregat* 15: 65–70
- ⁴⁰Ortiz-Santaliestra M.E. 2008. *Efectos de la contaminación por nitrógeno sobre la reproducción y el desarrollo de anfibios*. PhD Thesis, Universidad de Salamanca, España, Salamanca

- ⁴¹García-Muñoz E., Guerrero F., Bicho R.C. & Parra G. 2011. Effects of ammonium nitrate on larval survival and growth of four Iberian amphibians. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 87: 16–20
- ⁴²Marques S.M., Gonçalves F. & Pereira R. 2008. Effects of a uranium mine effluent in the early-life stages of *Rana perezi* Seoane. *Sci. Tot. Environ.* 402: 29–35
- ⁴³Costa S., Lopes I., Proença D.N. & Morais P.V. 2016. Diversity of cutaneous microbiome of *Pelophylax perezi* populations inhabiting different environments. *Sci. Tot. Environ.* 572: 995–1004
- ⁴⁴Burghelca C.I., Zaharescu D.G. & Palanca-Soler A. 2013. Phenotypic indicators of developmental instability in an endemic amphibian from an altered landscape (Monegros, NE Spain). *Amphibia-Reptilia* 34: 505–516
- ⁴⁵Pastor D., Sanpera C., González-Solís J., Ruiz X. & Albaigés J. 2004. Factors affecting the organochlorine pollutant load in biota of a rice field ecosystem (Ebro Delta, NE Spain). *Chemosphere* 55: 567–576
- ⁴⁶Tejedo M. & Reques R. 2003. *Evaluación de los efectos del vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar sobre la comunidad de anfibios del río Guadamar.* Consejería del medio ambiente de la junta de Andalucía. España, Madrid
- ⁴⁷Marques S.M., Antunes S.C., Nunes B., Gonçalves F. & Pereira R. 2011. Antioxidant response and metal accumulation in tissues of Iberian green frogs (*Pelophylax perezi*) inhabiting a deactivated uranium mine. *Ecotoxicol.* 20: 1315–1327
- ⁴⁸Marques S.M., Antunes S.C., Pissara H., Pereira M.L., Gonçalves F. & Pereira R. 2009. Histopathological changes and erythrocytic nuclear abnormalities in Iberian green frogs (*Rana perezi* Seoane) from a uranium pond. *Aquat. Toxicol.* 91: 187–195
- ⁴⁹Salvaterra T., Alves M.G., Pereira R., Rasteiro M.G., Carvalho R.A., Soares A.M.V.M. & Lopes I. 2013. Biochemical and metabolic effects of a short-term exposure to nanoparticles of titanium silicate in tadpoles of *Pelophylax perezi*. *Aquat. Toxicol.* 128/129: 190–192
- ⁵⁰Martins D., Monteiro M.S., Soares A.M.V.M. & Quintaneiro C. 2017. Effects of 4-MBC and triclosan in embryos of the frog *Pelophylax perezi*. *Chemosphere* 178: 325–332
- ⁵¹Santos B., Ribeiro R., Domingues I., Pereira R., Soares A.M.V.M. & Lopes I. 2013. Salinity and copper interactive effects on Pere'z frog *Pelophylax perezi*. *Environ. Toxicol. Chem.* 32: 1864–1872
- ⁵²Mingo V., Lötters S. & Wagner N. 2016. Risk of pesticide exposure for reptile species in the European Union. *Environ. Pollut.* 215: 164–169
- ⁵³Wagner N., Mingo V., Schulte U. & Lötters, S. 2015. Risk evaluation of pesticide use to protected European reptile species. *Biol. Conserv.* 191: 667–673
- ⁵⁴Santos X. & Llorente G.A. 2009. Decline of a common reptile: case study of the viperine snake *Natrix maura* in a Mediterranean wetland. *Acta Herpetologica* 4: 161–169
- ⁵⁵Santos X., Pastor D., Llorente G.A. & Albaigés J. 1999. Organochlorine levels in viperine snake *Natrix maura* carcasses from the Ebro Delta (NE Spain): sexual and size-related differences. *Chemosphere* 39: 2641–2650

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 10

AVES

Jaime A. Ramos¹, Carlos Godinho² & Vítor Encarnação³

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra, Portugal, jramos@uc.pt

²Labor – Laboratório de Ornitologia, ICAAM – Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, Portugal, capg@uevora.pt

³CEMPA – Centro de Estudos de Migrações e Proteção de Aves, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, IP, Portugal, Vitor.Encarnacao@icnf.pt

Resumo: Para as aves, um curso de água apresenta três zonas principais: o curso de água, a vegetação ripária em redor, e as escarpas nas margens. A comunidade de aves existentes ao longo de um curso de água depende da qualidade do habitat existente nestas três zonas. Em Portugal, tal como no resto da Europa, com exceção do melro-d'água (*Cinclus cinclus*), não existem outras espécies de aves estritamente especializadas dos cursos de água. Esta espécie prefere cursos de águas com rápidos e de leito pedregoso, sendo mais abundante em cursos de água de montanha a norte do rio Tejo. Os grandes rios portugueses como o Minho, Lima, Douro, Tejo, Guadiana, Mondego e Sado são utilizados pelas aves nos seus movimentos migratórios. Estes grandes rios são também importantes para a reprodução de muitas espécies de aves aquáticas, quer aves coloniais de maior porte como as garças e os colhereiros, quer aves de médio porte como o pato-real (*Anas platyrhynchos*), e

a galinha-de-água (*Gallinula chloropus*). As escarpas que bordejam alguns destes rios são importantes para aves rupícolas como os abutres, águias e cegonha-preta (*Ciconia nigra*), que nidificam geralmente em áreas de difícil acesso, e com reduzida perturbação humana. Os cursos de água de pequena dimensão e com vegetação natural associada, a galeria ripária, constituem condições distintas da área envolvente, o que explica o facto da maioria das espécies insetívoras florestais ser mais abundante nesta galeria ripária do que na área agro-florestal adjacente. A largura, composição florística e estrutura da vegetação da galeria ripária determinam a comunidade de aves desta zona. A vegetação mais densa da galeria ripária proporciona mais locais de nidificação e as condições climáticas mais adequadas proporcionam abrigo durante os dias quentes de Verão. Fora do período de reprodução, a galeria ripária proporciona abrigo e disponibilidade de alimento, quer para espécies em dispersão pós-nupcial, quer para espécies migradoras na sua rota para África. A conservação das aves dos cursos de água depende da gestão integrada dos rios e dos habitats envolventes. O melro d'água está fortemente associado com cursos de água pouco impactados das regiões montanhosas do norte e centro do país, e a alteração do regime de caudais dos cursos de água é importante para explicar a redução desta espécie em alguns locais da Beira Interior e do Parque Natural da Serra da Estrela. Um maior número de espécies e uma maior densidade de aves florestais refletem rios pouco impactados e com floresta ripária autóctone. Estas espécies são fáceis de monitorizar e poderão ser utilizadas como uma sentinela da integridade ecológica da comunidade do ecossistema dulciaquícola.

Palavras chave: aves ripárias, aves aquáticas, aves rupícolas, galeria ripária

1. Um rio do ponto de vista das aves

Relativamente às aves um rio, um lago, ou outro corpo de água apresenta três zonas principais: (i) o corpo de água; (ii) a vegetação ribeirinha existente nas margens; e (iii) as escarpas nas margens do corpo de água. A avifauna de determinado rio ou ribeiro resulta da dimensão e da qualidade do habitat de cada uma destas zonas. Em relação ao corpo de água propriamente dito, as características que mais determinam a comunidade avifaunística são a qualidade e profundidade da água, a existência de água corrente e de zonas de água parada. A floresta ribeirinha geralmente desenvolve-se de forma linear e denomina-se de galeria ripárias. A sua largura, composição florística e estrutura da vegetação exercem uma grande influência na comunidade de aves. Galerias ripária mais largas e com maior diversidade e complexidade de vegetação, isto é, com maior número e diversidade de tamanhos e espécies de árvores e arbustos geralmente apresentam maior diversidade e densidade de aves do que galerias estreitas e homogêneas. Relativamente às escarpas, as variáveis mais importantes são a sua altura, a existência de saliências e plataformas propícias à instalação de ninhos por aves de grande porte, e o seu isolamento de fontes de perturbação humana.

A maioria das espécies associadas aos rios e ribeiros necessitam, em maior ou menor grau, do corpo de água e da vegetação envolvente. As aves que utilizam a zona de água livre de grandes rios ou barragens, tais como os patos, mergulhões e corvos-marinhos, precisam da vegetação das margens como abrigo e/ou local de nidificação. Estas espécies ocupam igualmente outras áreas associadas a rios, quer sejam naturais como os pauis (zonas húmidas geralmente nas imediações de cursos de água e com vegetação abundante), quer sejam barreiras artificiais para retenção de água (barragens, açudes ou represas). As espécies

que utilizam maioritariamente a floresta ribeirinha, como os rouxinóis, fazem um menor uso direto da zona livre de água, mas também se alimentam entre a vegetação e as rochas que existem no leito do rio. As galinhas-de-água (*Gallinula chloropus*) podem alimentar-se de vegetação no meio do rio, mas reproduzem-se na vegetação das margens. As aves que utilizam as escarpas existentes ao longo das linhas de água, denominadas de aves rupícolas, efetuam um uso mais reduzido ou nulo do corpo de água e da vegetação ribeirinha. As águias e os abutres apenas utilizam as escarpas para se reproduzirem ou descansarem, não se alimentando diretamente na linha de água. No entanto, algumas espécies como a cegonha-preta (*Ciconia nigra*) poderão alimentar-se no rio.

Portugal apresenta uma grande diversidade de habitats para as aves que utilizam as linhas de água e a área envolvente: (i) grandes rios que atravessam o país, com maior ou menor vegetação ripária; (ii) pequenos cursos de água com ampla vegetação ripária no norte do país, e pequenos rios e ribeiros de regime semi-torrencial e relativamente áridos no sul; e (iii) escarpas presentes sobretudo ao longo de grandes rios e seus tributários nas zonas mais montanhosas do interior. A Tabela 10.1 apresenta as principais espécies associadas a rios e ribeiros em Portugal, o habitat dulciaquícola principal e a sua ocorrência em Portugal. As próximas secções mostram a importância de todos estes aspetos para compreender a comunidade avifaunística de rios e ribeiros em Portugal. Nas áreas a jusante, sobretudo nos estuários, encontra-se o território de nidificação, invernada e migração de passagem de muitas espécies de aves limícolas que apresentam muitas características particulares e pouco associadas ao habitat dulciaquícola fluvial propriamente dito (e portanto não serão focadas diretamente neste trabalho).

Tabela 1. Lista das principais espécies associadas a rios e ribeiros em Portugal, e respetivo habitat principal (galeria ripária, curso de água, falésias, açudes e barragens). São excluídas desta lista as seguintes espécies: (i) raras e de ocorrência acidental; (ii) aves aquáticas que, embora ocorram em outras zonas húmidas como pauis, lagoas costeiras e estuários, raramente ocorrem em rios e ribeiros; e (iii) passeriformes generalistas que ocorrem na galeria ripária dos cursos de água e nos habitats agro-florestais adjacentes (G. Rip.).

Nome comum	Nome científico	Fenologia	Habitat	Ocorrência
Mergulhões				
Mergulhão-pequeno	<i>Tachybaptus ruficolis</i>	Res.	Cursos de água, açudes e barragens	Todo o país
Mergulhão-de-crista	<i>Podiceps cristatus</i>	Res.	Açudes e barragens	Interior do país
Corvos-marinhos				
Corvo-marinho-de-faces-brancas	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Inv., MP, Res.	Cursos de água, açudes e barragens	Todo o país
Garças				
Garça-pequena	<i>Ixobrychus minutus</i>	Est.	Cursos de água, açudes e barragens	Litoral e Sul
Goraz	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Est.	Cursos de água, açudes e barragens	Litoral e Sul
Garça-boeira	<i>Bubulcus ibis</i>	Res.	Cursos de água, açudes e barragens	Centro e Sul
Garça-branca-pequena	<i>Egretta garzetta</i>	Res.	Cursos de água, açudes e barragens	Litoral, Centro e Sul
Garça-real	<i>Ardea cinerea</i>	Res. e Inv.	Cursos de água, açudes e barragens	Todo o país
Garça-vermelha	<i>Ardea purpurea</i>	Est.	Cursos de água, açudes e barragens	Litoral e Sul
Cegonhas				
Cegonha-preta	<i>Ciconia nigra</i>	Est. e Inv.	Vales alcantilados	Bacias do Douro, Tejo e Guadiana
Cegonha-branca	<i>Ciconia ciconia</i>	Res. e Est.	Cursos de água, açudes e barragens	Todo o país
Patos				
Pato-real	<i>Anas platyrhynchos</i>	Res.	Cursos de água, açudes e barragens	Todo o país
Frisada	<i>Anas strepera</i>	Res. e Inv.	Açudes e barragens	Centro e Sul
Pato-de-bico-vermelho	<i>Netta rufina</i>	Res. e Inv.	Açudes e barragens	Sul

Nome comum	Nome científico	Fenologia	Habitat	Ocorrência
Ralídeos				
Frango-d'água	<i>Rallus aquaticus</i>	Res.	Cursos de água e açudes	Litoral e Sul
Galinha-d'água	<i>Gallinula chloropus</i>	Res. e Inv.	Cursos de água e açudes	Todo o país
Galeirão-comum	<i>Fulica atra</i>	Res.	Açudes e barragens	Litoral, Centro e Sul
Limícolas				
Borrelho-pequeno-de-coleira	<i>Charadrius dubius</i>	Est. e MP	Cursos de água, açudes e barragens	Interior Norte, Centro e Sul
Maçarico-das-rochas	<i>Actitis hypoleucos</i>	Res., MP e Inv.	Cursos de água e açudes	Todo o país
Gaivotas				
Guincho-comum	<i>Larus ridibundus</i>	Inv.	Cursos de água e barragens	Todo o país
Guarda-rios				
Guarda-rios-comum	<i>Alcedo atthis</i>	Res., MP e Inv.	Cursos de água, açudes e barragens	Todo o país
Passeriformes				
Alvéola-cinzenta	<i>Motacilla cinerea</i>	Res. e Inv.	Cursos de água, açudes e barragens	Todo o país
Melro-d'água	<i>Cinclus cinclus</i>	Res.	Cursos de água	Norte e Centro
Rouxinol-bravo	<i>Cettia cetti</i>	Res.	Cursos de água e açudes (G. Rip.)	Todo o país
Felosa-malhada	<i>Locustella naevia</i>	MP	Cursos de água e açudes (G. Rip.)	Todo o país
Rouxinol-do-mato	<i>Cercotrichas galactotes</i>	Est.	Cursos de água (G. Rip.)	Sul
Felosa-dos-juncos	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	MP	Cursos de água e açudes (G. Rip.)	Litoral
Rouxinol-pequeno-dos-caniços	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Est. e MP	Cursos de água e açudes (G. Rip.)	Todo o país
Rouxinol-grande-dos-caniços	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Est.	Cursos de água e açudes (G. Rip.)	Centro e Sul
Rouxinol-comum	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Est.	Cursos de água (G. Rip.)	Todo o país

Fenologia: Res. = Residente, Est. = Estival (ocorre durante a época de reprodução, Primavera – Verão), Inv. = Invernante (ocorre no período não reprodutor, Outono – Inverno), MP = Migrador de passagem (ocorre sazonalmente, quando se desloca de ou para África). Habitat e Fenologia adaptado de Farinha e Costa¹ e complementado com observações dos autores.

2. Rios portugueses e as aves

2.1. Grandes rios e aves aquáticas

Os grandes rios portugueses, quer os internacionais como o Minho, o Lima, o Douro, o Tejo e o Guadiana, quer os grandes rios que nascem em Portugal como o Côa, o Vouga, o Mondego, o Zêzere e o Sado, desempenham um papel importante nos movimentos e na reprodução das diferentes comunidades de aves. Para as populações migradoras, o território nacional continental, tal como toda a Península Ibérica, encontra-se geograficamente localizado na designada “rota migratória do Atlântico Leste” que une a Europa e a África, pelo que a importância dos rios para as aves aquáticas deve ser vista de diferentes ângulos.

Por um lado, os rios constituem-se como acidentes de terreno que servem como “corredores” para as aves nos diferentes tipos de movimentos, sejam migratórios ou de dispersão. Nesses movimentos, as aves podem utilizá-los como áreas de alimentação ou repouso, bem como linhas de orientação, conduzindo-as à costa por onde continuam o seu movimento, no caso dos grandes migradores. Por outro lado, estes rios, pela extensão de território que percorrem, são utilizados por algumas espécies como “vias” de dispersão para as suas populações. Um exemplo recente, bastante demonstrativo desta função, é o caimão (*Porphyrio porphyrio*), ao dispersar do Parque Nacional de Doñana em Espanha, onde a população conheceu nas últimas décadas um grande incremento, através da bacia do rio Guadalquivir para a do Tejo, descendo depois este e levando à recolonização da costa sul portuguesa, nomeadamente o estuário do Tejo, do Sado e a Lagoa de Santo André^{2,3}. No inverno podem observar-se bandos desta espécie nos arrozais do Tejo ou concentrações de mais de 100 indivíduos na Lagoa de Santo André.

Existem ainda espécies residentes que fazem dos rios a sua “casa”, estabelecendo territórios ao longo destes, onde encontram facilmente suporte físico para instalar os seus ninhos e alimento disponível, seja no próprio leito ou nas suas margens. Por exemplo, as aves de grande porte como as garças (Figura 10.1a) e os colhereiros podem instalar as suas colónias ao longo do curso dos rios, nas margens do leito, em açudes ou barragens, ou em áreas de paul associadas. Mais recentemente, o íbis-preto (*Plagadis falcinellus*) iniciou a colonização no território português, em diversas áreas, sobretudo ao longo do curso do Mondego, do Tejo, do Sado e do Guadiana, acontecendo o mesmo, no caso do corvo-marinho-de-faces-brancas (*Phalacrocorax carbo*). Do mesmo modo, durante a época de reprodução, os patos, principalmente o pato-real (*Anas platyrhynchos*), utilizam as margens dos rios, onde a vegetação ribeirinha fornece refúgio para proteção de predadores, para ali nidificar e criar as proles, que conduzem para as águas após o nascimento.



Figura 10.1. Aves associadas a ambientes aquáticos: a) garça-branca pequena *Egretta garzetta*, espécie comum que frequenta as zonas pouco profundas de rios no litoral, centro e sul do país; b) rouxinol-bravo (*Cettia cetti*) espécie característica da vegetação ripária em Portugal; c) guarda-rios-comum (*Alcedo atthis*), espécie carismática fluvial que ocorre em todo o país. Fotografias: a, Hugo de Sousa; b, Pedro Miguel Araújo; c, Ricardo Lourenço.

Durante o inverno, a generalidade das espécies de maior porte escolhe para refúgio sobretudo as barragens e açudes, as áreas de paul associadas e principalmente os estuários. No entanto, os estuários

têm vindo a concentrar cada vez mais as populações invernantes da maioria das espécies de patos, garças e colhereiros desde o final do século passado. Algumas albufeiras que tradicionalmente concentravam centenas ou milhares de aves têm vindo a perder importância no que respeita à concentração de efetivos destas espécies. Este facto poderá estar, em grande medida, associado ao fim da caça nos estuários, que teve lugar a partir do fim dos anos 1990. Ainda no que respeita a esta tendência de concentração de espécies nos estuários, tem-se verificado nestes, nos últimos anos, a instalação cada vez mais significativa de colónias reprodutoras da generalidade de espécies de garças e colhereiros, nos mouchões do estuário do Tejo, nas ilhas de sapal do estuário do Sado ou em açudes e pauis associados aos estuários (dados inéditos dos autores).

2.2. Grandes rios e aves rupícolas

Na generalidade dos grandes rios, principalmente os internacionais como o Douro, o Tejo e o Guadiana, nas áreas a montante podemos observar a nidificação de aves rupícolas, nomeadamente a cegonha-preta (*Ciconia nigra*), o grifo (*Gyps fulvus*), o britango (*Neophron percnopterus*) e várias espécies de aves de rapina como por exemplo a águia-de-Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*). As aves rupícolas não estão propriamente associadas ao curso de água, mas nidificam nas escarpas ao longo dos grandes rios. A maioria das espécies alimenta-se na zona envolvente ao rio, mas a cegonha-negra alimenta-se de anfíbios e peixes em linhas de água, charcas e albufeiras de pouca profundidade, nomeadamente ao longo das margens. Seleciona zonas de substrato mais arenoso, águas límpidas e com pouca corrente. Trata-se de uma espécie “Vulnerável”, segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, com uma população de cerca de 100 casais².

As aves rupícolas nidificam geralmente em áreas de difícil acesso, associadas às escarpas dos grandes rios e seus tributários. Estas espécies são muito sensíveis à perturbação humana e a sua conservação está associada à gestão integrada do rio e dos habitats envolventes. Por exemplo, a cegonha-negra nidifica em escarpas ou grandes árvores, sobretudo ao longo das bacias dos rios Tejo, Douro e Guadiana, e as atividades de veraneio, como a pesca e os desportos motorizados, fazem com que interrompa as suas atividades de alimentação.

2.3. Pequenos rios e ribeiros e aves ripárias

As linhas de água de pequena dimensão, muitas vezes cursos de água de primeira e segunda ordem (como os ribeiros de cabeceira), são elementos lineares na paisagem que cruzam diversos habitats. Quando têm vegetação natural associada (galeria ripária) criam, muitas vezes, condições distintas da área envolvente, o que leva à presença de espécies de aves que de outra forma não ocorreriam nessas áreas, ou ocorreriam em abundâncias mais reduzidas. É o caso de algumas espécies florestais como a trepadeira-comum (*Certhia brachydactyla*) ou o chapim-azul (*Cyanistes caeruleus*) que usam a galeria ripária em áreas onde a cobertura arbórea da área envolvente é reduzida ou inexistente. As galerias ripárias contribuem para o aumento da diversidade de espécies, sendo por exemplo consideradas um elemento singular dentro de áreas agro-florestais, como o montado no sul do país⁴. Permitem assim a ocorrência, em áreas de montado, de espécies que necessitam de condições micro-climáticas distintas como o rouxinol-comum (*Luscinia megarhynchos*), o rouxinol-bravo (*Cettia cetti*, Figura 10.1b), a felosa-ibérica (*Phylloscopus ibericus*) ou a toutinegra-de-barrete (*Sylvia atricapilla*).

Em relação às espécies mais associadas ao curso de água em si, existem duas espécies: o melro-d'água (*Cinclus cinclus*) e o guarda-

-rios-comum (*Alcedo atthis*) (Figura 10.1c). A primeira trata-se de uma espécie característica de cursos de águas rápidos, geralmente com rápidos e de leito pedregoso, onde se alimenta de macroinvertebrados e de pequenos peixes, tanto nas margens como debaixo de água. Ocorre sobretudo em cursos de água de montanha a norte do rio Tejo (por exemplo, no rio Paiva, e nos rios e ribeiros da Serra do Gerês e da Serra da Estrela), onde as condições do habitat são mais favoráveis^{5,6}. É uma espécie em aparente regressão no nosso país, e que está classificada como “Vulnerável” no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. O guarda-rios é uma espécie piscívora que se encontra distribuída por todo o país, sendo uma das espécies fluviais mais carismáticas⁷. Uma outra espécie bastante associada a pequenos cursos de água, a alvéola-cinzenta (*Motacilla cinerea*), apresenta uma distribuição bastante mais ampla, podendo ocorrer em diversas tipologias de zonas húmidas, desde cursos de água rápida até açudes. No sul de Portugal é mais escassa no período de reprodução, ocorrendo sobretudo em rios e ribeiros com uma boa complexidade de vegetação. O rouxinol-do-mato (*Cercotrichas galactotes*), uma espécie migradora nidificante, ocorre no sul do país, em ribeiros com vegetação ripária alternados com áreas de leito rochoso e vegetação arbustiva³.

Fora do período de reprodução, estas áreas são importantes pelo abrigo que proporcionam a muitas espécies durante a dispersão pós-nupcial, bem como pelo abrigo e disponibilidade de alimento que disponibilizam para as espécies migradoras na sua rota para África. São assim um importante corredor ecológico, função que não se restringe às aves.

3. Importância da galeria ripária para as aves nidificantes e invernantes

Vários trabalhos recentes demonstraram que a comunidade de aves da galeria ripária é diferente da comunidade de aves da área florestal

adjacente. No entanto, muitas espécies que ocorrem na galeria ripária são espécies oportunistas que, por razões de alimentação ou abrigo utilizam a galeria ripária regularmente^{4,8}. Nas regiões mais áridas do sul do país, a galeria ripária é especialmente importante por ser o único habitat que fornece alimento e/ou abrigo às aves, sobretudo nos dias quentes de Verão. Mesmo assim, a maioria das espécies que ocorrem nesta zona são espécies relativamente generalistas, com exceção de uma espécie especialista da galeria ripária, o rouxinol-bravo (Figura 10.2). Estudos^{4,8,9} efetuados no Alentejo compararam o número de espécies e a sua abundância entre a galeria ripária e a área florestal adjacente, e concluíram que ambos são mais elevados na galeria ripária (Figura 10.2). De facto, mesmo espécies generalistas como o melro (*Turdus merula*) e a toutinegra-de-barrete (*Sylvia atricapilla*) apresentam maior abundância na galeria ripária do que na área agro-florestal envolvente.

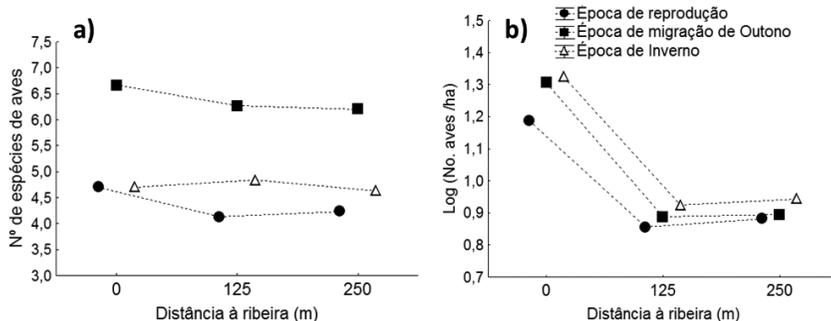


Figura 10.2. Variação sazonal média a) do nº de espécies de aves e b) da abundância de indivíduos (em escala logarítmica) em relação à distância ao ribeiro. As aves foram contadas em 30 unidades de amostragem de rios e ribeiros dos concelhos de Évora, Montemor-o-Novo, Redondo e Arraiolos, a 0, 125 e 250 m dos cursos de água, numa faixa de 100 m x 25 m no ponto 0 m e num círculo com raio de 50 m nos pontos 125 e 250 m. Figura adaptada e reproduzida com autorização da *Acta Ornithologica*⁸.

A diversidade avifaunística da galeria ripária varia em função das quatro estações do ano, sendo as migrações a principal causa para as variações no número e densidade de aves ao longo do ano. Assim,

na Primavera, chegam espécies estivais como o rouxinol e o papa-figos (*Oriolus oriolus*) que, tal como muitas espécies residentes, se reproduzem na galeria ripária e nos habitats agro-florestais adjacentes. Em meados do Verão, estas espécies partem para África e no início do Outono chegam muitas aves do norte da Europa, que utilizam as galerias ripárias como ponto de paragem para se alimentarem, como é o caso da felosa-malhada (*Locustella naevia*) e da felosa-dos-juncos (*Acrocephalus schoenobaenus*) ou para passarem o inverno. Na bacia hidrográfica do rio Guadiana, no Sul de Portugal, os vales encaixados de rios e ribeiros são utilizados pelas aves no seu percurso de migração¹⁰. Espécies frugívoras como a felosa-das-figueiras (*Sylvia borin*) e o papa-amoras-comum (*S. communis*) poderão permanecer vários dias para descansar e acumular gordura para o resto da viagem. As populações de espécies comuns como o pisco (*Erithacus rubecula*) e a toutinegra-de-barrete aumentam bastante durante o Outono com a chegada de indivíduos para invernaem em Portugal.

As condições microclimáticas da galeria ripária permitem aumentar a humidade relativa deste habitat e reduzir a temperatura devido à evapotranspiração¹¹, o que é importante para proporcionar abrigo e condições climáticas adequadas para as espécies durante os dias quentes de Verão. Gomes e co-autores⁸ mostraram que as aves no Alentejo se deslocam ativamente para a galeria ripária durante os meses quentes de Verão. De igual forma, a vegetação mais densa da galeria ripária proporciona mais locais de nidificação por unidade de área para muitas espécies de aves comuns, do que a área florestal adjacente, geralmente com vegetação menos densa. A importância da galeria ripária para as aves resulta igualmente da maior abundância de recursos alimentares nesta área do que na zona envolvente. Nos ribeiros do Alentejo, a abundância de bagas e de insetos é significativamente superior na galeria ripária do que na área envolvente⁸. Tal facto deverá ser muito importante para explicar a elevada densidade e diversidade de aves da galeria

ripária, particularmente no Outono e no Inverno devido às aves migradoras e invernantes, respetivamente.

4. Aves como indicadores da qualidade do rio e da galeria ripária

As aves constituem predadores de topo nas cadeias alimentares fluviais e refletem a qualidade do curso de água e do habitat envolvente. Em Portugal, tal como no resto da Europa, com exceção do melro-d'água, não existem outras espécies de aves estritamente especialistas dos cursos de água. Em vários países europeus foi demonstrado que o melro-d'água ocorre apenas em trechos de cursos de água não poluídos, sendo um bom bio-indicador da qualidade da água¹², em particular da acidificação dos cursos de água¹³. A distribuição e habitat desta espécie em Portugal revelam igualmente a sua forte associação com cursos de água menos impactados das regiões montanhosas do norte e centro do país. A alteração do regime de caudais dos cursos de água deverá explicar a redução desta espécie em alguns locais da Beira Interior e do Parque Natural da Serra da Estrela^{2,14}. O guarda-rios-comum apresenta um carácter mais generalista, embora prefira cursos de água com maior concentração de oxigénio dissolvido e profundidade reduzida, possivelmente porque tais características estão associadas a uma maior abundância de pequenos peixes de que se alimenta¹⁵. A alvéola-cinzenta ocorre igualmente em cursos de água com elevada qualidade de água¹².

Em relação às espécies de aves associadas à galeria ripária, a maioria das espécies insetívoras florestais são mais abundantes na vegetação ripária do que na área agro-florestal adjacente. Hughes e co-autores¹⁶ avaliaram as comunidades de aves nos ribeiros da bacia hidrográfica de Odelouca e concluíram que um maior número de espécies e uma maior densidade de aves florestais estão associados a trechos menos impactados que se situam na parte norte

desta bacia hidrográfica. Durante o Verão, a presença de espécies nidificantes como o rouxinol, o papa-figos, o rouxinol-do-mato, e até outras espécies caracteristicamente florestais, como a felosa-ibérica, são indicadoras de rios pouco impactados e com floresta ripária autóctone. A comunidade de aves insetívoras de pequeno porte, quer arbóreas quer de matagais, deverá constituir o melhor grupo de espécies para avaliar a qualidade da vegetação ripária e, dada a facilidade com que pode ser monitorizada, pode ser utilizada como uma sentinela da comunidade de macroinvertebrados e, por conseguinte, da integridade ecológica da comunidade do ecossistema dulciaquícola.

5. Alteração dos rios e da galeria ripária: impacto sobre as comunidades de aves

Os rios em Portugal e nos restantes países do Mediterrâneo têm sido intervencionados pelo homem ao longo de séculos, por práticas agrícolas e florestais, construção de açudes e barragens, urbanização, e alteração e simplificação dos cursos de água e floresta ribeirinha adjacente. A alteração dos caudais dos rios de montanha, sobretudo por construção de barragens, implica o desaparecimento do melro-d'água e do guarda-rios-comum. Esta última espécie é igualmente afetada pela destruição e alteração das margens dos rios, dado que necessita de taludes areno-argilosos para construir os seus ninhos.

A construção de grandes barragens ao levar à submersão de escarpas, e alteração do habitat envolvente por abertura e melhoramento de caminhos, pode afetar as populações de aves rupícolas, e, neste caso, pode ser difícil encontrar habitats alternativos para compensar tal perda de habitat. De igual forma é necessário regularizar as atividades recreativas que recorrem a embarcações, dado que estas espécies necessitam de áreas tranquilas para nidificarem.

A remoção e alteração da vegetação ripária provocam alterações profundas na comunidade de aves. Espécies de grande porte especializadas em nidificar em caniçais que existem nas margens dos cursos de água de baixa altitude, tais como a garça-pequena, desaparecem, quando estes habitats são destruídos. Tal deverá explicar a diminuição desta espécie em áreas agrícolas do Ribatejo². A comunidade de aves insectívoras florestais de pequeno porte torna-se bastante reduzida, quando a floresta ripária autóctone é removida e/ou substituída por espécies exóticas como os eucaliptos¹⁷. No entanto, algumas espécies de grande porte como a garça-cinzenta e a garça-branca-pequena são relativamente tolerantes à destruição da vegetação ribeirinha¹⁶, uma vez que se alimentam no curso de água. Espécies granívoras comuns também aumentam de densidade quando a vegetação ripária é removida, e estão associadas a margens de cursos de água mais perturbados e com atividade agro-florestal.

6. Outras leituras

Aves de Portugal: <http://www.avesdeportugal.info>

Catry P., Costa H. Elias G. & Matias R. 2010. *Aves de Portugal. Ornitologia do território continental*. Assírio & Alvim. Portugal, Lisboa

Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ICNF): <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/patrinatur/lvv/lista-aves>

Rio C. 2015. Guarda-rios ... o raio azul. Quercus – Associação Nacional de conservação da Natureza. Portugal, Lisboa

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves: <http://www.spea.pt/pt>

Svensson L. 2017. Guia de Aves. Assírio & Alvim. Portugal, Lisboa

7. Referências bibliográficas

¹Farinha J.C. & Costa H. 1999. *Aves aquáticas de Portugal – guia de campo*. Instituto de Conservação da Natureza I.P. Portugal, Lisboa

- ²Equipa Atlas. 2008. *Atlas das aves nidificantes em Portugal (1999–2005)*. Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade I.P., Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim. Portugal, Lisboa
- ³Catry P., Campos A., Miravent V. & Rabaça J.E. 2009. Do diurnal migrants follow the Guadiana river when crossing dry sectors of the SW Iberia. *Airo* 19: 27–34
- ⁴Pereira P., Godinho C., Gomes M. & Rabaça J.E. 2014. The importance of the surroundings: are bird communities of riparian galleries influenced by agroforestry matrices in SW Iberian Peninsula. *Ann. For. Sci.* 71: 1–9
- ⁵Dias S. & Borralho R. 1999. Factores ambientais que afetam a distribuição do melro-d'água *Cinclus cinclus* no Parque Natural da Serra da Estrela. In: Beja P., Catry P. & Moreira F. (eds.) *Actas do II congresso de Ornitologia*, 30 outubro a 1 de Novembro de 1999. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Portugal, Lisboa, pp. 128–129
- ⁶Mota P., Leite C., Mesquita S. & Pimenta M. 2002. Distribuição de Melro-d'água *Cinclus cinclus* no período reprodutor em Castro Laboreiro. *Airo* 12: 129–131
- ⁷Rio C. 2015. Guarda-rios ... o raio azul. Quercus – Associação Nacional de Conservação da Natureza. Portugal, Lisboa
- ⁸Gomes, M., Godinho C., Rabaça J.E. & Ramos J.A. 2017. Seasonal variation in the importance of riparian galleries for songbirds in Southern Portugal. *Acta Ornithologica* 52: 69–79
- ⁹Godinho C., Rabaça J.E. & Segurado P.E. 2010. Breeding bird assemblages in riparian galleries of the Guadiana river basin (Portugal): the effect of spatial structure and habitat variables. *Ecol. Res.* 25: 283–294
- ¹⁰Catry P., Costa H., Elias G. & Matias R. 2010. *Aves de Portugal. Ornitologia do território continental*. Assírio & Alvim. Portugal, Lisboa
- ¹¹Sabo J.L., McCluney K.E., Marusenk Y., Keller A. & Soykan U. 2008. Greenfall links groundwater to aboveground food webs in desert river floodplains. *Ecol. Monog.* 78: 615–631
- ¹²Sorace A., Formichetti P., Boanao A., Andreani P., Gramegna C. & Mancini L. 2002. A river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. *Environ. Poll.* 118: 89–96
- ¹³Logie J.W., Bryant D.M., Howell D.L. & Vickery J.A. 1996. Biological significance of UK critical load exceedance estimates for flowing waters: assessments of dipper *Cinclus cinclus* in Scotland. *J. App. Ecol.* 33: 1065–1076
- ¹⁴Pimenta M. & Santarem M.L. 1996. *Atlas das aves do Parque Nacional da Peneda Gerês*. Instituto de Conservação da Natureza I.P., Parque Nacional da Peneda Gerês. Portugal, Braga
- ¹⁵Vilches A., Miranda R., Arizaga J. & Galicia D. 2012. Habitat selection by breeding common kingfishers (*Alcedo atthis* L.) in rivers from Northern Iberia. *Ann. Limnol. – Int. J. Lim.* 48: 289–294
- ¹⁶Hughes S.J., Santos J.M., Ferreira M.T., Caraça R. & Mendes. A. 2010. Ecological assessment of an intermittent Mediterranean river using community structure and function: evaluating the role of different organism groups. *Freshwat. Biol.* 54: 2383–2400
- ¹⁷Mendes A. 2016. *The use of riparian forests as ecological corridors*. Tese de doutoramento. Universidade de Évora. Portugal, Évora

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 11

MAMÍFEROS

Margarida Santos-Reis¹, Francisco Petrucci-Fonseca² & Nuno M. Pedroso³

¹cE3c – Centre for Ecology, Evolution and Environmental Change, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal, mmreis@fc.ul.pt

²cE3c – Centre for Ecology, Evolution and Environmental Change, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal, fpfonseca@fc.ul.pt

³cE3c – Centre for Ecology, Evolution and Environmental Change, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal e CENA, Universidade de São Paulo, Brasil, nmpedroso@fc.ul.pt

Resumo: Embora em Portugal o número de espécies de mamíferos que demonstram algum grau de associação com o meio dulciaquícola não seja elevado (8 espécies num total de 71, excluindo as espécies marinhas), a sua diversidade taxonómica é significativa pois inclui representantes de 4 das 8 ordens que atualmente integram a classe de mamíferos em território nacional. Nenhuma das espécies é estritamente aquática mas cinco (o musaranho-de-água *Neomys anomalus*, a toupeira-de-água *Galemys pyrenaicus*, a rata-de-água *Arvicola sapidus*, a lontra Euroasiática *Lutra lutra* e o visão-americano *Neovison vison*) desenvolveram adaptações específicas à vida na água que lhes permitem assegurar um conjunto de atividades necessárias à sua sobrevivência, sendo consideradas semiaquáticas; outra (o morcego-de-água *Myotis daubentonii*), habita a interface terra-água usando recursos disponíveis nos

dois ambientes mas com clara preferência pelos associados à água, e outras duas (o rato-dos-lameiros *Arvicola terrestris* e o toirão *Mustela putorius*) utilizam o recurso água mas apenas em contextos específicos. Destas, a única espécie não nativa é o visão-americano. Os mamíferos semiaquáticos são por vezes associados à boa qualidade ambiental dos rios. No caso dos rios Portugueses, a toupeira-de-água é considerada claramente um indicador da qualidade da água ao tratar-se de uma espécie que ocorre apenas em linhas de água límpidas e que se alimenta de macroinvertebrados aquáticos com reduzida tolerância à poluição.

Palavras-chave: adaptações específicas, bioindicadores, mamíferos semiaquáticos

1. História e adaptações dos mamíferos ao meio aquático

Os primeiros mamíferos surgiram há cerca de 200 milhões de anos, ainda durante o período Triássico. Nessa época, os grandes répteis eram o grupo mais diversificado e com maior sucesso adaptativo, pelo que os primeiros mamíferos eram de pequenas dimensões, tinham hábitos noturnos e alimentavam-se de insetos.

Há 65 milhões de anos, no final do período Cretácico, ocorreu um evento de extinção em massa que levou ao desaparecimento dos dinossauros deixando vagos diversos nichos ecológicos. Os grupos de mamíferos sobreviventes puderam assim tirar partido desta oportunidade sucedendo-se uma radiação adaptativa que conduziu a uma elevada diversificação, sendo que, apenas nos 3 milhões de anos seguintes à extinção dos dinossauros, o número de espécies de mamíferos aumentou de 20 para 70. Durante a Era Mesozóica, os mamíferos tornaram-se o grupo animal dominante,

sendo conhecidas atualmente mais de 5400 espécies, num total de 1229 géneros diferentes^{1,2}.

Este rápido aumento de espécies de mamíferos levou alguns grupos a adaptarem-se ao meio aquático devido a competição alimentar com outras espécies. Assim, o meio aquático foi ocupado pelos mamíferos há cerca de 40 milhões de anos, a fim de explorarem um novo recurso alimentar: os peixes.

Atualmente existem grupos de mamíferos exclusivamente aquáticos, tanto em meio marinho (p.ex., a lontra marinha *Enhydra lutris*, a baleia azul *Balaenoptera musculus* e o dugongo *Dugong dugon*), como em meio dulciaquícola (p.ex., o manatim-da-Amazónia *Trichechus inunguis* e o boto-cor-de-rosa *Inia geoffrensis*), que realizam todas as suas atividades em meio aquático, incluindo a reprodução. Por outro lado, existem mamíferos semiaquáticos, como alguns carnívoros (p.ex., a lontra Euroasiática *Lutra lutra* em meio dulciaquícola e a foca comum *Phoca vitulina* em meio marinho), adaptados ao meio aquático principalmente devido aos seus hábitos alimentares, estando a grande maioria dependente do meio terrestre para refúgio e reprodução.

Esta ocupação do meio aquático colocou diversos desafios aos mamíferos, inicialmente adaptados à vida em ambiente terrestre. Assim, várias alterações anatómicas tiveram de ocorrer para que a vida em meio aquático fosse possível³ (Tabela 11.1). Existem diversos padrões adaptativos recorrentes entre os vários grupos de mamíferos aquáticos e semiaquáticos, mas muitos deles com origens diferentes entre os grupos taxonómicos existentes.

2. Diversidade de mamíferos de água doce em Portugal

Embora o número de espécies de mamíferos, que demonstram algum grau de associação com o meio dulciaquícola e que, na maioria dos casos, apresentam características morfológicas distintas que

Tabela 11.1.
Principais adaptações dos mamíferos ao meio aquático
e a sua respetiva função^{3,4}.

Característica	Função
Maior capacidade de sustentar a respiração	Maior tempo de submersão, variável entre grupos de mamíferos aquáticos
Adaptações do sistema respiratório (p.ex., espiráculos ou laringes intranasais)	Impedimento da entrada de água para os pulmões
Pulmões e caixa torácica colapsável	Adaptação à diminuição do tamanho dos pulmões com o aumento da profundidade
Respiração muscular anaeróbia	Manutenção das trocas gasosas em situações de reduzido nível de oxigénio a grandes profundidades
Alteração da forma e tamanho da córnea, retina e pupila	Visão subaquática, sob condições de reduzida luminosidade e de diferente refração da luz
Ouvidos resistentes à pressão	Proteção do aparelho auditivo a elevadas profundidades
Membranas auriculares	Proteção do sistema auditivo em meio aquático (mamíferos semiaquáticos)
Vibrissas ('bigodes') desenvolvidas / ecolocalização	Deteção de movimentos e auxílio na captura de presas
Diminuição da razão superfície/volume corporal	Geração de formas mais hidrodinâmicas e redução da perda de calor
Adaptações dos membros (p.ex., membranas interdigitais, barbatanas)	Auxílio da deslocação em meio aquático
Encurtamento e/ou deleção de estruturas (p.ex., membros, pavilhões auriculares)	Diminuição do atrito para maior facilidade de deslocação na água
Internalização de estruturas reprodutoras (p.ex., pénis ou testículos)	Aumento do hidrodinamismo para maior facilidade de deslocação na água
Camada de pêlo denso impermeável e/ou de gordura subcutânea	Isolamento térmico
Metabolismo elevado	Geração de energia para manutenção da temperatura corporal
Rins de maiores dimensões	Excreção de sais mais eficiente e maior absorção de água

traduzem adaptações à vida na água, não seja elevado (8 espécies num total de 71, excluindo as espécies marinhas⁵), a sua diversidade taxonómica é significativa pois inclui representantes de 4 das 8 ordens que atualmente integram a classe dos mamíferos em território nacional.

Nenhuma das espécies é no entanto estritamente aquática. Das 8 referidas, a maioria são nativas (apenas uma é exótica) e estão muito dependentes do meio aquático para desenvolverem o conjunto de atividades necessárias à sua sobrevivência sendo consideradas semiaquáticas (musaranho-de-água *Neomys anomalus*, toupeira-de-água *Galemys pyrenaicus*, rata-de-água *Arvicola sapidus*, lontra Euroasiática *Lutra lutra*, visão-americano *Neovison vison*). Outra (o morcego-de-água *Myotis daubentonii*) habita a interface terra-água usando recursos disponíveis nos dois ambientes mas com clara preferência pelos associados à água e as outras duas (o rato-dos-lameiros *Arvicola terrestris* e o toirão *Mustela putorius*) utilizam o recurso água apenas em contextos específicos.

2.1. Espécies nativas

2.1.1. Musaranho-de-água (*Neomys anomalus*)

O musaranho-de-água é o menor mamífero semiaquático que ocorre em Portugal. Tem um peso médio de 10 g e um comprimento total que pode atingir os 13 cm, em que cerca de 2/3 são da cauda longa que termina num pincel^{6,7}. À semelhança de outros pequenos mamíferos insetívoros, vulgarmente conhecidos por musaranhos, caracteriza-se pela posse de um focinho muito alongado e orelhas rudimentares escondidas na pelagem. Distingue-se dos demais musaranhos pelo maior tamanho e pelagem negra no dorso e face superior da cauda, que contrasta com o branco do ventre e da zona inferior da cauda, ainda que sejam comuns casos de melanismo em que os indivíduos são integralmente negros (Figura 11.1a). As alterações morfológicas que denotam a sua adaptação à vida na água são a

maior densidade de pêlos (função termoreguladora e de flutuabilidade), a maior dimensão das patas posteriores que por sua vez possuem ainda franjas de pêlos longos (maior capacidade natatória), e a presença de uma quilha de pêlos duros dispostos ventralmente no último terço da cauda (estabilidade durante a natação).

Tal como o nome sugere, e em Portugal onde o seu principal competidor está ausente (*Neomys fodiens*), o musaranho-de-água vive associado à água e a sua abundância e movimentos estão condicionados pelas condições abióticas relacionadas com a morfologia do corpo de água⁸. A espécie ocorre preferencialmente nas margens de pequenos rios e ribeiros, onde encontra o seu alimento preferencial – invertebrados aquáticos (p.ex., larvas de tricópteros) que deteta através do tato com auxílio do longo focinho munido de longas vibrissas. Prefere como tal águas pouco profundas e de reduzida corrente.

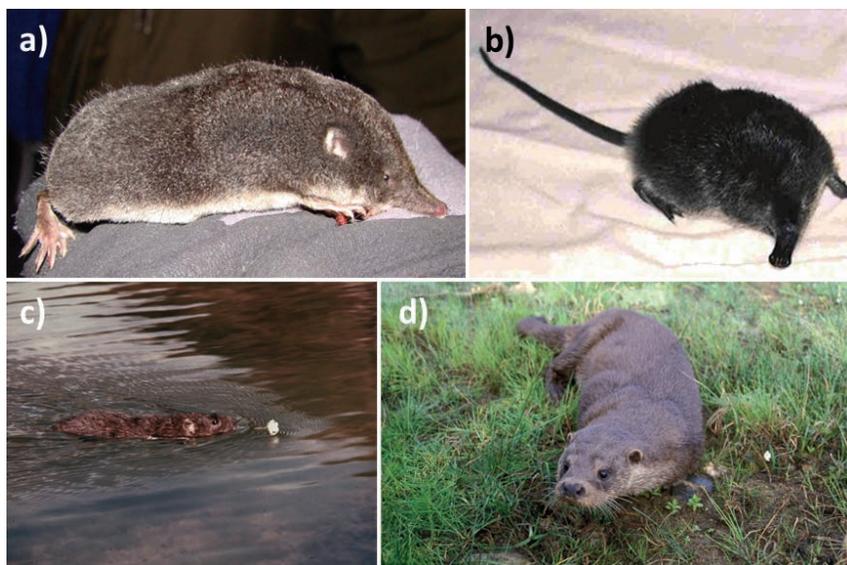


Figura 11.1. Alguns mamíferos associados ao meio dulciaquícola: a) musaranho-de-água *Neomys anomalus*; b) toupeira-de-água *Galemys pyrenaicus*; c) rata-de-água *Arvicola sapidus*; d) lontra *Lutra lutra*. Fotografias: a, Joaquim Tapisso; b, Filipa Loureiro; c, Francisco Petricci-Fonseca; d, Nuno Pedroso.

Também conhecido como o musaranho-de-água do Mediterrâneo, este insetívoro apresenta uma distribuição não contínua na Europa Central e Meridional e na Ásia Menor, sendo encontrado desde a Península Ibérica a oeste até ao Irão a este⁹. Embora recentes evidências demonstrem que a espécie está a expandir-se para norte¹⁰, suspeita-se que a tendência da espécie na Europa seja de declínio¹¹ em linha com a perda e degradação do habitat e com a desvantagem competitiva com *Neomys fodiens* nas áreas de simpatria (ou seja, onde ocorrem na mesma área geográfica). Em Portugal, a espécie ocorre no norte e centro, essencialmente nas regiões montanhosas^{6,12}, mas a sua distribuição nunca foi investigada seguindo uma abordagem sistemática e padronizada à escala nacional. O elevado desconhecimento acerca da extensão de ocorrência e do padrão de ocupação da espécie traduziu-se na atribuição do estatuto de espécie com “ Informação Insuficiente” no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal⁵.

Relativamente à biologia e ecologia da espécie, há pouco conhecimento, sendo a literatura muito escassa, com informações contraditórias como no que se refere às preferências de habitat^{13,14}. Um estudo mais compreensivo foi realizado por Tapisso⁸ com o objetivo de avaliar a influência de diferentes fatores (evolutivos e ecológicos) na determinação da distribuição do musaranho-de-água. O autor investigou a estrutura filogeográfica da espécie no contexto Europeu, tendo demonstrado a existência de uma linhagem exclusivamente Ibérica, antecipando um potencial novo endemismo Ibérico, confirmado a dependência da espécie pelo habitat aquático e constatado que as condições abióticas do curso de água (largura, profundidade e corrente do rio) são as que mais influenciam a ocupação da espécie. Um estudo comportamental em ambiente experimental, com recurso a alguns indivíduos capturados, demonstrou ainda uma elevada eficiência de natação e mergulho, bem como na estratégia de procura de alimento na água¹⁵. Esta informação foi utilizada na construção de modelos de distribuição potencial e na

análise da influência dos cenários de alterações climáticas a curto e médio prazo. Os resultados sugerem um padrão de distribuição fragmentado e correlacionado com os sistemas montanhosos, bem como uma previsível contração da área de ocupação da espécie em 10% a 30%. Tal constatação sugere a necessidade de um maior conhecimento acerca da espécie e a revisão do respetivo estatuto de conservação.

2.1.2. Toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*)

A toupeira-de-água é um mamífero insetívoro estritamente associado e dependente dos cursos de água corrente, vivendo em rios e ribeiros de montanha e alimentando-se de macroinvertebrados, nomeadamente larvas e adultos de insetos aquáticos que possuem reduzida tolerância à poluição (p.ex., tricópteros, efemerópteros, plecópteros; Capítulo 7). A maior parte da sua vida é passada na água, onde se desloca e se alimenta, e nas margens, onde utiliza abrigos naturais para repouso e reprodução. Prefere águas límpidas, de corrente forte e reduzida temperatura, e com fluxo regular durante todo o ano. Apresenta diversas adaptações ao meio aquático, como a cauda longa e achatada na porção distal, a capacidade de encerrar os ouvidos e as narinas quando submerge e as membranas interdigitais nas patas traseiras. A pelagem é espessa, castanha-escura com reflexos metálicos no dorso e esbranquiçada no ventre (Figura 11.1b). Tal como noutros mamíferos aquáticos, a sua densa camada de pêlos permite manter constante a temperatura corporal e aumentar a flutuabilidade¹⁶. Pesa 50 a 70 g e mede entre 23 e 30 cm (comprimento da cabeça à cauda)^{17,18}.

A distribuição original da toupeira-de-água é bastante restrita, estando limitada ao norte da Península Ibérica e à região Pirenaica¹⁹. Estudos sistematizados acerca da distribuição e ecologia da espécie em Portugal apenas tiveram início no final da década de 1980, sugerindo uma distribuição limitada ao norte (Figura 11.2). A presença de

toupeira-de-água foi confirmada nas bacias hidrográficas a norte do rio Douro (bacias dos rios Minho, Ancora, Lima, Neiva, Cavado, Ave e Leca), nos troços médios e superiores das bacias dos rios Vouga e Mondego e nas cabeceiras do rio Zêzere (bacia do rio Tejo)¹⁶. Estudos realizados posteriormente sugerem uma tendência semelhante à de Espanha e França, com uma progressiva regressão da área de distribuição da espécie ao longo dos seus limites este (interior), sul e oeste (litoral)²⁰. Esta regressão parece evidenciar-se principalmente nas bacias hidrográficas dos rios Tejo (rio Zêzere) e Mondego (rio Alva), mas também nas bacias dos rios Âncora, Cavado, Ave, Douro e Vouga²⁰.

Dada a sua distribuição restrita, a toupeira-de-água é uma espécie ameaçada a nível nacional e internacional. Está incluída no Anexo II da Convenção de Berna e nos anexos II e IV da Diretiva Habitats. É classificada de “Vulnerável” pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN)¹⁹ e pelo Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal⁵.

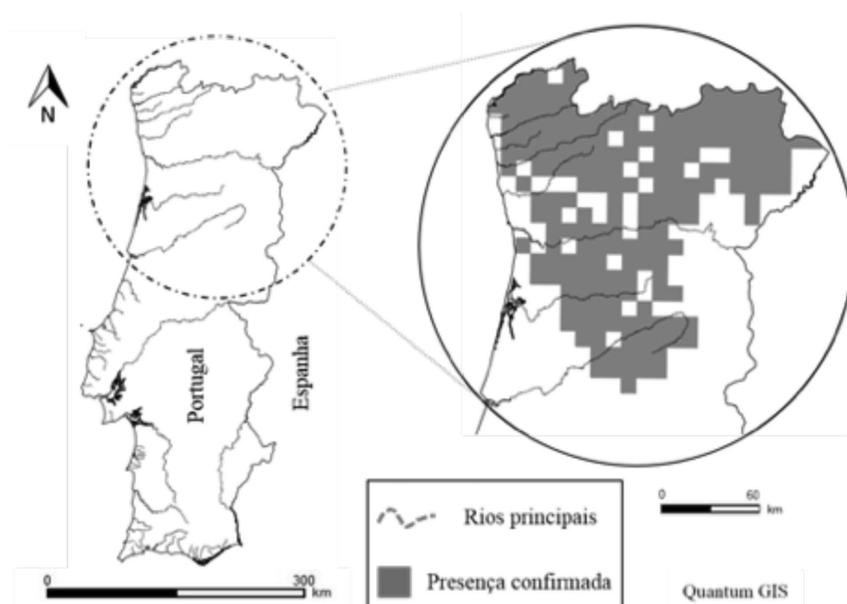


Figura 11.2. Distribuição da toupeira-de-água em Portugal continental, à escala 10 x 10 km do sistema de coordenadas Universal Transverse Mercator (adaptado de Queiroz et al.¹⁶).

A distribuição da toupeira-de-água está muito associada a rios e/ou ribeiros com elevado grau de naturalização. Assim, todas as atividades passíveis de provocar alterações significativas nos sistemas aquáticos e ribeirinhos, ou que conduzam à fragmentação dos habitats e populações desta espécie, constituem ameaças à sua conservação. Entre os principais fatores temos a construção de barragens, que provocam um efeito de barreira e alterações no regime hídrico, nas margens e no leito. As barragens de média e grande dimensão (p.ex., altura de paredão superior a 10 m e/ou extensão de albufeira superior a 1000 m) têm impactos negativos muito significativos sobre as populações e habitats da espécie mas a implantação de empreendimentos de pequena dimensão poderá, nalguns casos, ser compatível com a conservação da espécie desde que sejam otimizadas e implementadas as medidas de minimização de impactos adequadas (p.ex., escadas de peixe adaptadas ao comportamento e às capacidades motoras da espécie).

Outras ameaças igualmente importantes são: (i) a poluição da água, resultante quer diretamente por descargas de efluentes não tratados a nível industrial e/ou urbano, quer indiretamente devido à intensificação do uso de pesticidas e fertilizantes nas práticas agrícolas; (ii) a sobre-exploração dos recursos hídricos, através da captação ou desvio de água para rega ou da implementação de transvazes; e (iii) a destruição das margens e da vegetação ripária natural. Embora com menor relevância, é também de referir a pesca com redes, venenos e explosivos. A introdução e expansão de espécies não nativas, potenciais predadores da toupeira-de-água, como o visão-americano, é uma ameaça recente mas relevante.

A distribuição da espécie é influenciada por variáveis relacionadas com a geografia local (p.ex., latitude e inclinação), humidade, precipitação e perturbação²¹ sendo importante a disponibilidade de água que causa deslocamentos sazonais, principalmente no verão, das populações em direcção a linhas de água na bacia do rio Tâmega²².

Prevê-se que as alterações climáticas serão uma séria ameaça num futuro próximo. Dados os cenários de mudança climática é possível que a espécie, que tende a ocorrer somente em áreas com precipitação anual superior a 1000 mm, reduza drasticamente a sua distribuição na maioria das áreas importantes do norte da Península Ibérica (P. García comunicação pessoal em Fernandes et al.¹⁹).

2.1.3. Rata-de-água (*Arvicola sapidus*)

A rata-de-água é um roedor de tamanho médio, com um corpo curto de aspeto arredondado e um peso que varia entre 140 e 250 g, embora se possam encontrar indivíduos mais pesados^{23,24}. O comprimento do corpo situa-se entre os 16 e os 23 cm, e a cauda, coberta de pêlos e de secção redonda, pode ultrapassar dois terços do comprimento do corpo atingindo os 15 cm^{23,24}. Apresenta uma cabeça grande e plana, com o focinho arredondado e pouco proeminente, olhos pequenos e orelhas que sobressaem pouco da pelagem^{23,24} (Figura 11.1c).

Bons nadadores e mergulhadores, estes roedores não apresentam contudo adaptações específicas à vida na água, utilizando os quatro curtos membros para propulsão. A pelagem espessa ajuda a manter o isolamento térmico quando se encontram na água²³ e apresenta-se castanha escura com tonalidades arruivadas no dorso e cinzenta escura no ventre^{23,25}. Ventura²⁴ refere a coloração como a principal característica que distingue duas subespécies, *Arvicola sapidus sapidus* e *Arvicola sapidus tenebricus*, sendo a primeira mais clara que a segunda. A primeira sub-espécie estaria presente em Portugal e no sul de Espanha, enquanto a segunda ocorreria em França e no norte atlântico de Espanha e de Portugal^{24,25}. Contudo, as referidas diferenças podem refletir apenas variações individuais^{26,27}, pelo que a validade destas subespécies é questionável.

A rata-de-água tem uma distribuição que abrange a Península Ibérica e França²⁸, incluindo algumas ilhas francesas do Atlântico²⁴. Em Portugal está presente de norte a sul do território continental⁷ e poderá ocorrer desde o nível do mar³¹ até às zonas mais altas das nossas serras^{29,30}. Vive nas margens, ligeiramente inclinadas, de linhas de água e canais de irrigação com caudal lento e nível constante, ou de massas de água, incluindo sapais, onde a vegetação proporcione uma boa cobertura e o solo permita escavar túneis simples³²⁻³⁵. As entradas dos túneis podem situar-se acima do nível da água ou submersas²³. Estes roedores, que podem armazenar alimentos³⁶, consomem essencialmente plantas aquáticas e vegetação ripária, embora possam predar larvas e insetos aquáticos, e ovos de peixes e anfíbios bem como pequenos exemplares destes organismos^{7,23,24}.

A dinâmica da *A. sapidus* é tipicamente metapopulacional, sendo dominada por eventos frequentes de extinção-recolonização de manchas de habitat preferencial. No entanto, as elevadas taxas de dispersão a grandes distâncias são semelhantes às encontradas em populações contínuas, comportando-se como espécie generalista em termos de escolha de habitat para dispersão e/ou apresentando estratégias específicas de dispersão de longa distância como resposta a um habitat heterogéneo, instável e naturalmente fragmentado³⁷. A distribuição geográfica limitada, a reduzida densidade populacional e as evidências de declínio populacional levaram a que a espécie esteja considerada como “Vulnerável” pela IUCN^{30,38}. Em Portugal, contudo, o estatuto de conservação da rata-de-água é de “Pouco Preocupante”⁵. Todavia, são escassos os estudos dedicados a esta espécie^{34,39-41}, ou mencionando a mesma³¹⁻³³, sugerindo-se a necessidade de monitorizar a tendência populacional da espécie e os habitats aquáticos de que a mesma depende, de forma a dar suporte a uma reavaliação do respetivo estatuto.

Segundo Rigaux et al.³⁰, verificou-se uma acentuada redução no número de indivíduos e de subpopulações da rata-de-água em França, Espanha e Portugal. Esta situação deve-se à perturbação do habitat,

à predação (p.ex., por espécies exóticas como o visão-americano), à competição com outras espécies que partilham o mesmo habitat, e ao isolamento das subpopulações, consequência da natureza dispersa do habitat da espécie^{24,30,33,42}. Uma vez que a rata-de-água está restrita a zonas húmidas, a espécie enfrenta todas as ameaças associadas a este tipo de habitat, que provocam alterações na morfologia das margens e variações drásticas do nível de água: drenagem, dragagem, construção de canais, desenvolvimento de infraestruturas. Também a agricultura intensiva e a poluição daí decorrente, o pastoreio excessivo e o envenenamento com rodenticidas anticoagulantes destinados a outras espécies de roedores são fatores de ameaça³⁰. São diversos os predadores da rata-de-água, desde répteis a mamíferos³⁵. Todavia, são os mamíferos carnívoros com hábitos semiaquáticos, nomeadamente a lontra, o visão-americano e o toirão, que mais predam este micromamífero^{24,35}. Por outro lado, a ratazana (*Rattus norvegicus*) é um forte competidor da espécie, chegando por vezes a expulsá-la das margens dos lençóis de água^{23,24}. A existência de áreas com um estatuto de proteção especial não tem beneficiado a conservação da rata-de-água e esta espécie não é objeto de proteção legal nos termos da legislação da União Europeia⁵.

2.1.4. Lontra euroasiática (*Lutra lutra*)

A lontra eurasiática é o carnívoro melhor adaptado à vida aquática, possuindo patas com membranas interdigitais, uma espessa camada de gordura e um pêlo muito denso. O seu corpo é fusiforme, os membros curtos, a cauda longa e as orelhas pequenas. A sua pelagem é castanha com o ventre mais pálido. Possui por vezes uma mancha clara no ventre, a qual se pode estender à garganta (Figura 11.1d). É um animal de porte considerável, sendo os machos (100–120 cm e 5,5–9,5 kg) maiores que as fêmeas (90–100 cm e 3,5–6,5 kg).

cm e 4,4–6,5 kg)⁴³. Associada às zonas húmidas, esta espécie ocorre em águas continentais (p.ex., rios, ribeiros, albufeiras, lagoas), em águas salobras (estuários), e ainda no litoral marinho onde está, contudo, dependente da presença de água doce para lavar o seu pêlo depois de se alimentar no mar^{44,45}.

A lontra distribui-se praticamente em toda a região Paleártica, desde Portugal até ao Japão, e das zonas árticas da Finlândia até às zonas sub-saharianas do Norte de África⁴⁶. Portugal aparenta suportar uma das mais abundantes populações Europeias de lontra. Este facto pode estar relacionado com a sua localização geográfica e com o fraco desenvolvimento industrial no passado comparativamente com outros países Europeus, onde a espécie chegou a extinguir-se ou estar ameaçada.

Em Portugal, é comprovada a ocorrência regular da lontra em diversos ambientes aquícolas⁴⁷. No entanto, trabalhos sistematizados de distribuição num contexto nacional são raros^{47,48} (Figura 11.3). Mais recentemente foi efetuado um censo de lontra na região centro-sul de Portugal⁴⁹, que revelou uma expansão da área de ocupação pela lontra com colonização de novas áreas, aparentemente relacionada com uma melhoria generalizada das condições de habitat e uma maior disponibilidade de presas. As tentativas feitas para quantificar a densidade populacional são escassas e limitadas. Os dados existentes referem-se apenas a algumas campanhas de captura: ou para translocar indivíduos da região da barragem do Alqueva, Alentejo, para a região da Catalunha, Espanha*; ou para obter dados de telemetria no sudoeste Alentejano⁵⁰ e no interior do Alentejo^{51,52}; ou para a recolha de dados moleculares em pisciculturas no estuário do Sado⁵³. O resultado geral desses estudos indica a existência de uma população abundante de lontras em Portugal.

* Protocolo de cooperação estabelecido entre o Instituto de Conservação da Natureza e a Fundación Territori i Paisatge e que contou com o apoio do Centro de Biologia Ambiental da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 2000.



Figura 11.3. Distribuição da lontra em Portugal continental, à escala 10 x 10 km do sistema de coordenadas Universal Transversal Mercator (adaptado de Trindade et al.⁴⁷).

O avanço do conhecimento científico sobre a espécie e o cenário de distribuição generalizada e abundância em Portugal, fez com que o seu estatuto fosse atualizado de “Insuficientemente Conhecido”⁵⁴ para “Pouco Preocupante”⁵. A lontra continua a ser referida em várias convenções internacionais sendo, por isso, uma espécie protegida: Anexo II da Convenção de Berna, Anexos B-II e B-IV da Diretiva Habitats e Anexo I-A da CITES, e “Quase Ameaçada” pela IUCN⁴⁶.

As principais ameaças para a lontra em Portugal são a alteração, poluição e destruição dos habitats aquáticos, em particular a vegetação das margens e da sua área circundante. A destruição da vegetação ripária, resultado de ações de limpeza, extração de inertes e aumento da área agrícola, afeta o abrigo nas margens e a disponibilidade alimentar para a lontra. A poluição da água, através da contaminação

por compostos tóxicos e metais pesados, responsável pelo declínio das populações de lontra em vários países europeus no passado, não é um fator significativo no nosso país. Por outro lado, a mortalidade por atropelamento parece afetar significativamente as populações desta espécie, especialmente em rodovias que atravessem linhas de água. O afogamento em artes de pesca e a perseguição direta, por ser considerada uma ameaça às populações de peixe, são fatores que ainda pesam sobre a espécie. Um fator de ameaça que se prevê que seja determinante no futuro são os efeitos das alterações climáticas. Vários trabalhos já demonstraram que, em Portugal, a disponibilidade de água é fundamental para a conservação da lontra em regiões de regime hídrico intermitente, pois condiciona a disponibilidade das principais comunidades de presas desta espécie como os peixes e o lagostim-vermelho da Luisiana (*Procambarus clarkii*)^{55,56}. Um estudo, sobre a distribuição da lontra na bacia do rio Sado, verificou que durante a época seca, existe uma retração da área de ocupação da espécie, revelando a dependência das linhas de água com maior resistência à seca⁵⁷. Igualmente, um trabalho com cenários de alterações climáticas demonstrou que haverá uma diminuição da adequação de habitat para a lontra na Península Ibérica⁵⁸.

Uma compilação de 111 trabalhos de dieta da lontra, efetuados em 52 locais diferentes⁵⁹, mostra que peixes e o lagostim-vermelho da Luisiana dominam a dieta. Para além dos habituais trabalhos em dieta, nos últimos anos, as linhas de investigação em lontra têm-se concentrado (embora não só) em algumas temáticas que coincidem com atividades humanas que trazem alterações na ecologia e comportamento da espécie. São exemplos os estudos sobre a predação por parte da lontra nas pisciculturas do estuário do Sado⁵³. Esses estudos determinaram que o impacto da predação por lontra não é importante a nível da área de estudo, mas varia entre pisciculturas. Sabe-se que as barragens, dado serem corpos de água profundos e com pouca vegetação ribeirinha nas suas margens, não oferecem

condições ótimas para a lontra. No entanto, em zonas mediterrânicas, estudos efetuados nas bacias dos rios Sado e Guadiana demonstraram que, quando em condições populacionais favoráveis, a lontra ocupa estes habitats considerados subótimos, porque são fonte de presas durante o estio⁶⁰. No entanto, a maioria dos requisitos ecológicos da lontra, como as condições para reprodução, decrescem quando uma barragem é construída⁶¹.

Novos desafios têm surgido nos anos mais recentes. Como a interação com espécies invasoras como o visão-americano, que está em expansão desde o norte do país e é um competidor da lontra por recursos, e o lagostim-vermelho da Luisiana. Esta última espécie parece ter tido um papel importante na recuperação da lontra em Espanha⁵⁹ e é hoje em dia uma presa chave para a lontra em Portugal. Outro desafio é a avaliação da ocorrência de bactérias antibioresistentes na flora intestinal da lontra em alguns rios e barragens da bacia dos rios Sado e Guadiana, abrindo um novo leque de preocupações sobre a contaminação ambiental por antibióticos, onde a lontra pode ser um bioindicador para essa contaminação^{62,63}.

2.2. Visão-americano (*Neovison vison*), espécie invasora

Originário do continente americano¹¹, o visão-americano é presentemente a única espécie exótica de mamíferos em Portugal associada ao meio aquático⁵. Habita a interface água-terra, deslocando-se frequentemente nadando e consumindo maioritariamente presas aquáticas. Trata-se de um pequeno carnívoro mustelídeo que, à semelhança dos outros membros desta família, se caracteriza por apresentar um corpo muito alongado e membros curtos. As populações apresentam variações significativas de tamanho ao longo da área invadida mas demonstram um padrão consistente de dimorfismo sexual muito acentuado em que os machos podem

atingir quase 2 kg de peso e as fêmeas pouco mais de metade⁶⁴. A cauda, espessa, representa cerca de 1/3 do comprimento do corpo que em média tem 40 cm de comprimento nos machos. À semelhança dos outros mamíferos semiaquáticos apresenta uma pelagem densa e impermeável mas a sua característica mais distintiva é a coloração homogênea castanho-escuro, frequentemente negra, com exceção de uma mancha branca que se estende do lábio inferior à garganta. Para além de uma forma do corpo hidrodinâmica, o visão-americano ainda apresenta orelhas curtas que mal se destacam da pelagem e patas munidas de membranas interdigitais parcialmente desenvolvidas, o que demonstra uma clara adaptação ao meio aquático⁶⁵ (Figura 11.4).



Figura 11.4. Visão-americano *Neovison vison*. Fotografia: Francisco Moreira.

Com uma vasta extensão de ocorrência nas regiões onde é nativo (América do Norte e Canadá), na década de 1920 o visão-americano foi transportado para a Europa⁶⁶ e, posteriormente para a América do Sul⁶⁷ e Ásia⁶⁸, para comércio de peles. Diversos

eventos de libertação pelos próprios criadores, ou fugas acidentais a partir das quintas de produção em várias regiões do globo, levaram ao estabelecimento de populações naturalizadas sendo a espécie hoje considerada uma invasora de sucesso com implicações reconhecidas na fauna nativa através de processos de predação e competição amplamente documentados⁶⁹. Na área de distribuição original já foi demonstrado o potencial de hibridação entre a forma domesticada e a forma selvagem o que se traduz numa preocupação adicional em matéria de conservação pois pode alterar a integridade evolutiva das populações afetadas⁷⁰. Pelas razões apontadas, a espécie tem sido alvo de campanhas de irradiação um pouco por todo o mundo, com uma eficácia variável sendo o sucesso maior quando os programas são de longo-termo e focados em populações pequenas e isoladas⁷¹.

Em Portugal, o primeiro registo confirmado da presença da espécie ocorreu em 1985, na margem do rio Minho que estabelece a fronteira entre o território nacional e Espanha⁷², não estando ainda totalmente esclarecida a sua origem, embora se suspeite de fuga a partir de quintas de criação em território vizinho. Cerca de uma década depois foram referidos registos ocasionais da espécie nos rios Coura e Lima⁶⁵, mas apenas 30 anos depois, foi realizado um estudo que, adoptando uma abordagem sistematizada com recurso a métodos de campo direccionados para a espécie e métodos moleculares (Figura 11.5), permitiu confirmar uma clara expansão da espécie para sul. A espécie, ainda que maioritariamente concentrada na região noroeste do país, ocupa uma área muito mais alargada, com maior abundância nos rios mais a norte, e o limite sul no rio Sousa, afluente do rio Douro (Figura 11.5.)⁷². Registos ocasionais da espécie no nordeste confirmam uma tendência continuada de expansão e o potencial para estabelecimento de outros núcleos populacionais com claras implicações na conservação dos habitats aquáticos. Até ao momento, são poucos os estudos sobre a espécie em Portugal^{72,73}.



Figura 11.5. a) Jangada flutuante para registo de pegadas de visão-americano; b) mapa de distribuição da espécie em 2011 (adaptado de Rodrigues et al.⁷²; estrelas representam avistamentos mais recentes).

Fotografia: Diana Rodrigues.

O sucesso invasor do visão-americano prende-se com as suas características de predador generalista e oportunista, tanto em termos de habitat, desde que na proximidade de corpos de água, quer de recursos tróficos⁶⁹. Assim, ocorre nas margens de diferentes tipos de sistemas aquáticos (quer dos ambientes lóticos de rios e ribeiros, chegando a atingir a linha de costa, como das águas lênticas de lagos, lagoas e zonas húmidas), desde que as margens estejam cobertas por vegetação densa e/ou pedras, debaixo das quais se refugia quando em inatividade. Com uma dieta estritamente carnívora consome crustáceos e todos os grupos de vertebrados (desde peixes a pequenos mamíferos), com preferência por espécies associadas ao meio aquático, desde que tenham a dimensão e comportamento adequado às suas características anatómicas. Em situações de simpatria com a lontra, e onde esta é abundante, o seu nicho alimentar pode desviar-se para presas terrestres, tal como observado no noroeste de Portugal, apesar das limitações amostrais⁷⁴.

Ao contrário de vários países europeus, onde o visão-americano ocupou de forma generalizada os territórios em apenas 30–40 anos⁶⁹, em Portugal o processo de expansão contrasta pela sua morosidade. Inicialmente, a expansão foi lenta (55 km em 20 anos),

mas em apenas dois anos (2009 a 2011) parece ter-se expandido rapidamente (45 km)⁷². Numa primeira fase, a presença de uma população saudável de lontras^{45,47}, com vantagem competitiva dadas as suas maiores dimensões, aptidão anfíbia e abundância populacional, poderá ter tido um efeito retardador. Recorda-se que a maior expansão do visão-americano na Europa coincidiu temporalmente com a fase de declínio da lontra⁷⁵. Já a aceleração mais recente do processo parece ter sido facilitada pela colonização dos rios do noroeste pelo lagostim-vermelho da Luisiana, outra espécie invasora que faz parte do elenco de recursos tróficos mais consumido pelo visão-americano⁷⁶, mas cuja direção de expansão foi inversa, ou seja de sul para norte⁷⁷.

Tratando-se de uma espécie exótica, o visão-americano não faz parte das espécies cujo estatuto foi avaliado no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal⁵ mas, em virtude da existência de populações naturalizadas na sequência de um processo de introdução antiga, a IUCN atribuiu-lhe o estatuto de “Pouco Preocupante”¹¹.

2.3. Outros mamíferos que usam a água

Para além dos mamíferos semiaquáticos merecedores de destaque nos pontos anteriores, outros há que mostram algum grau de associação com o fator água, ainda que em contextos mais restritos. Também estes representam diferentes grupos de mamíferos: morcego-de-água (Chiroptera, *Myotis daubentonii*); rato-dos-lameiros (Rodentia, *Arvicola terrestris*); e toirão (Carnivora, *Mustela putorius*).

O morcego-de-água foi assim designado porque caça preferencialmente sobre massas de água parada onde captura pequenos insetos, com destaque para mosquitos e borboletas noturnas, que captura enquanto pousados ou a voar próximo da superfície. Outra evidência indireta da sua ligação ao meio aquático é a menor

abundância nas regiões mediterrânicas que se presume ser devida à menor disponibilidade de massas de água⁷⁸. Em Portugal, a espécie é reportada como ocorrendo de norte a sul mas não existem registos confirmados e como tal não consta da lista de espécies do Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal⁵.

O rato-dos-lameiros é assim conhecido pela sua preferência por terrenos alagadiços, frequentemente próximos de corpos de água, e onde abunda uma densa vegetação herbácea que lhe providencia uma elevada diversidade de bolbos, rizomas e raízes⁷⁹. Apenas reconhecido em Portugal nos finais da década de 1980, apresenta uma distribuição marginal no território nacional tendo sido capturados dois indivíduos no Parque Natural de Montesinho⁷⁹. Prospecções subseqüentes revelaram-se infrutíferas⁸⁰ e a espécie não foi considerada avaliável no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal⁵.

Uma outra espécie que também tem demonstrado uma forte associação com os ambientes ripários é o toirão, um pequeno mustelídeo de morfologia comparável à do visão-americano ainda que de menor porte e com uma pelagem mais clara (varia entre o castanho e o castanho-claro), com o rebordo das orelhas e a extremidade do focinho brancos, e com duas riscas que desenhm as sobrancelhas e se prolongam lateralmente para o queixo⁶⁵. Embora com menos aptidão anfíbia do que o visão-americano, o toirão em Portugal mostra uma clara preferência pelas margens das massas de água com vegetação densa^{81,82}. Contudo, esta associação parece relacionar-se com as condições de refúgio que o maior desenvolvimento da vegetação propicia à espécie e não com uma maior disponibilidade de presas, já que a espécie mostra um elevado enfeudamento ao coelho-bravo⁸³, contrastando com o observado noutras áreas de ocorrência da espécie onde os anfíbios são um dos grupos mais consumidos⁸⁴. Ao contrário das outras duas espécies anteriores, o toirão distribui-se de norte a sul do país mas com uma aparente

menor abundância no sul onde evidências não confirmadas (pela ausência de estudos de monitorização) apontam para uma tendência de declínio, suspeita que motivou a atribuição do estatuto de “Informação Insuficiente” pela IUCN e pelo Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal^{5,85}.

3. Mamíferos aquáticos como indicadores da qualidade ambiental dos rios

Os mamíferos aquáticos e particularmente os semiaquáticos são por vezes associados à boa qualidade ambiental dos rios. Isto decorre do facto de serem, no geral, espécies especialistas, onde fatores como refúgio, disponibilidade de alimento, e qualidade da água são decisivos para a sua ocorrência. No caso dos rios Portugueses, e considerando o mamífero semiaquático mais comum, a lontra, a situação não é assim tão linear. Nas décadas de 1980 e 1990, a lontra era considerada na Europa como um indicador da qualidade de água⁸⁶ porque ocorria preferencialmente em rios menos poluídos e longe de ambientes mais humanizados. Com a recuperação da espécie, em muitos países da Europa, foi sendo conhecida a ocorrência da mesma em locais considerados menos adequados. A lontra é hoje considerada uma espécie adaptável e muito mais tolerante do que se imaginava, usando água doce, salobra e mar e até mesmo sistemas de distribuição de água em áreas urbanas, secções de linhas de água com menor refúgio e maior eutrofização ou mesmo poluição⁸⁷, ou barragens⁶¹. A abundância de lontras em ambientes alterados é o resultado da pressão populacional em regiões onde existem elevadas abundâncias da espécie, levando os indivíduos a ocupar áreas sub-ótimas. Dessa forma, o mais prudente será assumir que a simples presença de lontra não deve ser usada como um indicador fiável da qualidade do habitat e mais relevante

será a sua abundância⁸⁷. Independentemente disso, continua a ser uma espécie que reage ao estado geral de conservação do ambiente ripário, usando os corredores de vegetação ripária em bom estado de conservação como áreas prioritárias de expansão.

Por outro lado, a toupeira-de-água é considerada claramente um indicador da qualidade da água. A espécie ocorre apenas em linhas de água límpidas, evitando secções de elevada sedimentação e de poluição orgânica ou química¹⁶. Alimenta-se de macroinvertebrados, nomeadamente larvas e adultos de insetos aquáticos, que possuem eles próprios reduzida tolerância à poluição.

4. Outras leituras

Caetano P. & Ferreira J.O. 2008. *Lontras em Portugal*. Má Criação. Portugal, Lisboa

Loureiro F., Pedroso N.M, Rosalino L.M. & Santos M.J. (eds) 2002. *Um olhar sobre os carnívoros portugueses*. Carnivora. Portugal, Lisboa

Carnivora – Núcleo de Estudos de Carnívoros e seus Ecossistemas: <http://carnivora.fc.ul.pt/>

Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF): <http://www.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/patrinatur/lvv/livro-verm-vert>

5. Referências bibliográficas

¹Rose K.D. 2006. *The beginning of the age of mammals*. JHU Press. USA, Baltimore

²Novacek M.J. 1992. Mammalian phylogeny: shaking the tree. *Nature* 356: 121–125

³Reidenberg J.S. 2007. Anatomical adaptations of aquatic mammals. *Anat. Rec.* 290: 507–513

⁴Estes J.A. 1989. Adaptations for aquatic living by carnivores. In: Gittleman J.L. (ed.) *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Springer. USA, Boston, pp. 242–282

⁵Cabral M.J., Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L. & Santos-Reis M. 2005. *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, I. P. Portugal, Lisboa

⁶Madureira M.L. & Ramalhinho M.G. 1981. Notas sobre a distribuição, diagnose e ecologia dos Insectívora e Rodentia portugueses. *Arquivos do Museu Bocage, Série A* 1: 165–263

- ⁷Mathias M., Ramalhinho M., Palmeirim J., Rodrigues L., Rainho A., Ramos M., Santos-Reis M., PetrucciFonseca F., Oom M., Cabral M., Borges J., Guerreiro A., Magalhães C. & Pereira M. 1999. *Guia dos mamíferos terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. Instituto de Conservação da Natureza (ICN). Portugal, Lisboa
- ⁸Tapisso J. 2014. *How historical and present climate conditions affected the distribution of the mediterranean water shrew? A phylogeographical and ecological approach*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ⁹Spitzenberger F. 1999. *Neomys anomalus*. In: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V. & Zima J. (eds) *The Atlas of European Mammals*. Academic Press. UK, London, pp. 58–59
- ¹⁰Balciauskas L., Balciauskiene L. & Timm U. 2016. Mediterranean water shrew (*Neomys anomalus*): range expansion northward. *Turk. J. Zool.* 40: 103–111
- ¹¹IUCN. 2017. *The IUCN red list of threatened species*. Version 2017.1
- ¹²Madureira M. & Magalhães C. 1980. *Small mammals of Portugal*. Arquivos do Museu do Bocage, Publicação do Museu e Laboratório Zoológico e Antropológico, Faculdade de Ciências de Lisboa, Vol. VII: 179–214
- ¹³Ramalhinho M.G. 1995. Preliminary account of the biology of *Neomys anomalus* Cabrera, 1907 in Portugal. In: *Proceedings of the Seminar on the biology and conservation of European desmans and water shrews (Galemys pyrenaicus, Desmana moschata, Neomys spp.)*. Spain, Ordesa, pp. 7–11
- ¹⁴Rychlik L., Ramalhinho M.G., Merritt J.F., Churchfield S., Hutterer R. & Sheftel B.I. 2005. Habitat selection of the Mediterranean water shrew (*Neomys anomalus*) in Portugal. Em: Merritt J.F., Churchfield S., Hutterer R. & Sheftel B.I. (eds.) *Advances in the biology of the Soricidae II – Special Publication 1*: 241–254
- ¹⁵Tapisso J.T., Ramalhinho M.G., Mathias M.L. & Rychlik L. 2013. Ecological release: swimming and diving behavior of an allopatric population of the Mediterranean water shrew. *J. Mammal.* 94: 29–39
- ¹⁶Queiroz A.I., Quaresma C.M., Santos C.P., Barbosa A.J. & Carvalho H.M. 1998. Bases para a conservação da toupeira-de-água, *Galemys pyrenaicus*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 27. Instituto de Conservação da Natureza (ICN). Portugal, Lisboa
- ¹⁷Palmeirim J.M. & Hoffmann R.S. 1983. *Galemys pyrenaicus*. Mamm Species 207: 1–5
- ¹⁸Nores C., Queiroz A.I. & Gisbert J. 2007. *Galemys pyrenaicus* (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1811). In: Palomo L.J., Gisbert J. & Blanco J.C. (eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SECEM - SECEMU, Madrid. pp. 92–95
- ¹⁹Fernandes M., Herrero J., Aulagnier S. & Amori G. 2008. *Galemys pyrenaicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008
- ²⁰ICN. 2006. *Galemys pyrenaicus*. Fauna. Ficha de caracterização ecológica e de gestão. Plano Sectorial da Rede Natura 2000
- ²¹Barbosa A.M., Real R. & Mario Vargas J. 2009. Transferability of environmental favourability models in geographic space: The case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecol. Model.* 220: 747–754

- ²²Fernández-González Á., García J.A., Menéndez D. & Fernández-Menéndez D. 2014. Evidencias de una ocupación temporal por parte del desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) de cursos fluviales, con una marcada estacionalidad, en el norte de Portugal. *Galemys, Span. J. Mammal.* 26: 1–8
- ²³Blanco J.C. 1998. *Mamíferos de España. II. Cetáceos, artiodáctilos, roedores y lagomorfos de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Geoplaneta, S.A. España, Barcelona
- ²⁴Ventura J. 2002. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. In: Palomo L.J. & Gisbert J. (eds). *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – SECEM – SECEMU. España, Madrid, pp. 362–365
- ²⁵Purroy F.J. & Varela, J.M. 2005. *Mamíferos de España (Península, Baleares y Canarias)*. Second edition. Lynx Edicions. España, Barcelona
- ²⁶Centeno-Cuadros A., Delibes M. & Godoy J.A. 2009. Phylogeography of Southern water vole (*Arvicola sapidus*): evidence for refugia within the Iberian glacial refugium? *Mol. Ecol.* 18: 3652–3667
- ²⁷Cabrera A. 1914. *Fauna Ibérica – Mamíferos*. MNCN - Museo Nacional de Ciencias Naturales, España, Madrid
- ²⁸Saucy F. 1999. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. In: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Kryštufek B., Reijnders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V. & Zima J. (eds). *The Atlas of European Mammals*. T&AD Poyser Ltd. & Academic Press. UK, London, pp. 220–221
- ²⁹Fayard A., Saint Girons M.-C. & Duguy R. 1984. *Atlas des mammifères sauvages de France*. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères, MNCN - Museo Nacional de Ciencias Naturales, España, Madrid
- ³⁰Rigaux P., Vaslin M., Noblet J.F., Amori G. & Palomo L.J. 2008. *Arvicola sapidus*. The IUCN red list of threatened species 2008
- ³¹Santos J., Luís A. & Fonseca C. 2009. Mamíferos do sal. *Galemys* 21: 81–99
- ³²Fedriani J., Delibes M., Ferreras P. & Roman J. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean Environment. *Écoscience* 9: 12–19
- ³³Mathias M.L. (Coord.) 2004. *Projecto Pmo 6.2 - Monitorização de Roedores. Programa de Monitorização do Património Natural (Área de Regolfo de Alqueva e Pedrógão)*. Relatório Final. Centro de Biologia Ambiental. Portugal, Lisboa
- ³⁴Pita R., Mira A. & Beja P. 2011. Assessing habitat differentiation between coexisting species: the role of spatial scale. *Acta Oecol.* 37: 124–132
- ³⁵Mate I., Barrull J., Gosálbez J., Ruiz-Olmo J. & Salicrú M. 2015. The role of the southern water vole *Arvicola sapidus* in the diet of predators: a review. *Mammal Rev.* 45: 30–40
- ³⁶van den Brink F.H. 1976. *Field Guide to the Mammals of Britain and Europe*. Collins, UK.
- ³⁷Centeno-Cuadros A., Roman J., Delibes M. & Godoy J.A. 2011. Prisoners in their habitat? Generalist dispersal by habitat specialists: a case study in southern water vole (*Arvicola sapidus*). *PlosOne* 6: 24613
- ³⁸Temple H.J. & Terry A. 2009. European mammals: Red List status, trends, and conservation priorities. *Folia Zool.* 58: 248–269

- ³⁹Pita R., Mira A. & Beja P. 2010. Spatial segregation of two vole species (*Arvicola sapidus* and *Microtus cabreræ*) within habitat patches in a highly fragmented farmland landscape. *Eur. J. Wildlife Res.* 56: 651–662
- ⁴⁰Pita R., Mira A. & Beja P. 2011. Circadian activity rhythms in relation to season, sex and interspecific interactions in two Mediterranean voles. *Anim. Behav.* 81: 1023–1030
- ⁴¹Pita R., Mira A. & Beja P. 2013. Influence of land mosaic composition and structure on patchy populations: the case of the water vole (*Arvicola sapidus*) in Mediterranean farmland. *PlosOne* 8: e69976
- ⁴²García-Díaz P., Arévalo V., Vicente R. & Lizana M. 2013. The impact of the American mink (*Neovison vison*) on native vertebrates in mountainous streams in Central Spain. *Eur. J. Wildlife Res.* 59: 823–831
- ⁴³Ruiz-Olmo J. 1995. *Estudio bionómico de la nutria (Lutra lutra L., 1758) en aguas continentales de la Península Ibérica*. Tese de Doutoramento. Universitat de Barcelona. Espanha, Barcelona
- ⁴⁴Beja P.R. 1992. Effects of freshwater availability on the summer distribution of otters *Lutra lutra* in the southwest coast of Portugal. *Ecography* 15: 273–278
- ⁴⁵Santos-Reis M., Trindade A. & Beja P.R. 1995. Situation et état des recherches sur la loutre au Portugal. *Cab. Ethol.* 15: 1–14
- ⁴⁶Roos A., Loy A., de Silva P., Hajkova P. & Zemanová B. 2015. *Lutra lutra*. The IUCN red list of threatened species 2015
- ⁴⁷Trindade A., Farinha N. & Florêncio E. 1998. *A Distribuição da lontra Lutra lutra em Portugal. Situação em 1995*. Instituto da Conservação da Natureza/Divisão de Espécies Protegidas/Programa Life. Portugal, Lisboa
- ⁴⁸Farinha N., 1999. *Distribuição da lontra Lutra lutra em Portugal continental. Situação de 1998*. Instituto da Conservação da Natureza (ICN). Portugal, Lisboa
- ⁴⁹Fialho R. 2016. *Spatial distribution and temporal trends of the otter in south-central Portugal: conservation implications*. Tese de Mestrado em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ⁵⁰Beja P.R. 1996. Temporal and spatial patterns of rest-site use by four female otters *Lutra lutra* along the south-west coast of Portugal. *J. Zool.* 239: 741–753
- ⁵¹Quaglietta L., Martins B.H., De Jongh A., Mira A. & Boitani L. 2012. A low-cost GPS GSM/GPRS telemetry system: performance in stationary field tests and preliminary data on wild otters (*Lutra lutra*). *PlosOne* 7: e29235
- ⁵²Quaglietta L., Fonseca V.C., Hájková P., Mira A. & Boitani L. 2013. Fine-scale population genetic structure and short-range sex-biased dispersal in a solitary carnivore, *Lutra lutra*. *J. Mammal* 94: 561–571
- ⁵³Sales-Luís T., Freitas D. & Santos-Reis M. 2009. Key landscape factors for Eurasian otter *Lutra lutra* visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. *Eur. J. Wildlife Res.* 55: 345–355
- ⁵⁴SNPRCN 1990. *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal: Vol. I – Mamíferos, aves, répteis e anfíbios*. Secretaria de Estado do Ambiente e Defesa do Consumidor. Portugal, Lisboa
- ⁵⁵Beja P.R. 1996. An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *J. Appl. Ecol.* 33: 1156–1170

- ⁵⁶Basto M., Pedroso N. M., Mira A. & Santos-Reis M. 2011. Use of small and medium-sized water reservoirs by otters in a Mediterranean ecosystem. *Anim. Biol.* 60: 75–94
- ⁵⁷Sales-Luís T., Bissonette J.A. & Santos-Reis M. 2012. Conservation of Mediterranean otters: The influence of map scale resolution. *Biodivers. Conserv.* 21: 2061–2073
- ⁵⁸Cianfrani C., Lay G., Le Maiorano, L., Satizábal H.F., Loy A. & Guisan A. 2011. Adapting global conservation strategies to climate change at the European scale: The otter as a flagship species. *Biol. Conserv.* 144: 2068–2080
- ⁵⁹Clavero M., Ruiz-Olmo J., Sales-Luís T., Blanco-Garrido F., Romero R., Pedroso N.M., Prenda J., Santos-Reis M., Narváez M. & Delibes M. 2008. Lo que comen las nutrias ibéricas. Em: López-Martín J.M. & Jiménez J. (eds.) *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado*. SECEM. España, Málaga. Pp. 345–367
- ⁶⁰Pedroso N.M. & Santos-Reis M. 2006. Summer diet of Eurasian otters in large dams of South Portugal. *Hystrix* 17: 117–128
- ⁶¹Pedroso N.M., Marques T.A. & Santos-Reis M. 2014. Otter response to environmental changes imposed by large dams construction. *Aquat. Conserv.* 24: 66–80
- ⁶²Oliveira M., Pedroso N.M., Sales-Luís T., Santos-Reis M., Tavares L. & Vilela C.L. 2009. Evidence of antimicrobial resistance in Eurasian otter (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) fecal bacteria in Portugal. Em: *Wildlife: Destruction, Conservation and Biodiversity*. Nova Science Publishers, Inc, Hauppauge, New York, pp. 201–221
- ⁶³Semedo-Lemsaddek T., Silva Nóbrega C., Ribeiro T., Pedroso N.M., Sales-Luís T., Lemsaddek A., Tenreiro R., Tavares L., Vilela C. & Oliveira M. 2013. Virulence traits and antibiotic resistance among enterococci isolated from Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Vet. Microbiol.* 163: 378–382
- ⁶⁴Bravo C. & Bueno F. 1999. Visón americano, *Mustela vison* Schreber, 1777. *Galemys* 11: 3–16
- ⁶⁵Santos-Reis M. & Petrucci-Fonseca F. 1999. Carnívora. Em: Mathias M., Ramalhinho M., Palmeirim J., Rodrigues L., Rainho A., Ramos M., Santos-Reis M., Petrucci-Fonseca F., Oom M., Cabral M., Borges J., Guerreiro A., Magalhães C. & Pereira M. (eds). *Guia dos Mamíferos Terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. Instituto de Conservação da Natureza (ICN). Portugal, Lisboa. pp. 135–165
- ⁶⁶Dunstone N. 1993. The mink. T & AD Poyser. UK, London
- ⁶⁷Previtali A. 1998. Habitat use and diet of the American mink (*Mustela vison*) in Argentinian Patagonia. *J. Zool.* 246: 482–486
- ⁶⁸Kishimoto R. 2005. Invasion of an alien species, American Mink (*Mustela vison*), into the upper area of Chikuma river. *Bull. Nagato Env. Conserv. Res. Inst.* 1: 65–68 [em Japonês].
- ⁶⁹Bonesi L. & Palazon S. 2007. The American mink in Europe: status, impacts, and control. *Biol. Conserv.* 134: 470–483
- ⁷⁰Kidd A.G., Bowman J., Lesbarreres D. & Schulte-Hostedde A.I. 2009. Hybridization between escaped domestic and wild American mink (*Neovison vison*). *Mol. Ecol.* 18: 1175–1186
- ⁷¹Vidal-Figueroa T. & Delibes M. 1987. Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el suroeste de Galicia y noroeste de Portugal. *Ecología* 1: 145–152
- ⁷²Rodrigues D.C., Simões L., Mullins J., Lampa S., Mendes R.C., Fernandes C., Rebelo R. & Santos-Reis M. 2015. Tracking the expansion of the American mink (*Neovison vison*) range in NW Portugal. *Biol. Inv.* 17: 13–22

- ⁷³Duarte A.R. 2012. *Abundância relativa do visão-americano (Neovison vison): análise comparativa da eficácia de duas técnicas*. Tese de Mestrado em Biologia da Conservação, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ⁷⁴Mendes R.C. 2011. *Resposta da comunidade de carnívoros à invasão recente dos sistemas ribeirinhos do NO de Portugal por lagostim-americano (Procambarus clarkii)*. Tese de Mestrado em Biologia da Conservação, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ⁷⁵Conroy J.W. & Chanin P.R. 2000. The status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Europe – a review. *J. Int. Otter Survival Fund.* 1: 7–28
- ⁷⁶Melero Y., Palazón S. & Lambin X. 2014. Invasive crayfish reduce food limitation of alien American mink and increase their resilience to control. *Oecologia* 174: 427–434
- ⁷⁷Moreira F. D. Ascensao F. Capinha C., Rodrigues D., Segurado P., Santos-Reis M. & Rebelo R. 2015. Modelling the risk of invasion by the red-swamp crayfish (*Procambarus clarkii*): incorporating local variables to better inform management decisions. *Biol. Inv.* 17:273–285
- ⁷⁸Palmeirim J., Rodrigues L., Rainho A. & Ramos M.J. 1999. Chiroptera. In: Mathias M., Ramalhinho M., Palmeirim J., Rodrigues L., Rainho A., Ramos M., Santos-Reis M., Petrucci-Fonseca F., Oom M., Cabral M., Borges J., Guerreiro A., Magalhães C. & Pereira M. (eds). *Guia dos mamíferos terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. Instituto de Conservação da Natureza (ICN). Portugal, Lisboa, pp. 41–95
- ⁷⁹Ramalhinho M.G. & Mathias M.L. 1988. *Arvicola terrestris monticola* de Selys-Longchamps, 1838 new to Portugal (Rodentia, Arvicolidae). *Mammalia* 52: 429–431
- ⁸⁰Mathias M.L. & Santos S. 2003. *Distribuição de Arvicola terrestris em Portugal*. Estudo integrado no projecto do Instituto de Conservação da Natureza “Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal – Revisão” / Programa Operacional do Ambiente. Relatório Final. Centro de Biologia Ambiental, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ⁸¹Mestre F.M., Ferreira J.P. & Mira A. 2007. Modelling the distribution of the European polecat *Mustela putorius* in a Mediterranean agricultural landscape. *Ver. Ecol-Terre Vie* 62: 35–47
- ⁸²Santos M.J., Pedroso N.M., Ferreira J.P., Matos H.M., Sales-Luís T., Pereira Í., Baltazar C., Grilo C., Cândido A.T., Sousa I. & Santos-Reis M. 2008. Assessing dam implementation impact on threatened carnivores: the case of Alqueva in SE Portugal. *Environ. Monit. Assess.* 142: 47–64
- ⁸³Santos M.J., Matos H.M., Baltazar C., Grilo C. & Santos-Reis M. 2009. Is polecat (*Mustela putorius*) diet affected by “mediterraneity”? *Mamm. Biol.* 74: 448–458
- ⁸⁴Lode T. 2000. Functional response and area-restricted search in a predator: seasonal exploitation of anurans by the European polecat, *Mustela putorius*. *Austral Ecol.* 25: 223–231
- ⁸⁵Costa M., Fernandes C. & Santos-Reis M. 2014. Ecology and conservation of the polecat *Mustela putorius* (Linnaeus, 1758) in Portugal: a review. *Munibe Monogr. Nat. Ser.* 3: 79–87
- ⁸⁶Ruiz-Olmo J., Calvo A., Palazón S. & Arqued V. 1998. Is the Otter a Bioindicator? *Galemys* 10: 227–237
- ⁸⁷Romanowski J., Brzeziński M. & Zmihorski M. 2013. Habitat correlates of the Eurasian otter *Lutra lutra* recolonizing Central Poland. *Acta Theriol.* 58: 149–155

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 12

PROCESSOS ECOLÓGICOS E SERVIÇOS

Verónica Ferreira¹, Cristina Canhoto², Cláudia Pascoal³ & Manuel A.S. Graça⁴

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, veronica@ci.uc.pt

²CEF – Centro de Ecologia Funcional, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, ccanhoto@ci.uc.pt

³CBMA – Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Portugal e IB-S – Instituto de Ciência e Inovação para a Bio-sustentabilidade, Universidade do Minho, Portugal, cpascoal@bio.uminho.pt

⁴MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mgraca@ci.uc.pt

Resumo: Os pequenos ribeiros de floresta constituem parte integrante da paisagem, estando representados em elevado número e ocupando uma posição de cabeceira nas bacias hidrográficas. Nestes ribeiros decorrem processos que podem afetar o balanço energético e o ciclo dos nutrientes a grandes escalas. Estes ribeiros, sendo ensombrados, obtêm da matéria orgânica (maioritariamente folhas produzidas pela floresta ripária) grande parte da energia e nutrientes que circulam pela cadeia trófica aquática. A decomposição destas folhas compreende várias fases, em que estão envolvidos diferentes tipos de organismos, e é sensível a variações ambientais. Em ribeiros menos ensombrados, a produção primária é um

processo basal. A energia e nutrientes colocados à disposição pela decomposição das folhas ou pela produção primária são incorporados nos níveis tróficos mais elevados da teia alimentar. Estes processos asseguram a prestação de serviços às populações (p.ex., água de boa qualidade para consumo). Estes serviços ficarão em risco caso haja perturbações nos processos que estão na sua origem devido a atividades antropogénicas.

Palavras-chave: decomposição de folhas, decompositores microbianos, invertebrados fragmentadores, produção primária, produção secundária

1. Pequenos ribeiros de floresta

Os pequenos ribeiros de floresta constituem a maioria dos cursos de água das bacias hidrográficas em regiões temperadas. Estes ribeiros encontram-se essencialmente nas zonas de cabeceira, onde a floresta nativa e a silvicultura prevalecem; nas zonas médias e baixas das bacias hidrográficas há uma maior área de agricultura e de zonas urbanas.

Os pequenos ribeiros são estreitos (alguns centímetros a poucos metros) e são geralmente ensombrados pela vegetação ripária. Além de sombra, a vegetação ripária produz grande quantidade de detritos vegetais (Figura 12.1). A produção anual de detritos nas florestas dominadas por espécies caducifólias na Serra do Açor e nas plantações de eucalipto na Serra do Caramulo foi estimada em 261 e 204 g/m², respetivamente¹. Na Mata da Margaraça (Serra do Açor), área de floresta nativa mista dominada por castanheiros, há registo da produção anual de 715 g de detritos vegetais/m² ².

Em florestas dominadas por espécies caducifólias, a entrada de detritos vegetais nos ribeiros ocorre essencialmente durante o outono

e o inverno (mais de 70% da entrada anual)^{1,2}. Em plantações de eucalipto, a entrada de detritos nos ribeiros ocorre principalmente no verão e representa cerca de 45% da entrada anual¹. Em qualquer dos casos, os detritos são essencialmente compostos por folhas (mais de 60%), com menor proporção de material lenhoso (ramos e troncos) e de estruturas reprodutivas (flores e frutos)^{1,2}.

Os detritos entram nos ribeiros diretamente, logo após a queda (entrada por via vertical), ou caem no solo da floresta onde começam a ser decompostos pelos organismos terrestres podendo ser mais tarde arrastados para os ribeiros (entrada por via lateral). A entrada lateral de folhas garante o suplemento de alimento para os organismos aquáticos depois do pico de produção de folhas no outono. As folhas acumulam-se no leito dos ribeiros até serem consumidas pelos organismos aquáticos ou serem arrastadas pela corrente para outros locais mais a jusante¹⁻⁴. A retenção de folhas no leito depende das suas características e das características dos ribeiros⁵. Folhas mais flexíveis (p.ex., folhas de amieiro, *Alnus glutinosa* ou de castanheiro, *Castanea sativa*) são mais facilmente retidas entre as pedras e pequenos ramos do que folhas mais rígidas (p.ex., folhas de carvalho, *Quercus robur* ou de eucalipto, *Eucalyptus globulus*) (Figura 12.1). Ribeiros com maior número de estruturas proeminentes (p.ex., pedras e troncos) e menor caudal retêm as folhas mais facilmente. A maior parte das folhas é retida a poucos metros do local de entrada na água; por exemplo, 50% das folhas são retidas a menos de 20 m do local de entrada na água e mais de 90% das folhas são retidas a menos de 40 a 90 m do local de entrada em ribeiros na Serra da Lousã e na Serra do Caramulo⁵.

A quantidade de folhas acumuladas no leito dos ribeiros de floresta resulta então do balanço entre a quantidade de folhas que entra na água (por via vertical e lateral e transportada de setores a montante), a quantidade de folhas que é retida no local ou transportada para jusante e a taxa a que as folhas são decompostas¹⁻³.

Por exemplo, em ribeiros de floresta caducifolia da Serra do Açor foi registada uma acumulação média anual de 669 g de detritos/m² ¹; o valor foi de 6,3 g/m² para a Ribeira de São João (Serra da Lousã)⁶ e de 1880 g/m² para o ribeiro da Mata da Margaraça². Em ribeiros de plantações de eucalipto na Serra do Caramulo, a acumulação média anual de detritos foi avaliada em 3092 g/m², em grande parte devido à maior entrada de detritos no verão, quando o caudal é menor¹. O material lenhoso é o mais abundante constituindo mais de 60% da massa dos detritos acumulados, em parte devido à sua lenta decomposição².



Figura 12.1. Ribeiros de floresta na Serra da Lousã: a) Ribeira do Candal e b) afluente da Ribeira do Catarredor. Pormenor de acumulação de folhas no leito de ribeiros: c) Fraga da Pena (Serra do Açor) e d) Ribeira do Candal. Fotografias: Verónica Ferreira e José Castela.

2. Decomposição de folhas

Uma vez que os ribeiros de floresta são ensombrados, a produção primária autóctone é reduzida, pelo menos durante parte do ano, pelo que a via autotrófica de circulação de carbono e nutrientes (produtores primários → herbívoros → níveis tróficos mais altos) é limitada. Por outro lado, as folhas que entram nos

ribeiros encerram em si grandes quantidades de energia na forma de carbono, contido essencialmente na composição da celulose e da lignina; as folhas são também fontes importantes de nutrientes como o azoto e o fósforo⁷. Assim, as folhas constituem uma base alimentar heterotrófica (folhas + decompositores microbianos → invertebrados fragmentadores → níveis tróficos mais altos). A decomposição das folhas nos ribeiros é um processo da maior relevância uma vez que determina a circulação de carbono e nutrientes com a sua conversão em biomassa animal.

2.1. Método dos sacos de rede para determinação da taxa de decomposição de detritos vegetais

O estudo da decomposição dos detritos vegetais em ribeiros de floresta iniciou-se na década de 1960, altura em que alguns investigadores se aperceberam do potencial dos detritos vegetais para a economia energética dos ribeiros de floresta onde a reduzida irradiação solar limita a produção primária; o primeiro estudo a abordar a decomposição de detritos vegetais em ribeiros em Portugal data de 1992⁸. Desde logo foi adotado o protocolo usado pelos investigadores que estudavam a decomposição de detritos em meio terrestre, e que consistia na utilização de sacos de rede (Figura 12.2a, b).

Em linhas gerais, uma quantidade pré-pesada de detritos é fechada em sacos de rede e estes são incubados no ribeiro de estudo (Figura 12.2c). O tipo de detrito (p.ex., folhas, ramos, pedaços de madeira) e a sua identidade depende do objetivo do estudo. Também o estado do detrito (p.ex., folhas verdes ou senescentes, folhas secas ao ar ou secas em estufa) pode variar em função do objetivo do estudo ou da abordagem experimental. Já os sacos de rede podem ter malha de diferentes tamanhos, dependendo do objetivo

do estudo. Sacos de malha fina ($\leq 0,5$ mm de abertura) permitem avaliar a decomposição induzida pela comunidade microbiana uma vez que impedem a entrada dos macroinvertebrados, enquanto sacos de malha grossa ($> 0,5$ mm de abertura) permitem avaliar a decomposição induzida pelas atividades conjuntas da comunidade microbiana e dos macroinvertebrados (Figura 12.2a, b). Após um determinado tempo de incubação, os sacos são recuperados, os detritos são secos e novamente pesados para determinação da massa remanescente. Os resultados são geralmente expressos como percentagem de massa remanescente: $\%M_r = M_r/M_i \times 100$, sendo M_r a massa remanescente e M_i a massa inicial (Figura 12.2d); caso a massa inicial e a massa remanescente não sejam determinadas nas mesmas condições (p.ex., a massa inicial pode ser determinada após secagem ao ar e a massa remanescente após secagem em estufa) há necessidade de determinar um fator conversão para a massa inicial (p.ex., massa inicial após secagem em estufa/massa inicial após secagem ao ar).

Tendo em conta a percentagem de massa remanescente e o tempo de incubação, estima-se a taxa de decomposição. Assume-se geralmente que a decomposição dos detritos segue um modelo exponencial negativo: $\%M_r = 100 \times e^{-kt}$, sendo 100 o intercepto (= $\%M_r$ ao dia zero), t o tempo de incubação (dias) e k a taxa de decomposição (numa base diária) (Figura 12.2d). No entanto, quando o tempo de incubação não é suficientemente longo para que os detritos atinjam fases avançadas da decomposição, quando a proporção de compostos recalcitrantes é maior e a decomposição mais lenta, a decomposição pode apresentar uma dinâmica linear: $\%M_r = k \times t + 100$. Caso existam diferenças na temperatura da água entre ribeiros, o tempo (t) nos modelos acima pode ser substituído pelo acúmulo da temperatura diária média à data da amostragem (graus-dia, °C) e a taxa de decomposição (k) será expressa numa base de graus-dia.

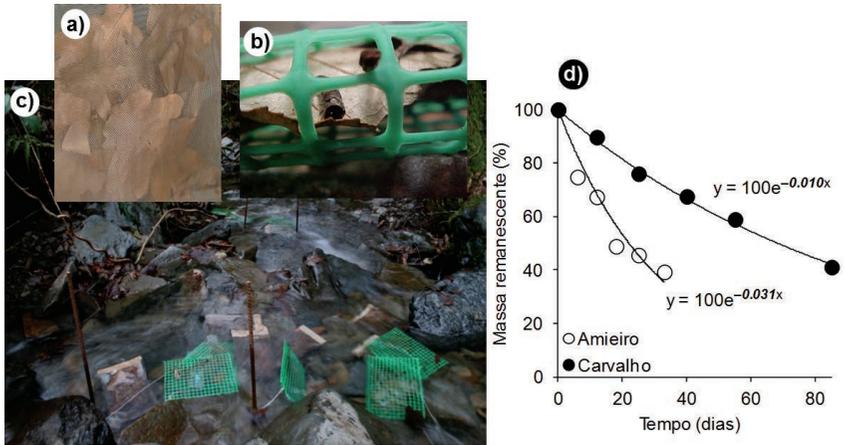


Figura 12.2. Sacos de rede a) de malha fina (0,5 mm de abertura) e b) de malha grossa (10 mm de abertura). c) Incubação de sacos de rede com folhada na Ribeira do Candal (Serra da Lousã) no outono de 2006. d) Percentagem de massa remanescente de folhas de amieiro (*Alnus glutinosa*) e de carvalho (*Quercus robur*) incubadas em sacos de malha grossa (10 mm de abertura) no ribeiro da Mata da Margaraça (Serra do Açor) no outono/inverno de 2003. Cada ponto representa a média de quatro amostras. É demonstrada a aplicação do modelo exponencial negativo para determinação das taxas de decomposição (em itálico) ($R^2 = 0,93-0,99$, $p < 0,001$). A decomposição de folhas de amieiro ($k = 0,031/\text{dia}$) é mais rápida que a decomposição de folhas de carvalho ($k = 0,010/\text{dia}$). Fotografias: Verónica Ferreira.

2.2. Fases da decomposição

A decomposição das folhas que entram nos ribeiros decorre em três fases mais ou menos sobrepostas: (i) lixiviação; (ii) condicionamento microbiano; e (iii) fragmentação por invertebrados (Figura 12.3). A lixiviação consiste na perda de compostos hidrossolúveis como os polifenóis e os açúcares simples. Este processo ocorre desde que as folhas entram em contacto com a água e perdura durante todo o processo de decomposição, sendo no entanto mais intenso durante os primeiros dias de imersão^{9,10} (Figura 12.3). A perda de massa foliar por lixiviação durante os primei-

ros dois dias de imersão pode atingir 20% da massa inicial^{11,12}. A magnitude da lixiviação depende de fatores ambientais como a temperatura da água (é mais intensa a temperaturas mais altas) e das características das folhas como a dureza e a concentração de compostos hidrossolúveis⁹.

Pouco depois da imersão, mas principalmente após a redução da resistência da cutícula e a diminuição da concentração de compostos secundários (com atividade antimicrobiana como os polifenóis), as folhas são colonizadas por microorganismos decompositores¹³ (Figura 12.3). Os decompositores são essencialmente fungos e bactérias que produzem enzimas que maceram as folhas, incorporam o carbono foliar em biomassa (incluindo esporos reprodutores) e o mineralizam com a liberação de dióxido de carbono. O resultado da ação dos decompositores é a perda de massa foliar. A perda de massa foliar devido à atividade microbiana é substancial. Por exemplo, ao longo de um gradiente de perturbação no rio Ave a perda de massa foliar devido à atividade microbiana foi estimada em 35–53% da massa total perdida¹³. De salientar que as perdas de massa devidas à atividade microbiana podem representar até 100% da massa perdida devido à atividade biológica em casos onde a contribuição dos macroinvertebrados é negligenciável^{14–16}.

A atividade dos microorganismos também leva à perda de massa foliar de maneira indireta, ao estimular a atividade dos invertebrados fragmentadores. A maceração enzimática das folhas pelos microorganismos torna-as mais macias e a acumulação de biomassa microbiana rica em nutrientes aumenta a qualidade nutritiva das folhas, o que as torna mais atrativas para os fragmentadores aquáticos que promovem a sua fragmentação^{10,17} (Figura 12.3). Está amplamente demonstrado que os fragmentadores preferem as folhas após estas terem sido condicionadas pelos microorganismos^{18,19}. Os fragmentadores aquáticos alimentam-se das folhas ou, no caso de algumas famílias de tricópteros, usam-nas na

construção dos seus casulos^{3,6}. O consumo anual de folhas pelo fragmentador *Sericostoma vittatum* (Tricoptera, Sericostomatidae) na Ribeira de São João (Serra da Lousã) foi estimado em 14–22 g/m² (dependendo da espécie de folha), quando a densidade e a biomassa média anual é de 115 indivíduos/m² e de 83 mg/m², respectivamente, o que equivale a 2 – 4 vezes a acumulação média anual de detritos no leito⁶. Já a fragmentação anual de folhas pelo fragmentador *Lepidostoma hirtum* (Tricoptera, Lepidostomatidae) para consumo e construção do casulo na Ribeira de São João foi estimada em 54 g/m², quando a densidade média anual é de 138 indivíduos/m², o que equivale a 7 vezes a acumulação média anual de detritos no leito³. A atividade dos fragmentadores sobre as folhas leva também à libertação de partículas orgânicas finas (incluindo fezes) que são usadas como recurso alimentar pelos invertebrados filtradores e coletores.

A fragmentação das folhas pode também resultar da abrasão física promovida pela corrente e sedimentos em transporte²⁰. A abrasão física tem provavelmente pouca importância durante o verão, quando o caudal é mais baixo, mas pode estimular a perda de massa das folhas durante o inverno, quando a velocidade da corrente aumenta e é espectável um aumento da quantidade de sedimentos em transporte²⁰.

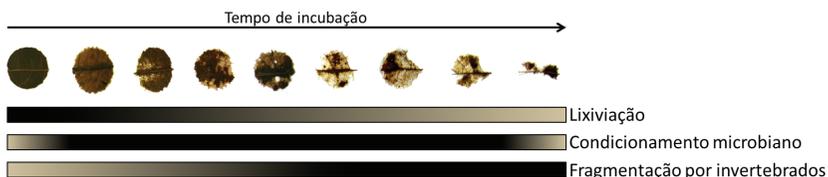


Figura 12.3. Representação esquemática da decomposição de folhas em ribeiros. As barras horizontais indicam a intensidade das três fases em que se divide a decomposição (notar a sua sobreposição): lixiviação, condicionamento microbiano e fragmentação. Cor mais carregada indica maior intensidade. Fotografias: Verónica Ferreira.

2.3. Decompositores microbianos

As folhas em decomposição são colonizadas por uma grande variedade de microorganismos aquáticos (Capítulo 5). De entre eles, os fungos, principalmente os hifomicetes aquáticos, são considerados os principais decompositores^{13,16,21}. De facto, em quatro locais ao longo de um gradiente de degradação no rio Ave, os fungos aquáticos contribuíram para 74–90% da massa perdida devido à atividade microbiana enquanto as bactérias contribuíram para 10–26%, i.e., 3–9 vezes menos¹³. A atividade reprodutiva dos hifomicetes aquáticos, i.e., a produção de esporos (Figura 12.4a–c), incorporou até 7% da massa inicial de folhas de carvalho incubadas durante 85 dias no ribeiro da Mata da Margarça²², até 10% da massa inicial de folhas de carvalho incubadas durante 63 dias na Ribeira do Botão²³ e até 10% da massa inicial de folhas de eucalipto incubadas durante 90 dias no mesmo ribeiro²⁴. No entanto, a maior parte da massa das folhas é convertida em micélio (biomassa fúngica) ou é mineralizada^{25,26}.

A atividade dos microorganismos (i.e., a sua respiração, crescimento e reprodução) nas folhas inicia-se logo após a colonização, até um pico^{15,17,21,27,28} (Figura 12.4d) cuja magnitude e tempo que demora a ser atingido dependem da identidade das folhas e das condições ambientais (p.ex., temperatura, concentração de nutrientes, presença de contaminantes), sendo geralmente mais elevado e rápido para folhas moles e ricas em nutrientes (p.ex., folhas de amieiro) e quando a concentração de nutrientes na água é moderada^{15,17,22} (Figura 12.4d).

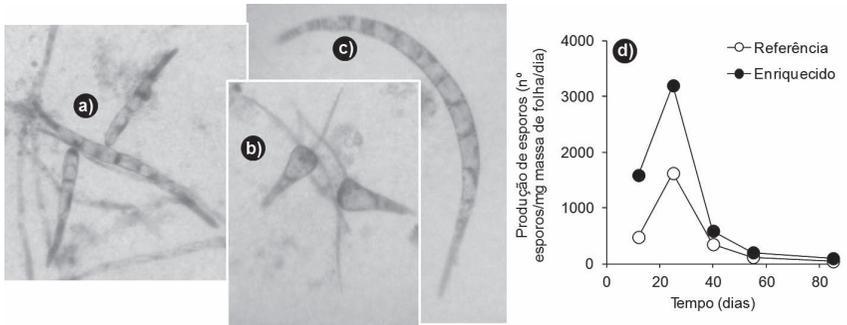


Figura 12.4. Esporos de hifomicetes aquáticos: a) *Tricladium splendens*; b) *Clavariopsis aquatica*; c) *Anguillospora crassa*; os esporos são estruturas microscópicas e não estão à escala. d) Dinâmica de produção de esporos por hifomicetes aquáticos associados a folhas de carvalho *Quercus robur* incubadas num local de referência (82 μg azoto/L) e num local enriquecido em nutrientes (500 μg azoto/L) no ribeiro da Mata da Margaraça no outono/inverno de 2003. Fotografias: Verónica Ferreira.

2.4. Invertebrados fragmentadores

De entre os macroinvertebrados que habitam os ribeiros (Capítulo 7), os fragmentadores são os que mais diretamente contribuem para a decomposição das folhas (Figura 12.5). Nos ribeiros de floresta no centro e norte de Portugal, os fragmentadores são na sua maioria larvas e ninfas de insetos pertencentes às ordens Tricoptera e Plecoptera, respetivamente, e têm os seus ciclos de vida sincronizados com a queda de folhas que ocorre no outono^{3,6}. Em linhas gerais, os juvenis eclodem dos ovos no final do verão e as jovens larvas e ninfas, ainda com um aparelho bucal imaturo, começam por ser coletoras (i.e., alimentam-se de partículas orgânicas finas que recolhem do sedimento). À medida que as larvas e ninfas crescem o seu aparelho bucal torna-se mais robusto e passam a alimentar-se de folhas e outras partículas orgânicas grosseiras, o que coincide com a queda das folhas no outono/inverno. As larvas e ninfas vão crescendo até à primavera alimentando-se de folhas. Na primavera, a

quantidade de alimento disponível começa a diminuir, a temperatura da água aumenta e as larvas e ninfas sofrem metamorfose e emergem como adultos alados para uma curta fase de vida adulta. Enquanto adultos, os insetos não se afastam dos ribeiros e após o acasalamento as fêmeas depositam os ovos em meio aquático. Estes incubam até à eclosão dos juvenis no final do verão e o ciclo recomeça.



Figura 12.5. Fragmentadores típicos de ribeiros do centro de Portugal: a) *Lepidostoma hirtum*; b) *Tipula* sp.; c) Limnephilidae; d) *Calamoceras marsupus*; e) *Sericostoma vittatum*. Fotografias: Andreia Ferreira.

3. Fatores que a afetam a decomposição e sensibilidade a alterações ambientais induzidas pelas atividades humanas

Há vários fatores que afetam a taxa a que as folhas se decompõem (Figura 12.6). Estes podem estar relacionados com a qualidade das folhas, i.e., as suas características físicas como a dureza e a espessura da cutícula, e químicas como a concentração de compostos secundários (p.ex., óleos e polifenóis), compostos estruturais (p.ex., lignina e celulose) e nutrientes (p.ex., azoto e fósforo)^{7,29}. Folhas

mais duras e pobres em nutrientes decompõem-se mais lentamente do que folhas mais moles e ricas em nutrientes, sendo a concentração de lignina (muitas vezes correlacionada com a dureza) geralmente mais determinante que a concentração de nutrientes^{7,15}.

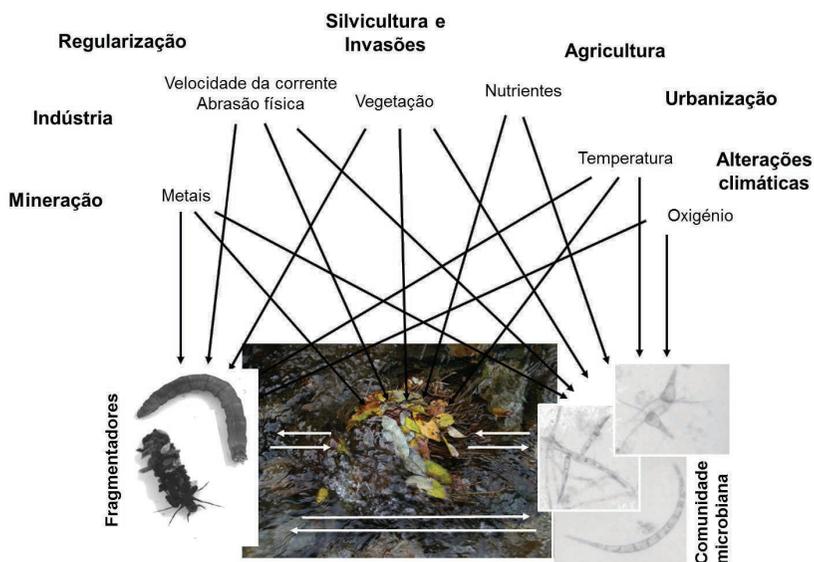


Figura 12.6. Representação esquemática de alguns fatores que afetam a decomposição das folhas diretamente ou por via de efeitos nas comunidades aquáticas. Atividades humanas que podem induzir alterações nas variáveis ambientais são apresentadas a negrito. Fotografias: Andreia Ferreira, José Castela e Verónica Ferreira.

Uma vez que a qualidade das folhas depende da sua identidade, alterações na composição da floresta que resultem em alterações na identidade das folhas que entram nos rios podem afetar a sua decomposição³⁰. Alterações da floresta podem afetar a decomposição das folhas também por via da alteração das condições ambientais e das comunidades aquáticas^{11,30,31}. De facto, foi encontrada uma correlação positiva entre o número de espécies arbóreas na zona ripária de rios de floresta caducifolia nativa da Serra da Lousã e do Caramulo e o número de espécies de hifomicetes aquáticos, o número de espé-

cies de macroinvertebrados e a taxa de decomposição de folhas de carvalho⁴. Quando ocorre a substituição de floresta caducifolia mista por plantações de eucalipto verifica-se também uma redução da taxa de decomposição das folhas, principalmente em ambientes mais áridos onde os ribeiros de eucaliptal acabam por secar durante a estação mais quente, grandemente em consequência da redução no número de espécies e abundância de macroinvertebrados fragmentadores³¹.

A concentração de nutrientes na água é também um fator determinante da taxa de decomposição das folhas. As folhas são em geral pobres em nutrientes (azoto e fósforo) o que limita a utilização do carbono orgânico por parte dos decompositores que têm que manter um certo balanço entre azoto, fósforo e carbono na sua biomassa. No entanto, os microorganismos decompositores têm a capacidade de retirar nutrientes da água, onde se encontram na forma inorgânica e pronta a assimilar. Assim, um aumento da disponibilidade de nutrientes na água geralmente estimula a atividade dos decompositores e a utilização de carbono orgânico o que se traduz numa estimulação da taxa de decomposição^{17,22}. A taxa de decomposição das folhas pode, no entanto, diminuir em ribeiros com concentrações de nutrientes muito altas se estas ocorrerem simultaneamente com uma diminuição na concentração de oxigénio ou aumento da sedimentação como pode acontecer em áreas fortemente urbanizadas ou sujeitas a agricultura intensiva^{13,32}.

A temperatura da água é outro fator determinante das taxas de lixiviação, atividade dos organismos aquáticos e decomposição. O aumento da temperatura (até ao ótimo térmico dos organismos) estimula a atividade dos organismos aquáticos o que pode acelerar a taxa de decomposição das folhas. Isto explica os valores de decomposição mais elevados no verão quando comparado com estações mais frias^{20,28}. O efeito do aumento da temperatura em resultado de atividades humanas neste processo é mais difícil de antecipar devido à covariação entre fatores ambientais. Por exemplo, o potencial efeito

estimulador do aumento da temperatura na atividade dos decompositores e conseqüentemente na taxa de decomposição das folhas pode ser refreado caso a concentração de nutrientes dissolvidos seja baixa²⁸.

3.1. Uma experiência de fertilização *in situ*

Uma vez que a atividade microbiana é limitada em ribeiros oligotróficos, a taxa de decomposição das folhas é geralmente mais rápida em ribeiros com concentrações moderadas de nutrientes (p.ex., ribeiros em zonas agrícolas)^{17,32}. No entanto, diferenças nas taxas de decomposição das folhas entre ribeiros podem ser devidas não só a diferenças na concentração de nutrientes dissolvidos mas também a outras diferenças que possam existir nas características da água ou da vegetação ripária por exemplo. Assim, a melhor maneira de avaliar o efeito do aumento da concentração de nutrientes na decomposição das folhas, mantendo o realismo das condições de campo, é efetuando uma manipulação de nutrientes ao nível do ribeiro e comparando locais fertilizados com locais não fertilizados.

No outono/inverno de 2003 foi promovida a fertilização do ribeiro da Mata da Margarça (Serra do Açor) pela adição de uma solução de nitrato de sódio (NaNO_3) num ponto do ribeiro (N1)²² (Figura 12.7a, b). A adição de nutrientes foi feita continuamente ao longo de quatro meses (outubro 2003 – janeiro 2004), e o consumo biológico de azoto gerou um gradiente de azoto dissolvido ao longo de 255 m para jusante do ponto de adição (locais N1 – N4: 983–214 μg azoto/L); o local de referência (R) localizava-se 55 m a montante do ponto de adição de nutrientes (82 μg azoto/L) (Figura 12.7c). Folhas de amieiro (moles e ricas em nutrientes) e de carvalho (mais duras e pobres em nutrientes) foram incubadas em sacos de malha grossa (10 mm de abertura) ao longo deste gradiente de azoto para determinação da taxa de decomposição.

A experiência de decomposição foi repetida em todos os locais no outono/inverno de 2004, sem que houvesse fertilização.

As taxas de decomposição e as atividades reprodutivas (i.e., produção de esporos) dos hifomicetes aquáticos associados às folhas foram estimuladas com o aumento da concentração de azoto, de acordo com um modelo do tipo Michaelis-Menten (Figura 12.7d, e). A saturação das taxas de decomposição e das atividades reprodutivas ocorreu a uma concentração de azoto relativamente baixa ($K_m \leq 52 \mu\text{g azoto/L}$ e $\leq 232 \mu\text{g azoto/L}$, respetivamente; Figura 12.7d, e). Isto sugere que tanto as taxas de decomposição como as atividades reprodutivas dos hifomicetes aquáticos são muito sensíveis a alterações na concentração de azoto na água²².

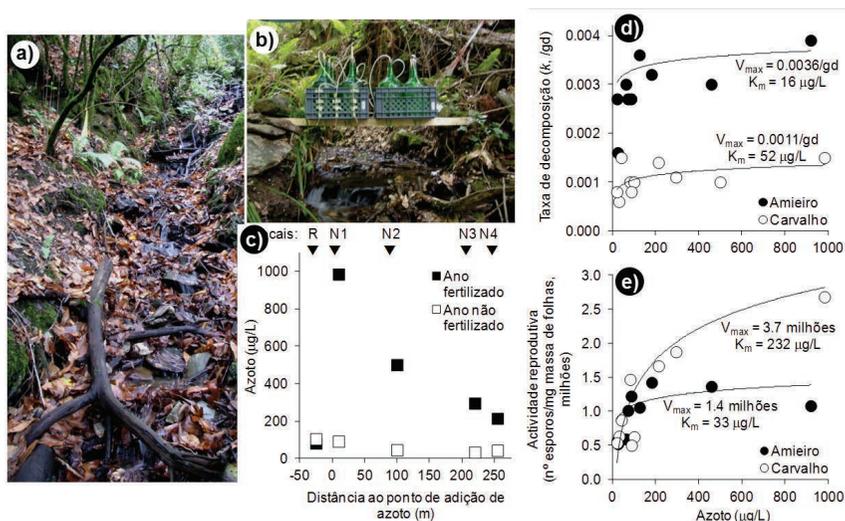


Figura 12.7. a) Ribeiro da Mata da Margaraça, outono de 2003. b) Aparato de fertilização constituído por garrafas com a solução de NaNO_3 . c) Concentração de azoto nos locais de estudo no ano fertilizado e no ano não fertilizado. d) Relação entre as taxas de decomposição (em graus-dia) e a concentração de azoto na água. e) Relação entre a atividade reprodutiva de hifomicetes aquáticos e a concentração de azoto na água. Um modelo do tipo Michaelis-Menten foi aplicado aos dados: $V = (V_{\max} \times [S]) / (K_m + [S])$, sendo V_{\max} o valor máximo, K_m a concentração de azoto à qual é atingido metade do valor máximo e $[S]$ a concentração de azoto; os valores de V_{\max} e K_m são apresentados ($R^2 = 0,51\text{--}0,92$, $p < 0,001$). Fotografias: Verónica Ferreira.

3.2. Uma experiência de aquecimento *in situ*

Os estudos sobre os efeitos do aumento da temperatura na estrutura das comunidades e no funcionamento dos ribeiros têm sido numerosos e adquiriram relevância acrescida face à problemática do aquecimento global³³ e à intensificação de atividades humanas como a desflorestação e a urbanização³⁴. Para avaliar os efeitos do aquecimento nas comunidades e processos aquáticos, integrando os diferentes níveis de organização biológica e as variações ambientais (diárias e sazonais) naturais de um ribeiro, foi manipulada a temperatura da água num ribeiro de floresta³⁵.

Para tal, foi implementado na Ribeira do Candal (Serra da Lousã) um sistema integrado de controlo do fluxo de água e de aquecimento, com vista ao aumento da temperatura da água em 3°C (Figura 12.8)³⁵. Este aquecimento baseou-se em modelos climáticos para a zona centro de Portugal³⁶ e na estreita relação entre temperatura do ar e da água de pequenos ribeiros (incremento de 0,6°C por cada grau de aumento de temperatura do ar³⁷). Os trabalhos sugerem que o aumento da temperatura resulta no aumento da massa dos biofilmes autotróficos (i.e., compostos por microalgas), na modificação da sua composição e na alteração da sua capacidade de utilização da matéria orgânica e do seu valor como fonte nutritiva para as cadeias alimentares autotróficas^{38,39}.

O efeito do aquecimento nas atividades biológicas parece ser mais marcante na estação fria. Tal como acontece com os biofilmes, no inverno, altura em que a temperatura é limitante, observa-se uma estimulação da atividade dos decompositores microbianos e, conseqüentemente, da degradação foliar^{14,28}. Este efeito na atividade microbiana parece nem sempre ser acompanhado de acréscimo de biomassa, atividade reprodutiva

ou alterações na estrutura da comunidade^{21,28}. Incrementos de 3°C parecem não afetar a abundância dos fragmentadores, mas estimulam a sua atividade e conseqüentemente a degradação de folhas, sobretudo as mais recalcitrantes, como o carvalho^{10,14,40}. Uma maior taxa de consumo de folhas por fragmentadores com o aumento da temperatura poderá dever-se a uma melhor qualidade foliar (mediada pelas atividades fúngicas) e/ou a maiores necessidades energéticas dos fragmentadores para completar rapidamente o seu ciclo de vida (em vez de alocar energia para a produção de biomassa)⁴⁰.

Assim, o aquecimento global pode resultar numa redução na eficiência de retenção do carbono em pequenos rios. Pode também ocorrer uma diminuição rápida da matéria orgânica disponível para as teias alimentares baseadas em detritos, com importantes efeitos no ciclo de carbono e teias alimentares aquáticas e terrestres⁴¹.

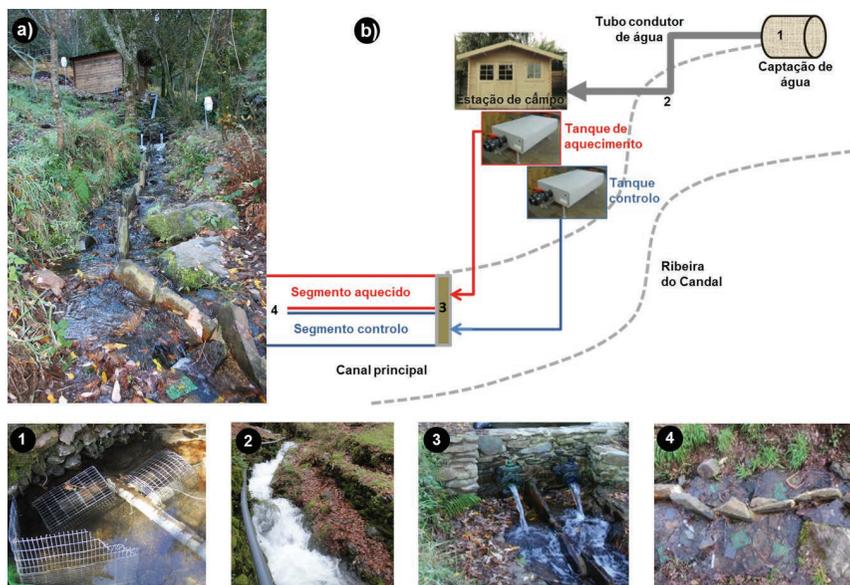


Figura 12.8. a) Ribeira do Candal, Serra da Lousã. b) Esquema do sistema hidráulico e de aquecimento. Uma divergência natural (~ 22 m) da ribeira foi dividida ao meio com rocha local (xisto). As metades – segmento aquecido e segmento controlo – passaram a receber água (3 L/s) diretamente de dois tanques de aço inoxidável (260 L de capacidade), o tanque de aquecimento e o tanque controlo, respetivamente. Estes tanques foram alimentados pela água do ribeiro que foi transportada, por gravidade, até à estação de campo onde se localizavam os tanques. O curso de água principal manteve-se inalterado garantindo o escoamento da maior parte da água. O aumento de temperatura no segmento aquecido (~ 3°C acima da temperatura ambiente) foi realizado pelo tanque de aquecimento com o auxílio de 30 resistências (2000 W) alimentadas por uma potência elétrica constante de 41,4 kVA. O tanque controlo não foi equipado com resistências para aquecimento. Fotografias: João Rosa e Cristina Canhoto.

4. Decomposição de folhas como indicador de qualidade ambiental

De acordo com a Diretiva Quadro da Água⁴², é obrigatório que os estados membros da União Europeia passem a monitorizar a qualidade das suas águas. Apesar de a legislação mencionar

parâmetros funcionais, a Diretiva assenta essencialmente em parâmetros estruturais biológicos (i.e., número e tipo de espécies).

Uma vez que a decomposição de folhas é um processo biológico em que intervém uma variedade de organismos (bactérias, fungos, invertebrados) sensíveis a variações no ambiente, foi proposto que alterações nas taxas de decomposição possam ser indicadores de alterações na qualidade do ambiente⁴³. Com efeito, em rios do centro de Portugal (principalmente nas Serras do Caramulo e da Lousã), foi demonstrado que as taxas de decomposição respondem de forma previsível e consistente a alterações na floresta e muito particularmente às plantações com eucaliptos (inibição)^{31,44} e ao aumento na quantidade de nutrientes na água (estimulação)^{17,22,23}. Assim, as taxas de decomposição de substratos vegetais padronizados podem ser um bom indicador funcional de perturbações ambientais. No entanto, a grande variação natural nas taxas de decomposição tem que ser considerada, assim como as situações sob múltiplas perturbações uma vez que algumas perturbações aceleram as taxas de decomposição enquanto outras causam inibição (Figura 12.9).

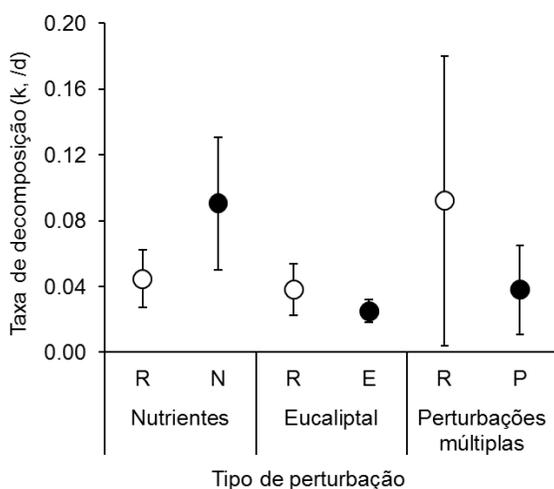


Figura 12.9. Taxas de decomposição de folhas de amieiro em rios de referência (R, círculos brancos) e rios sujeitos a três tipos de perturbações (círculos pretos): N, rios enriquecidos em nutrientes¹⁷; E, rios em eucaliptal³¹; P, rios sujeitos a perturbações múltiplas⁴⁵. Os valores representam a média para cada condição e as linhas o 'desvio padrão', i.e., a variação dos valores relativamente ao valor médio calculado.

5. Produção primária

Nos ecossistemas lóticos, os seres autotróficos, como as algas, as cianobactérias, os briófitos e os macrófitos, captam a energia solar para conduzir os seus processos metabólicos e produzir nova biomassa. Esta nova matéria orgânica fica assim disponível no sistema e irá constituir uma fonte importante de carbono e energia para os seres vivos heterotróficos⁴⁶. Da energia captada pelos organismos autotróficos nem toda é usada para a produção de biomassa, uma vez que parte dessa energia é gasta na respiração celular. Por isso, devemos distinguir entre produtividade primária grosseira (PPG), que corresponde à taxa de produção de matéria orgânica a partir de fontes de carbono inorgânico durante a fotossíntese, e produtividade primária líquida (PPL) que equivale à matéria orgânica efetivamente armazenada depois de descontada a matéria orgânica gasta na respiração celular para a obtenção de energia⁴⁷.

A produção primária em sistemas lóticos pode variar entre rios em função das características fluviais e ribeirinhas. Na bacia do rio Quarteira (Sul de Portugal), as taxas metabólicas eram subestimadas ou sobrestimadas quando se extrapolavam os resultados do metabolismo de um determinado tipo de habitat para um troço ou para um ribeiro⁴⁸. Por isso, a caracterização dos processos metabólicos, nomeadamente da produção primária, requer a cobertura dos diferentes tipos de habitat tendo em conta a proporção relativa e a escala apropriada⁴⁸. Contudo, a informação disponível sobre metabolismo, e particularmente sobre produtividade primária, é bastante escassa em rios e ribeiros em Portugal.

Entre os fatores que mais podem influenciar as taxas de produção primária, salientam-se (i) a disponibilidade em luz, que pode ser influenciada pela profundidade da água, pela turbidez e carga de sedimentos em suspensão e pela sombra proveniente da vegetação ribeirinha⁴⁶, (ii) a disponibilidade em nutrientes, nomeadamente nas

suas formas assimiláveis nitrato, amónia e fosfato solúvel⁴⁹ e (iii) a dinâmica das comunidades biológicas, incluindo a composição e a abundância dos produtores primários, a competição, a herbivoria⁵⁰ e a presença de distúrbios externos de natureza físico-química que podem alterar a estrutura e a atividade das comunidades (p.ex., contaminação por metais⁵¹, eventos de cheias⁵²).

A biomassa de biofilmes (constituídos por algas, bactérias e fungos embebidos numa matriz) formados sobre pedras e calhaus de pequenos ribeiros florestados, onde a luz é um fator limitante, pode ser máxima no outono². Apesar dos dias serem mais curtos do que no verão e da intensidade da luz ser também menor, a disponibilidade em luz pode aumentar durante o período de queda da folha, tal como observado na Mata da Margaraça².

Numa experiência *in situ* conduzida na bacia hidrográfica rio Ave (norte de Portugal) ao longo de um gradiente de eutrofização, verificou-se que, quando os nutrientes eram limitantes, a biomassa e a produtividade dos produtores primários, nomeadamente das algas bentónicas, aumentava com o aumento moderado da concentração de nutrientes, mas diminuía como resposta a níveis de nutrientes mais elevados porque a eutrofização leva à diminuição do nível de oxigénio e à presença de outros agentes de stress que se sobrepõem ao efeito estimulante dos nutrientes⁴⁹. O padrão de resposta foi semelhante ao observado no processo ecológico complementar de decomposição^{49,53}.

Por outro lado, a atividade fotossintética é afetada pela temperatura do sistema, da qual depende o metabolismo de todos os seres vivos. Numa experiência de manipulação da temperatura *in situ*, o aumento de 3°C face à temperatura ambiente estimulou a densidade de diatomáceas e a sua biomassa quantificada pela concentração de clorofila⁵⁴. Este estímulo foi particularmente notório nos meses mais frios, com possíveis implicações para o metabolismo do rio.

No centro de Portugal, verificou-se que a respiração das algas bentônicas era estimulada pelo aumento da temperatura, mais do que pelo aumento da concentração de nutrientes⁵⁵. Na primavera, o aumento simultâneo da temperatura e da concentração de nutrientes estimulou a respiração das algas em maior extensão do que o previsto a partir do efeito individual de cada fator, contribuindo assim para acentuar o nível da libertação de CO₂ para a atmosfera intensificando o potencial efeito de estufa⁵⁵. Contudo, este estudo não providenciou informação sobre os efeitos na produtividade primária ou na atividade fotossintética.

6. Produção secundária

Os ‘consumidores’ são organismos que se alimentam de outros organismos. A energia ingerida e assimilada pelos consumidores é utilizada em três processos fundamentais: manutenção, reprodução e investimento em novos tecidos. Ao nível do ecossistema, a ‘produção secundária’ é a geração de novos tecidos (em termos de peso, carbono ou unidades energéticas) por um consumidor. Quando esta produção é expressa por unidade de área e tempo (geralmente 1 ano) referimo-nos a ‘produtividade’. Valores elevados de produtividade indicam que grande parte da energia que está num nível trófico passa rapidamente ao nível trófico seguinte. Os consumidores nos rios são os animais (vertebrados ou invertebrados), os fungos e as bactérias. Organismos de grandes dimensões têm em geral uma produção baixa e, em sentido contrário, organismos de pequenas dimensões são capazes de crescer muito rapidamente e duplicar a sua massa em pouco tempo.

Os estudos de produtividade secundária em rios de Portugal são escassos. Valores de produção muito elevados foram referidos para o lagostim-vermelho da Luisiana (*Procambarus clarkii*) no período

em que invadiu o baixo Mondego (Tabela 12.1.). Valores muito mais baixos foram registados para insetos aquáticos em pequenos rios (Tabela 12.1.). Embora a produtividade seja calculada numa base anual, os valores variam ao longo do ano. Por exemplo, para as larvas de tricóptero *Sericostoma vittatum*, na Ribeira de São João (Serra da Lousã), valores mais elevados de produção foram registados na primavera, quando os animais eram de maiores dimensões e as temperaturas altas. No verão, a maior parte dos indivíduos na ribeira eram de pequenas dimensões (biomassa baixa) e, por isso, a produção foi baixa⁶.

Pouco sabemos sobre a produção dos hifomicetes aquáticos em condições naturais. Pascoal & Cássio¹³ e Pascoal et al.¹⁶ mediram a produtividade de hifomicetes de folhas recolhidas em rios e referiram valores de 2,0 a 9,5 mg de carbono/g de carbono de folha/dia. Assumindo um valor de 46% de carbono em detritos foliares (valor médio de 177 amostras de folhas de 151 espécies de árvores de 24 regiões distribuídas pelo globo), 42% de carbono em fungos aquáticos⁵⁶ e um valor médio de 36 g de material orgânico/m² ⁶, o valor calculado de produção para os hifomicetes aquáticos seria de 28,8 a 136,4 mg de fungos/m²/ano, um valor mais baixo do que o observado para invertebrados e peixes.

Tabela 12.1.
Valores de produção secundária (g/m²/ano) de alguns consumidores em rios de Portugal.

Nome comum	Nome científico	Local	Produtividade
¹ Lagostim-vermelho	<i>Procambarus clarkii</i>	Baixo Mondego	27,22
² Gambúsia (peixe)	<i>Gambusia holbrooki</i>	Baixo Mondego	3,10
³ Tricóptero (insecto)	<i>Lepidostoma birtum</i>	Ribeira São João, Serra da Lousã	0,06
⁴ Tricóptero (insecto)	<i>Sericostoma vittatum</i>	Ribeira São João, Serra da Lousã	0,44

1, Anastácio & Marques⁵⁷; 2, Cabral & Marques⁵⁸; 3, Azevedo-Pereira et al.³; 4, González & Graça⁶.

7. Serviços prestados pelos ecossistemas fluviais

‘Serviços dos ecossistemas’ é uma expressão que traduz o conjunto de benefícios prestados pelos ecossistemas às sociedades humanas⁵⁹. Muitos são determinantes para a sua sobrevivência (p.ex., água de boa qualidade para consumo) enquanto outros aumentam a sua qualidade de vida (p.ex., valores estéticos). Os serviços dos ecossistemas (fluviais) são múltiplos e podem classificar-se em quatro categorias (Tabela 12.2.). Estes serviços dependem dos processos que ocorrem nos ecossistemas; p.ex., a purificação da água depende de processos como a retenção e degradação da matéria orgânica, desnitrificação, fotossíntese e, no caso da presença de contaminantes (*sensu lato*), da sua remoção biológica⁶⁰⁻⁶².

Tabela 12.2.

Serviços prestados pelos cursos de água. Cada serviço é garantido por um ou mais processos. Principais fontes: MEA⁵⁹, Acuña et al.⁶⁰, Harrison et al.⁶¹, Palmer & Richardson⁶², Brauman et al.⁶³, Sabater⁶⁴.

Tipo de serviço	Exemplos
Provisionamento (i.e., serviços de fornecimento de bens ou produtos)	Água para consumo e irrigação Biodiversidade Produtos naturais com utilidade medicinal Produção de alimento Produção de energia
Regulação (i.e., benefícios não-materiais)	Biodiversidade Decomposição de matéria orgânica Dispersão de sementes Diversidade genética Manutenção de habitats Purificação da água/Tratamento de resíduos Regulação da erosão e transporte de sedimentos Regulação de perturbações hidrológicas

Tipo de serviço	Exemplos
Suporte (i.e., necessários à efetivação dos outros serviços)	Regulação do clima
	Saúde humana
	Sequestração de carbono e azoto
	Biodiversidade
Culturais	Produção primária
	Reciclagem de nutrientes
	Educaçãois
	Espirituais e religiosos
	Estéticos
	Recreacionais e ecoturismo

De salientar o serviço prestado pela biodiversidade já que todas as categorias tendem a incluir componentes de biodiversidade ou a ser afetadas por ela⁶⁵. A sua importância transversal é facilmente compreensível no funcionamento de ribeiros florestados: uma elevada diversidade de decompositores⁶⁶ e fragmentadores⁶⁷ tende a estimular a degradação foliar contribuindo para uma maior eficácia na reciclagem de nutrientes (papel regulador) e a gerar água própria para consumo (serviço final). No entanto, é frequente a oposição entre a preservação da biodiversidade como serviço (visão conservacionista⁶⁸) e outros benefícios (p.ex., energia hidroelétrica obtida através da construção de barragens⁶⁹).

Nas últimas décadas, mais de 60% dos serviços ou benefícios sociais prestados pelos ecossistemas foram afetados pelas atividades humanas⁷⁰. Adicionalmente, fenómenos globais como a alteração do clima promovem a redução ou perda dos benefícios inerentes à capacidade de sequestração de carbono (regulação do clima⁷¹), regulação do fluxo, perdas de biodiversidade e serviços associados. Também, a invasão de espécies, sendo a invasão pelo mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*) um exemplo icónico, leva a prejuízos em termos de serviços de provisão (p.ex., alimento para peixes), de regulação (p.ex., depuração da água) e mesmo culturais (p.ex., estética de embarcações)⁷².

O conhecimento das funções e serviços dos ecossistemas fluviais é ainda limitado, pouco claro e/ou difícil de valorar. A relação íntima e assimétrica da maior parte da rede fluvial (i.e., os cursos de água de baixa ordem) com a sua bacia de drenagem, nomeadamente com as áreas ripárias, torna os serviços fluviais ‘compartilhados’ com outros ecossistemas (nomeadamente terrestres) e, portanto, de avaliação difícil. Urge encontrar indicadores dos serviços que sejam robustos, facilmente compreensíveis e aceites por investigadores, decisores^{73,74} e, se possível, pelo público em geral. A tradução em valor económico dos serviços dos ecossistemas⁷⁵ tem-se revelado vantajosa no estabelecimento de uma relação saudável entre a sociedade e os cursos de água uma vez que pode contribuir para estabelecer estratégias efetivas de conservação, uso sustentável e gestão destes recursos.

8. Referências bibliográficas

- ¹Abelho M. & Graça M.A.S. 1996. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia* 324: 195–204
- ²Abelho M. & Graça M.A.S. 1998. Litter in a temperate deciduous forest stream ecosystem. *Hydrobiologia* 386: 147–152
- ³Azevedo-Pereira H.V.S., Graça M.A.S. & González J.M. 2006. Life history of *Lepidostoma birtum* in an Iberian stream and its role on organic matter processing. *Hydrobiologia* 559: 183–192
- ⁴Ferreira V., Castela J., Rosa P., Tonin A.M., Boyero L. & Graça M.A.S. 2016a. Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation. *Aquat. Ecol.* 50: 711–725
- ⁵Canhoto C. & Graça M.A.S. 1998. Leaf retention: a comparative study between stream categories and leaf types. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 990–993
- ⁶González J.M. & Graça M.A.S. 2003. Conversion of leaf litter to secondary production by the shredder caddisfly *Sericostoma vittatum*. *Freshwat. Biol.* 48: 1578–1592
- ⁷Ferreira V., Encalada A.C. & Graça M.A.S. 2012. Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. *Freshwat. Sci.* 31: 945–962
- ⁸Cortes R.M.V., Graça M.A.S. & Monzón A. 1992. Replacement of alder by eucalyptus along two streams with different characteristics: differences on decay rates and

- consequences to the stream functioning. *Verb. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1697–1702
- ⁹Canhoto C. & Graça M.A.S. 1996. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and 3 native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia* 333: 79–85
- ¹⁰Ferreira V., Chauvet E. & Canhoto C. 2015a. Effects of experimental warming, litter species, and presence of macroinvertebrates on litter decomposition and associated decomposers in a temperate mountain stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72: 206–216
- ¹¹Ferreira V., Elosegí A., Gulis V., Pozo J. & Graça M.A.S. 2006a. Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf litter decomposition in Iberian streams. *Arch. Hydrobiol.* 166: 467–490
- ¹²Gonçalves A.L., Gama M., Ferreira V., Graça M.A.S. & Canhoto C. 2007. The breakdown of Blue gum (*Eucalyptus globulus* Labill.) bark in a Portuguese stream. *Fund. Appl. Limnol./Arch. Hydrobiol.* 168: 307–315
- ¹³Pascoal C. & Cássio F. 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Appl. Environ. Microbiol.* 70: 5266–5273
- ¹⁴Ferreira V. & Canhoto C. 2014. Effect of experimental and seasonal warming on litter decomposition in a temperate stream. *Aquat. Sci.* 76: 155–163
- ¹⁵Ferreira V., Raposeiro P.M., Pereira A., Cruz A.M., Costa A.C., Graça M.A.S. & Gonçalves V. 2016b. Leaf litter decomposition in remote oceanic islands streams is driven by microbes and depends on litter quality and environmental conditions. *Freshwat. Biol.* 61: 783–799
- ¹⁶Pascoal C., Cássio F., Marcotegui A., Sanz B. & Gomes P. 2005. The role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24: 784–797
- ¹⁷Gulis V., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2006. Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for stream assessment. *Freshwat. Biol.* 51: 1655–1669
- ¹⁸Graça M.A.S., Cressa C., Gessner M.O., Feio M.J., Callies K.A. & Barrios C. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwat. Biol.* 46: 947–957
- ¹⁹Graça M.A.S. & Cressa C. 2010. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 95: 27–41
- ²⁰Ferreira V., Graça M.A.S., de Lima J.L.M.P. & Gomes R. 2006b. Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves. *Arch. Hydrobiol.* 165: 493–513
- ²¹Duarte S., Cássio F., Ferreira V., Canhoto C. & Pascoal C. 2016. Seasonal variability may affect microbial decomposers and leaf decomposition more than warming in streams. *Microb. Ecol.* 72: 263–276
- ²²Ferreira V., Gulis V. & Graça M.A.S. 2006c. Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. *Oecologia* 149: 718–729
- ²³Castela J., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environ. Poll.* 153: 440–449

- ²⁴Gama M., Gonçalves A.L., Ferreira V., Graça M.A.S. & Canhoto C. 2007. Decomposition of fire exposed *Eucalyptus* leaves in a Portuguese lowland stream. *Int. Rev. Hydrobiol.* 92: 229–241
- ²⁵Cornut J., Elger A., Lambrigot D., Marmonier P. & Chauvet E. 2010. Early stages of leaf decomposition are mediated by aquatic fungi in the hyporheic zone of woodland streams. *Freshwat. Biol.* 55: 2541–2556
- ²⁶Ferreira V. & Chauvet E. 2011. Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. *Global Change Biol.* 17: 551–564
- ²⁷Duarte S., Pascoal C., Garabetian F., Cássio F. & Charcosset J.-Y. 2009. Microbial decomposer communities are mainly structured by the trophic status in circumneutral and alkaline streams. *Appl. Environ. Microbiol.* 75: 6211–6221
- ²⁸Ferreira V. & Canhoto C. 2015. Future increase in temperature might stimulate litter decomposition in temperate cold water streams – evidence from a stream manipulation experiment. *Freshwat. Biol.* 60: 881–892
- ²⁹Canhoto C. & Graça M.A.S. 1999. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. *Microb. Ecol.* 37: 163–172
- ³⁰Graça M.A.S., Pozo J., Canhoto C. & Elozegi A. 2002. Effects of *Eucalyptus* plantations on detritus, decomposers and detritivores in streams. *TheScientificWorld J.* 2: 1173–1185
- ³¹Ferreira V., Larrañaga A., Gulis V., Elozegi A., Basaguren A., Graça M.A.S. & Pozo J. 2015b. The effect of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams. *For. Ecol. Manage.* 335: 129–138
- ³²Woodward G., Gessner M.O., Giller P.S., Gulis V., Hladysz S., Lecerf A., Malmqvist B., McKie B.G., Tiegs S.D., Cariss H., Dobson M., Elozegi A., Ferreira V., Graça M.A.S., Fleituch T., Lacoursiere J., Nistorescu M., Pozo J., Risnoveanu G., Schindler M., Vadineanu A., Vought L.B.-M. & Chauvet E. 2012. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science* 336: 1438–1440
- ³³IPCC 2013. Summary for policymakers. In: Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V. & Midgley P.M. (eds.) *Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press. U.K., Cambridge and U.S.A., New York, pp. 3–29
- ³⁴Ferreira V. & Voronina E. 2016. Impact of climate change on aquatic hypho- and terrestrial macromycetes. In: Marxsen J. (ed.) *Climate change and microbial ecology: current research and future trends*. Caister Academic Press. UK, Norfolk, pp. 53–72
- ³⁵Canhoto C., Lima J.L.M.P. & de Almeida A.T. 2013. Warming up a stream reach: design of a hydraulic and heating system. *Limnol. Oceanogr. Methods* 11: 410–417
- ³⁶Miranda P., Coelho F.E.S., Tomé A.R. & Valente M.A. 2002. 20th century Portuguese climate and climate scenarios. Climate change in Portugal. Scenarios, impacts and adaptation measures. In: Santos F.D., Forbes K. & Moita R. (eds.) *SIAM project*. Gradiva Publications, Lda. Portugal, Lisboa, pp. 23–83

- ³⁷Morrill J.C., Bales R.C. & Conklin M.H. 2005. Estimating stream temperature from air temperature: implications for future water quality. *J. Environ. Eng.* 131: 131–139
- ³⁸Ylla I., Canhoto C. & Romani A. 2014. Effects of warming on stream biofilm organic matter use capabilities. *Microb. Ecol.* 68: 132–145
- ³⁹Delgado C., Almeida S.F.P., Elias C.L., Ferreira V. & Canhoto C. 2017. Response of biofilm growth to experimental warming in a temperate stream. *Ecobydrology* 10:e1868
- ⁴⁰Mas-Martí E., Muñoz I., Oliva F. & Canhoto C. 2015. Effects of increased water temperature on leaf litter quality and detritivore performance: a whole-reach manipulative experiment. *Freshwat. Biol.* 60: 184–197
- ⁴¹Jonsson M. & Canhoto C. 2017. Climate change and freshwater invertebrates: their role in reciprocal freshwater-terrestrial resource fluxes. In: Johnson S.N. & Jones T.H. (eds.) *Global climate change and terrestrial invertebrates*. John Wiley & Sons, Ltd. UK, Chichester, pp. 274–294
- ⁴²Lei da Água 58/2005. 2005. Diário da República (Série I-A) 249: 7280–7310
- ⁴³Gessner M.O. & Chauvet E. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* 12: 498–510
- ⁴⁴Ferreira V., Koricheva J., Pozo J. & Graça M.A.S. 2016c. A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams. *For. Ecol. Manage.* 364: 27–38
- ⁴⁵Feio M.J., Alves T., Boavida M., Medeiros A. & Graça M.A.S. 2010. Functional indicators of stream health: a river-basin approach. *Freshwat. Biol.* 55: 1050–1065
- ⁴⁶Allan J. D. & Castillo M M. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer. Netherlands
- ⁴⁷Hauer F.R. & Lamberti G.A. 2017. *Methods in stream ecology*, Vol. 2: *Ecosystem function*. 3rd edition. Academic Press. U.K., London
- ⁴⁸Sroczyńska K., Claro M., Range P., Wasiak K., Wojtal-Frankiewicz A., Ben-Hamadou R., Leitão F. & Chicharo L. 2016. Habitat-specific benthic metabolism in a Mediterranean-type intermittent stream. *Ann. Limnol. – Int. J. Limnol.* 52: 243–252
- ⁴⁹Dunck B., Lima-Fernandes E., Cássio F., Cunha A., Rodrigues L. & Pascoal C. 2015. Responses of primary production, leaf litter decomposition and associated communities to stream eutrophication. *Environ. Poll.* 202: 32–40
- ⁵⁰Rakowski C. & Cardinale B.J. 2016. Herbivores control effects of algal species richness on community biomass and stability in a laboratory microcosm experiment. *Oikos* 125: 1627–1635
- ⁵¹Niyogi D.K., Lewis Jr W.M. & McKnight D.M. 2002. Effects of stress from mine drainage on diversity, biomass, and function of primary producers in mountain streams. *Ecosystems* 5: 554–567
- ⁵²Townsend S., Schult J., Douglas M. & Lautenschlager A. 2017. Recovery of benthic primary producers from flood disturbance and its implications for an altered flow regime in a tropical savannah river (Australia). *Aq. Bot.* 136: 9–20
- ⁵³Pereira A., Geraldés P., Lima-Fernandes E., Fernandes I., Cássio F. & Pascoal C. 2016. Structural and functional measures of leaf-associated invertebrates and fungi as predictors of stream eutrophication. *Ecol. Ind.* 69: 648–656

- ⁵⁴Delgado C., Almeida S.F.P., Elias C.L., Ferreira V. & Canhoto C. 2017. Response of biofilm growth to experimental warming in a temperate stream. *Ecobydrology* 10: e1868
- ⁵⁵Rosa J., Ferreira V., Canhoto C. & Graça M.A.S. 2013. Combined effects of water temperature and nutrients concentration on periphyton respiration – implications of global change. *Int. Rev. Hydrobiol.* 98: 14–23
- ⁵⁶Gessner M.O. & Newell S.Y. 2002. Biomass, growth rate, and production of filamentous fungi in plant litter. In: Hurst C.J., Knudsen G.R., McInerney M.J., Stetzenbach L.D. & Walter M.V. (eds.) *Manual of Environmental Microbiology*. 2nd edn. ASM Press. U.S.A., Washington, D.C., pp. 1–19
- ⁵⁷Anastácio P.M. & Marques J.C. 1995. Population biology and production of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) in the lower Mondego river valley, Portugal. *J. Crust. Biol.* 15: 156–168
- ⁵⁸Cabral J.A. & Marques J.C. 1999. Life history, population dynamics and production of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae), in rice fields of the lower Mondego River Valley, western Portugal. *Acta Oecologia – Int. J. Ecol.* 20: 607–620
- ⁵⁹MEA 2005. Millennium ecosystem assessment: ecosystems and human well-being: the assessment series. Island Press. U.S.A., Washington, DC
- ⁶⁰Acuña V., Díez J. R., Flores L., Meleason M. & Elozegi A. 2013. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *J. Appl. Ecol.* 50: 988–997
- ⁶¹Harrison P.A., Vandewalle M., Sykes M.T., Berry P.M., Bugter R., de Bello F., Feld C.K., Grandin U., Harrington R., Haslett J. R., Jongman R.H.G., Luck W., Martins da Silva P., Moora M., Settele J., Sousa J.P. & Zobel M. 2010. Identifying and prioritising services in European terrestrial and freshwater ecosystems. *Biodiv. Conserv.* 19: 2791–2821
- ⁶²Palmer M.A. & Richardson D.C. 2009. Provisioning services: a focus on fresh water. In: Levin S.A., Carpenter S.R., Godfray H.C.J., Kinzing A.P., Loreau M., Losos J.B., Walker B. & Wilcove D.S. (eds.) *The Princeton guide to ecology*. Princeton University Press. U.K., Princeton, pp. 625–633
- ⁶³Brauman K.A., Daily G.C., Duarte T.K. & Mooney H.A. 2007. The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32: 67–98
- ⁶⁴Sabater S. 2008. Alterations of the global water cycle and their effects on river structure, function and services. *Freshwat. Rev.* 1: 75–88
- ⁶⁵Thorp J.H., Flotemersch J.E., Delong M.D., Casper A.F., Thoms M.C., Ballantyne F., Williams B.S., O’Neil B.J. & Haase C.S. 2010. Linking ecosystem services, rehabilitation, and river hydrogeomorphology. *BioScience* 60: 67–74
- ⁶⁶Jabiól J., Bruder A., Gessner M.O., Makkonen M., McKie B.G., Peeters E.T.H.M., Vos V.C.A., Chauvet E. 2013. Diversity patterns of leaf-associated aquatic hyphomycetes along a broad latitudinal gradient. *Fungal Ecol.* 6: 439–448
- ⁶⁷Jonsson M. & Malmqvist B. 2000. Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* 89: 519–523
- ⁶⁸Mace G.M., Norris K. & Fitter A.H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol. Evol.* 27: 19–26

- ⁶⁹Hoeinghaus D.J., Agostinho A.A., Gomes L.C., Pelicice F.M., Okada E.K., Latini J.D., Kashiwaqui E. A.L. & Winemiller K.O. 2009. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conserv. Biol.* 23: 1222–1231
- ⁷⁰Mooney H., Larigauderie A., Cesario M., Elmquist T., Hoegh-Guldberg O., Lavorel S., Mace G.M., Palmer M., Scholes R. & Yahara T. 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 1: 46–54
- ⁷¹Boyero L., Pearson R.G., Gessner M.O., Barmuta L.A., Ferreira V., Graça M.A.S., Dudgeon D., Boulton A.J., Callisto M., Chauvet E., Helson J.E., Bruder A., Albariño R.J., Yule C.M., Arunachalam M., Davies J.N., Figueroa R., Flecker A. S., Ramírez A., Death R. G., Iwata T., Mathooko J. M., Mathuriau C., Gonçalves J. F. Jr., Moretti M.S., Jinggut T., Lamothe S., M'Erimba C., Ratnarajah L., Schindler M.H., Castela J., Buria L.M., Cornejo A., Villanueva V.D. & West D.C. 2011. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecol. Lett.* 14: 289–294
- ⁷²Pejchar L. & Mooney H.A. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends Ecol. Evol.* 24: 497–504
- ⁷³Anton C., Young J., Harrison P.A., Musche M., Bela G., Feld C.K., Harrington R., Haslett J.R., Pataki G., Rounsevell M.D.A., Skourtos M., Sousa J.P., Sykes M.T., Tinch R., Vandewalle M., Watt A. & Settele J. 2010. Research needs for incorporating the ecosystem service approach into EU biodiversity conservation policy. *Biodiv. Conserv.* 19: 2979–2994
- ⁷⁴Balmford A. & Bond W. 2005. Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecol. Lett.* 8: 1218–1234
- ⁷⁵Fisher B., Turner K.R. & Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68: 643–653

CAPÍTULO 13
ALTERAÇÕES GLOBAIS DOS RIOS: PRESSÕES
ANTROPOGÉNICAS E ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

Maria João Feio¹ & Zara Teixeira²

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mjf@ci.uc.pt

²MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, zara.teixeira@ci.uc.pt

Sumário: Com o objetivo de proteger e restaurar os ecossistemas aquáticos, os estados-membros da União Europeia definiram um conjunto de iniciativas capazes de garantir a gestão sustentável daqueles recursos. Dos vários instrumentos legislativos resultantes, a Diretiva-Quadro da Água (DQA)¹ é um dos mais relevantes, reconhecendo que a integridade dos ecossistemas e o seu uso sustentável dependem do conhecimento aprofundado acerca das várias componentes do ecossistema, da sua dinâmica e das suas interações. Um dos elementos-base desse conhecimento é o das pressões que afetam os ecossistemas aquáticos e quais as alterações que provocam nos mesmos. Este capítulo pretende fazer um resumo da situação atual em Portugal em termos de: (i) uso de solo e pressões diretas que afetam os rios portugueses (hidromorfologias, contaminação da água) e sua distribuição pelas diferentes regiões hidrográficas; (ii) cenários de

alterações climáticas esperadas para Portugal; e (iii) efeitos destas pressões sobre os ecossistemas com base em estudos realizados em Portugal.

Palavras-chave: comunidades aquáticas, efeitos, hidromorfologia, rios, uso de solo

1. Pressões sobre os ecossistemas aquáticos

Uma pressão é o resultado de um mecanismo de origem natural (p.ex., sismos, erupções vulcânicas) e/ou antropogénica (p.ex., desenvolvimento económico e social) que provoca um efeito nos ecossistemas e conseqüentemente uma alteração do estado do ecossistema (p.ex., alterações climáticas, alterações dos usos do solo)². Com base nesta definição, a ocorrência, intensidade e direção de uma pressão pode ser influenciada pela implementação de medidas de gestão, o que acontece com as pressões antropogénicas. O mesmo não acontece com as pressões de origem natural, as quais podem ser tidas em conta nas políticas de gestão, mas para as quais não há resposta³. As alterações climáticas poderão ser consideradas pressões de origem simultaneamente natural e antropogénica. Por um lado, poderão ser o resultado de alterações na atividade solar, de erupções vulcânicas e/ou da variabilidade natural climática; por outro, poderão ser o resultado da atividade humana e da conseqüente emissão de CO₂ ⁴.

As alterações globais têm reflexo na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, dependendo da sua intensidade, frequência e tipo. Em Portugal, o efeito destas pressões sobre os ecossistemas aquáticos ribeirinhos tem vindo a ser cada vez mais estudado, principalmente desde os anos 1990, altura em que se começaram a analisar as comunidades aquáticas e o efeito de outras pressões

para além das alterações físico-químicas da água. A partir do século XXI e com a implementação da DQA passou a ser obrigatório monitorizar regularmente os rios portugueses (como em toda a Comunidade Europeia) com indicadores biológicos (invertebrados, plantas aquáticas e peixes) (Capítulo 14) e fazer o levantamento das pressões que afetam os rios, havendo um grande incremento do número de estudos nesta área no país, como em toda a Europa.

2. Pressões diretas e indiretas sobre os ecossistemas

A ocupação do solo pelo Homem tem um impacto indireto sobre os recursos aquáticos que se relaciona com o desenvolvimento populacional e depende do tipo de uso^{5,6}. Este resulta em pressões diretas sobre os ecossistemas que podem ser qualitativas (relacionadas com a qualidade físico-química da água alterada por poluição difusa ou pontual, cargas de sedimentos, microorganismos, hidromorfologia, etc) e quantitativas (que influenciam a quantidade de água nos sistemas devido ao consumo humano, rega ou indústria).

As zonas urbanas e industriais são responsáveis por poluição pontual originária de águas residuais urbanas e industriais⁷, mas poderão também afetar a quantidade de água devido à impermeabilidade do solo⁸. As zonas agrícolas são a principal fonte de poluição difusa, associada a adubos, pesticidas e fertilizantes⁹, mas dependendo do tipo de cultivo poderão ter como consequência a diminuição da disponibilidade da água devido à irrigação¹⁰. As zonas florestais, embora raramente com um papel direto na contaminação dos recursos aquáticos, poderão ser responsáveis por alterações da infiltração da água no solo e alterações do escoamento superficial, dependendo das espécies florestais e da cobertura de vegetação¹¹. As pressões podem também ser provocadas pelas alterações da ocupação e usos do solo. Por exemplo, a urbanização associada

a uma perda de floresta ou área agrícola, altera a hidrologia e as características físico-químicas da água, contribuindo para a degradação das comunidades biológicas⁵.

As principais pressões hidromorfológicas existentes nas águas superficiais de Portugal continental são infra-estruturas transversais (barragens e açudes), estruturas de regularização de linhas de água, extração de inertes e transferências de água entre bacias. Estas pressões causam um efeito de barreira ou a artificialização do leito e das margens. Os impactos do efeito barreira podem ser elevados na ausência de dispositivos para transposição da fauna aquática. Os impactos de artificialização do leito podem ser elevados quando há cobertura extensa de revestimento rígido ou impermeável do fundo ou margens sistematicamente constituídas por muros. Existem ainda pressões biológicas causadas pela introdução de espécies exóticas e pela carga piscícola.

2.1. Distribuição das pressões antropogénicas pelas regiões hidrográficas portuguesas

De acordo com a carta de ocupação do solo CORINE – Agência Europeia do Ambiente 2014, em 2012 as florestas e zonas semi-naturais ocupam cerca de 47,8% do território de Portugal continental, seguidas pelas culturas permanentes e temporárias de sequeiro que ocupam cerca de 42,8% do território (Figura 13.1). A restante área encontra-se coberta por culturas temporárias de regadio e arrozais (3,1%), áreas urbanas (2,9%), pastagens (0,9%), zonas industriais (0,8%), minas (0,2%) e por zonas húmidas e massas de água (1,7%). Dados de 2006 a 2012 indicam que as zonas urbanas, as zonas industriais e as minas têm vindo a ganhar área, enquanto as culturas de regadio e arrozais, as culturas permanentes e temporárias de sequeiro, as pastagens e as florestas reduziram a sua ocupação¹².

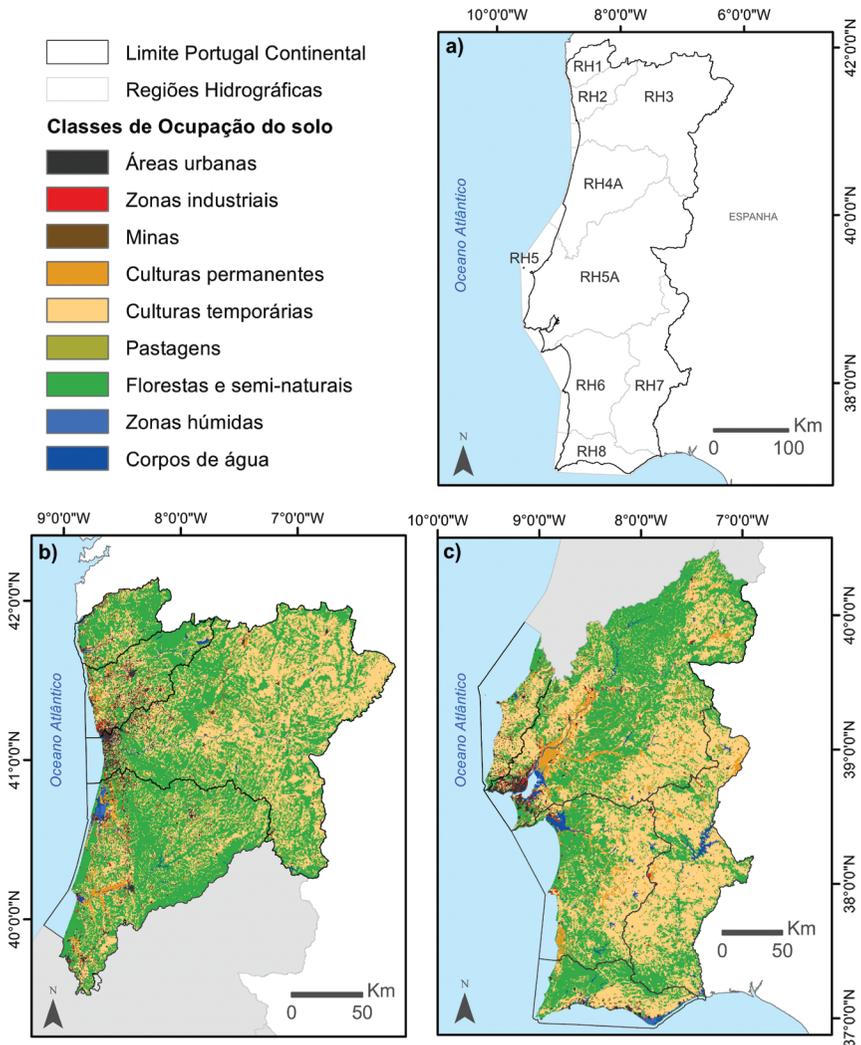


Figura 13.1. a) Regiões hidrográficas de Portugal continental; b) categorias de ocupação do solo em 2012, nas regiões hidrográficas RH1, RH2, RH3 e RH4; c) RH5A, RH5, RH6, RH7 e RH8. Figura: Zara F. Teixeira.

A informação acerca das principais pressões nas regiões hidrográficas encontra-se disseminada pelos 8 Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), vigentes de 2016 a 2021 (Agência Portuguesa do Ambiente–APA: <http://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&s>

ubref=7&sub2ref=9&sub3ref=848#Quadro_PGRH_Final). A seguir, faz-se uma compilação dessa informação mostrando as principais diferenças entre regiões.

As bacias hidrográficas dos rios Minho e Lima (Região Hidrográfica 1 – RH1) são ambas internacionais sendo que 80% da disponibilidade hídrica provém de Espanha. As suas maiores pressões estão por isso relacionadas com (i) a redução da quantidade e qualidade da água nos troços internacionais devido às captações de água para abastecimento público e balnear, (ii) a implementação de caudais ecológicos que agravam a qualidade da água e (iii) descargas de efluentes industriais e urbanos (p.ex., da bacia do Louro com qualidade ecológica inferior a Bom e do polígono industrial de Possinho e Ourense). Relativamente à hidromorfologia, as maiores alterações na RH1 são devidas às 3 grandes barragens existentes (Alto Lindoso, Touvedo e Pagade). A maior parte das cargas poluentes rejeitadas nas águas superficiais pela indústria provém da fabricação de têxteis, artigos de borracha e plástico e pasta de papel. A pecuária tem também uma contribuição significativa na quantidade de azoto (N) que entra nos rios (cerca de 17%). A pesca constitui uma pressão importante sobre espécies ameaçadas como a enguia-europeia (*Anguilla anguilla*, “Em perigo”) ou a lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*) e o sável (*Alosa alosa*, “Vulnerável”). Os invertebrados exóticos mais importantes são o lagostim-vermelho da Luisiana (*Procambarus clarkii*), a ameijoia asiática (*Corbicula fluminea*) e o caramujo da Nova Zelândia (*Potamopyrgus antipodarum*). De uma forma geral encontram-se aqui, como por todo o país, diversas espécies de macrófitos exóticos e invasores como a mimosa (*Acacia dealbata*), a azola (*Azolla filiculoides*), o miriófilo-aquático (*Myriophyllum aquaticum*) ou a *Salvina molesta*.

Nas bacias dos rios Cávado, Ave e Leça (RH2) existem 33 estruturas transversais que afetam a conectividade e regime hidrológico do rio e levam a outras alterações hidromorfológicas, sendo que 13 são

consideradas grandes barragens. Existem ainda transvases (transferência de água para outras linhas de água) no Alto Cávado. A maior parte das cargas pontuais rejeitadas nos rios provêm das águas residuais urbanas. A indústria têxtil e a ligada aos produtos à base de carne são também contribuidores importantes. Relativamente às explorações mineiras salientam-se as explorações de caulinos, quartzo e feldspato e talco e ainda minas abandonadas de volfrâmio e molibdénio. Nesta região, a maior parte da superfície agrícola é regada (culturas de milho, batata e prados), o que resulta numa carga de origem difusa relativamente alta nas águas superficiais. A pecuária é também responsável por cargas poluentes sendo a maior parte proveniente de suiniculturas e bovinicultura leiteira. A pesca desportiva de truta-de-rio (*Salmo trutta fario*) também pode ter um impacto importante sobre a abundância local da espécie.

Na bacia do rio Douro (RH3), a maior no norte do país, as principais pressões são (i) as captações de água para abastecimento público e uso balnear fluvial, (ii) redução da quantidade e qualidade de água proveniente de Espanha devido ao aumento do regadio e poluição da água por pecuárias e minas, (iii) atraso na recuperação do estado das massas de água fronteiriças e transfronteiriças, e (iv) indústrias de produção de vinho (principalmente na região demarcada do Douro) e pecuária (no interior da região de Trás-os-Montes) que contribuem de forma significativa para o enriquecimento em nutrientes das linhas de água. Os campos de golfe também contribuem para a poluição difusa nas águas superficiais e subterrâneas da bacia do rio Tâmega, e no litoral de Vila Nova de Gaia e Espinho. As principais alterações hidromorfológicas na bacia são causadas por 66 grandes barragens destinadas à produção de energia, fins múltiplos, rega e abastecimento público. As espécies exóticas mais relevantes na bacia do rio Douro são o lagostim-vermelho da Luisiana, o lagostim-sinal (*Pacifastacus leniusculus*) e a ameijoia asiática, dentro dos macroinvertebrados. Há 14 espécies exóticas de

plantas como a mimosa, o jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*) ou a azedas (*Oxalis pes-caprae*), algumas delas com carácter invasor. Dentro dos peixes as espécies exóticas mais relevantes são a perca-sol (*Lepomis gibbosus*), o achigã (*Micropterus salmonoides*), a carpa (*Cyprinus carpio*) e o alburno (*Alburnus alburnus*).

Nas bacias dos rios Mondego, Vouga e Lis (RH4) os maiores poluentes são as indústrias de papel e pasta de papel, cerâmica e vidro e metalomecânica e as indústrias associados à produção de carne, leite e derivados. As alterações hidromorfológicas de relevo devem-se a 22 grandes barragens nos rios Mondego e Vouga e zonas de regularização das linhas de água no rio Lis e afluentes do rio Arunca, com perda da galeria ripária e reduzida conectividade lateral devido a muros de betão. Relativamente às espécies exóticas salientam-se a gambúsia (*Gambusia holbrooki*), o góbio (*Gobio lozanoi*), o pimpão (*Carassius auratus*) e a truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) para além do achigã, da perca-sol e da carpa entre peixes; do lagostim-vermelho da Luisiana e da amêijoia asiática (nos sectores inferiores da bacia dos rios Mondego e Vouga), e do caramujo da Nova Zelândia, dentro dos invertebrados; da falsa-acácia (*Robinia pseudoacacia*) ou da *Spartina densiflora* (invasora com origem na América do Sul) dentro de 16 espécies de macrófitos.

Na região hidrográfica do rio Tejo e ribeiras do oeste (RH5) existem problemas transfronteiriços relacionados com a elevada taxa de utilização da água devido aos regadios, transvases Tejo-Segura, eutrofização das albufeiras espanholas, contaminação pontual e difusa, falta de implementação de caudais ecológicos e de controlo da radioatividade das massas de água próximas à central nuclear espanhola. A indústria mais poluidora é a da pasta de papel, seguida da química e da de transformação de matérias-primas para alimentação humana ou animal. A pecuária é mais intensa na zona norte da bacia do rio Tejo e ribeiras do oeste. Relativamente à pesca, cerca de 30% das espécies são introduzidas. Existem ainda

26 campos de golfe, localizados essencialmente na zona oeste que constituem uma importante fonte de poluição difusa. O grande número de estruturas transversais (2333), especialmente margem esquerda do rio Tejo e a extração de inertes como siltes, areia e cascalho provocam também grandes alterações morfológicas, principalmente no rio Tejo e ainda na área de montante da sua margem direita. As espécies invasoras vegetais que ocupam maiores extensões são o jacinto-aquático e a azola. Dos invertebrados salientam-se o lagostim-vermelho da Luisiana e a amêijoia asiática e também o caranguejo-chinês (*Eriocheir sinensis*).

Nas bacias dos rios Sado e Mira (RH6), 39% das cargas urbanas (das ETAR) são rejeitadas nos rios sendo esta a sua principal fonte de poluição pontual. As indústrias mais poluidoras dos cursos de água são a da produção de cimento, a pecuária, conservação de frutos e hortícolas, e as culturas temporárias de sequeiro e regadio. As maiores alterações hidromorfológicas devem-se a: 31 grandes barragens; intervenções de regularização nos ribeiros do Livramento e das Pimentas, nos concelhos de Setúbal e Ourique; alterações significativas aos regimes hidrológicos devido a transferência de água do rio Sado para as ribeiras da costa para uso industrial e para a região hidrográfica do Guadiana, para abastecimento público. As principais espécies de invertebrados exóticos nesta bacia são o lagostim-vermelho da Luisiana, a amêijoia asiática e o caramujo da Nova Zelândia.

No rio Guadiana (RH7) os principais problemas transfronteiriços são uma taxa muito elevada de utilização da água na parte espanhola, devido aos regadios, e problemas de contaminação pontual (urbana e industrial) e difusa (agricultura) que agravam as variações naturais sazonais do escoamento (cerca de 60%). Na secção portuguesa da bacia, os maiores volumes de água captados dizem respeito à produção de energia (88%), dos quais uma grande parte é devolvido ao meio. As áreas de regadio são bastante restritas. No entanto, as 43 grandes barragens têm ainda um efeito grande sobre

outras alterações hidromorfológicas nos rios. As maiores fontes de poluição pontual provêm de duas suiniculturas com rejeição nas linhas de água. Dentro das espécies exóticas em águas doces encontram-se o lagostim-vermelho da Luisiana e a ameijoia asiática.

Finalmente na região hidrográfica do Algarve (RH8), as águas residuais urbanas são a maior fonte de poluição pontual, apesar da maior parte do tratamento ser mais avançado que o secundário (92%), com elevada eficiência na remoção das cargas de matéria orgânica e nutrientes. Têm também algum relevo as cargas rejeitadas por uma adega e empresas ligadas à produção agrícola (principalmente frutos e produtos hortícolas). A superfície regada nesta região (4%) é inferior à média nacional (5%) mas os campos de golfe são numerosos (35) e contribuem para a poluição difusa das linhas de água. Relativamente às alterações morfológicas, existem 4 barragens e estão assinalados 6 troços com regularização fluvial (artificialização) não recente, que teve como objetivo resolver questões de salubridade.

2.2. Efeito das pressões individuais sobre as comunidades aquáticas e processos

Nas últimas duas décadas muitos estudos têm investigado o efeito das pressões sobre os ecossistemas aquáticos portugueses. A maioria centrou-se no efeito sobre as comunidades com base num único elemento biológico (i.e., invertebrados, peixes, algas ou fungos; Tabela 13.1), mas também em processos como a decomposição de matéria orgânica/folhas ou a respiração dos sedimentos (Tabela 13.1). Alguns estudos dedicaram-se a investigar o efeito de pressões específicas (como as barragens ou açudes, ou alteração da vegetação ripária¹³⁻¹⁸). No entanto, muitos dos trabalhos nesta área referem-se à avaliação do estado ecológico dos rios afetados por uma mistura de tipos de perturbações e ao desenvolvimento e adaptação de méto-

dos de avaliação existentes ou ao desenvolvimento de novos índices ou modelos¹⁹⁻²⁴. Podem ainda contemplar uma análise *a posteriori* do efeito das pressões individuais, normalmente por correlação das respostas das comunidades ou de classificações de qualidade com base nas mesmas^{22,23}. De facto, em Portugal, como em muitos países europeus, a maioria das perturbações estão interligadas²⁵. Por exemplo, um açude tem efeito sobre a conectividade fluvial e o caudal mas também provoca alterações nos habitats disponíveis, alterando a sequência de *riffles* (zonas de corrente) e *pools* (zonas de remanso), ou depósitos de sedimentos finos (que passam a ficar retidos a montante do açude), e levando ainda à diminuição da qualidade da água e à oxigenação da mesma. Por isso, há presentemente um grande investimento²⁵⁻²⁷ em tentar perceber como interagem essas pressões sobre as comunidades, que podem resultar em efeitos aditivos, sinérgicos ou antagonísticos. Na Tabela 13.1 procurou-se exemplificar os efeitos que podem ter diversos tipos de pressões sobre os ecossistemas dos rios através de estudos realizados em Portugal, não pretendendo no entanto cobrir a totalidade dos trabalhos existentes. Mais informação encontra-se nos capítulos 4, 5, 6, 7, 8 e 12.

Tabela 13.1.

Exemplos dos efeitos de pressões individuais e mistas sobre comunidades e processos aquáticos detetados em estudos realizados em rios portugueses.

Zona de estudo e referências por tipo de pressão	Comunidades/processos analisados e efeito
Mista	
Bacia do rio Tejo ²⁸	Vegetação ripária: alteração na riqueza em espécies e cobertura da vegetação
Bacia do rio Mondego ²⁰	Macroinvertebrados: alteração das comunidades, desvio em relação às de rios pouco alterados (referência)
Rios e ribeiros da região hidrográfica do centro (bacias dos rios Mondego, Vouga e Lis) ²²	Diatomáceas: alteração da estrutura da comunidade em relação à referência

Zona de estudo e referências por tipo de pressão	Comunidades/processos analisados e efeito
Rios e ribeiros de Portugal continental ²³	Macroinvertebrados: perda de qualidade – alteração nas espécies esperadas em condições referência
Península Ibérica ²⁹	Peixes: alteração das métricas-estrutura das comunidades de peixes
Mesocosmos-canais artificiais – zona Mediterrânica ²⁵	Macroinvertebrados: alteração na deriva dos macroinvertebrados bentónicos devido a caudal reduzido e a redução de oxigénio – efeitos sinérgicos
Mesocosmos-canais artificiais – zona Mediterrânica ²⁶	Peixes: redução nos movimentos dos peixes com a redução da concentração de oxigénio na água
Rios e ribeiros de Portugal continental ³⁰	Macroinvertebrados: alteração na proporção de atributos, principalmente no tipo de reprodução, modo de locomoção, modo de dispersão, forma de respiração como resposta à perturbação
Ribeiros da bacia do rio Mondego ³¹	Fungos e taxas de decomposição: alteração na estrutura da comunidade de hifomicetes aquáticos e taxas de esporulação em resposta a contaminação orgânica e degradação do habitat e aumento da taxa de decomposição de folhas de carvalho
Rios das Bacias do Mondego, Vouga e Lis ³²	Macroinvertebrados e processos: alteração nas taxas de decomposição e respiração dos sedimentos/metabolismo com o aumento de nutrientes e alterações hidromorfológicas
Rio Beça, Bacia do Douro ³³	Moluscos: estado de conservação de uma espécie em perigo devido às alterações climáticas e alterações dos usos do solo
Poluição da água (enriquecimento orgânico, nutrientes e metais pesados)	
Baixo Alentejo, zona Mediterrânica ¹⁹	Macroinvertebrados: alterações nos valores de índices bióticos
Baixo Alentejo, zona Mediterrânica ³⁴	Macroinvertebrados: perda de sincronia espacial a longo prazo nas comunidades afectadas por alterações na química da água
Portugal continental ³⁰	Macroinvertebrados: alteração na proporção dos atributos, principalmente nas fases aquáticos, modo de respiração, locomoção e tipo de dispersão
Ribeiros das bacias dos rios Mondego e Vouga ³⁵	Taxas de decomposição: redução da taxa de decomposição com o aumento moderado da eutrofização. Alteração nos macroinvertebrados: redução na % de detritívoros-fragmentadores
Ribeiro de montanha, centro de Portugal ³⁶	Fungos: taxas de decomposição e biomassa e taxas de esporulação (reprodução) de fungos associados às folhas foram estimulados em folhas de carvalho e madeira-balsa por ligeira adição de nitrato

Zona de estudo e referências por tipo de pressão	Comunidades/processos analisados e efeito
Ribeiros do norte ³⁷	Fungos: aumento da produção de esporos e biomassa de fungos com eutrofização moderada e inibição em ribeiros com poucos ou muitos nutrientes
Ribeiros do norte ³⁸	Fungos e decomposição: alteração na comunidade de fungos aquáticos e processo de decomposição devido ao aumento de zinco e cobre na água
Norte de Portugal ¹⁷	Peixes: alterações histopatológicas nas brânquias devido a alterações nas concentrações de metais pesados
Mina de Urânio de Cunha Baixa (Mangualde) ³⁹	Microalgas, dáfrias e invertebrados bentónicos: toxicidade
Minas de Aljustrel ⁴⁰	Diatomáceas: estrutura da comunidade
Mina de Coval da Mó ⁴¹	Diatomáceas: estrutura da comunidade e efeitos no desenvolvimento das valvas
Mina de Lousal (Grândola) ⁴²	Diatomáceas: estrutura da comunidade
Hidromorfologia (barragens, açudes)	
Rio Cávado ⁴³	Macroinvertebrados: alteração da comunidade devido a uma barragem e albufeira
Rio Lima ¹⁵	Macroinvertebrados: alteração das comunidades em relação a locais não perturbados, diminuição da proporção de decompositores fragmentadores (grupo funcional)
Rio Guadiana ¹³	Peixes: alteração nos padrões de distribuição e abundância de 23 espécies nativas devido à construção de um conjunto barragens na bacia. Risco de extinção para a espécie <i>Anaocypris hispanica</i>
Portugal continental ³⁰	Macroinvertebrados: alteração na proporção dos atributos ciclos reprodutivos, fases aquáticas e hábitos alimentares (grupo trófico)
Rio Odelouca (Algarve) ⁴⁴	Macroinvertebrados: alteração em métricas – estrutura da comunidade de macroinvertebrados
Rio Sabor, Bacia do Douro ¹⁸	Fauna aquática: alteração na abundância e composição de peixes e de macroinvertebrados
Alterações na vegetação ripária (cortes, plantas exóticas)	
Ribeiros de eucaliptal e de floresta caducifólia, centro de Portugal	Fungos: menor número de espécies e alteração na estrutura das comunidades nos ribeiros de eucaliptais
Ilhas dos Açores ⁴⁶	Fungos: são afetados pela substituição de floresta nativa por coníferas

Zona de estudo e referências por tipo de pressão	Comunidades/processos analisados e efeito
Introdução de espécies exóticas	
Rio Douro ¹⁶	Peixes: capacidade de parasitismo de uma espécie de molusco em espécies nativas e exóticas de peixes
Portugal e Europa ⁴⁷	Crustáceo <i>Procambarus clarkii</i> : leva à diminuição da diversidade de invertebrados bentónicos
Alterações climáticas	
Ribeiros Mediterrânicos de referência e perturbadas do sul de Portugal ³²	Macroinvertebrados: durante eventos climáticos extremos (precipitação e temperatura) são as comunidades moderadamente perturbadas que perdem mais riqueza e equitabilidade do que locais em bom estado ecológico
Ribeiros Mediterrânicos de referência e perturbadas do sul de Portugal ³⁰	Macroinvertebrados: a menor variabilidade funcional (atributos) encontrada em locais perturbados limita a resposta da comunidade a eventos extremos
Ribeiro Mediterrânico do SW de Portugal ⁴⁸	Peixes: alteração na distribuição das espécies e abundância na sequência de vários anos de seca
Ribeiro de montanha, centro de Portugal ⁴⁹	Macroinvertebrados: o crescimento dos invertebrados bentónicos é afectado por aumentos de temperatura e diminuição da qualidade das folhas (de plantas que cresceram em ambientes com maior CO ₂)

3. Alterações climáticas em Portugal

O clima em Portugal continental, de acordo com o Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) (<http://portaldoclima.pt/>; dados de 1971–2000), apresenta fortes gradientes espaciais e elevada sazonalidade devido à latitude, orografia e proximidade do Oceano Atlântico. Com efeito, a temperatura apresenta um forte gradiente norte-sul, com médias anuais que variam entre 6° e 9°C nas zonas altas e com médias superiores a 17°C no litoral sul. A precipitação média acumulada anual também apresenta um gradiente norte-sul, com valores elevados na região a noroeste, que podem ser superiores a 3000 mm e com valores baixos na região do Alentejo, que em algumas zonas

não ultrapassam os 500 mm. Segundo a classificação climática de Köppen (Atlas Climático Ibérico 2011), Portugal continental tem um clima temperado com inverno suave e chuvoso, mas com verões secos e pouco quentes (categoria Csb) a norte e no litoral e com verões secos e quentes (categoria Csa) a sul e na região de Bragança.

As alterações climáticas, independentemente da origem, traduzem-se num aumento global da temperatura média e em fenómenos extremos localizados (p.ex., períodos de seca e/ou de precipitação intensa, vagas de frio, ondas de calor). Para o futuro, e com base em cenários de emissões de gases com efeito de estufa, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas⁴ definiu um cenário mais otimista (RCP4.5) e um cenário mais pessimista (RCP8.5), sobre os quais foram projetadas as alterações climáticas esperadas a curto (2011–2040), a médio (2041–2070) e a longo prazo (2071–2100). Tendo como referência o período entre 1971 e 2000, para o cenário mais otimista (RCP4.5), é de esperar um aumento da temperatura média anual na ordem dos 0,8°C a curto prazo, 1,5°C a médio prazo e 1,8°C a longo prazo (Figura 13.2). Para o mesmo cenário, a tendência é para uma diminuição da precipitação média acumulada anual na ordem dos 36 mm a curto prazo, 61 mm a médio prazo e 50 mm a longo prazo (Figura 13.2). Para o cenário mais pessimista (RCP8.5), a tendência é para um aumento da temperatura média anual na ordem dos 1°C a curto prazo, 2,1°C a médio prazo e 3,7°C a longo prazo. Para a precipitação média acumulada anual, este cenário projeta, em média, uma diminuição de 56 mm entre 2011 e 2040, de 69 mm entre 2041 e 2070 e de 146 mm entre 2071 e 2100. Os cenários apontam ainda para um aumento da sazonalidade da precipitação, com diminuição da precipitação durante a primavera e verão e aumento significativo no inverno, concentrada em períodos mais curtos, mas com elevada intensidade⁵⁰.

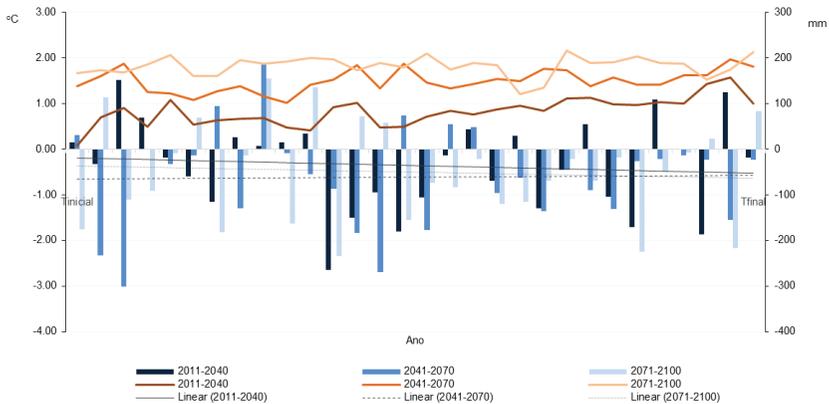


Figura 13.2. Evolução anual da diferença entre o histórico simulado referente a 1971–2000 e os cenários futuros para 2011–2040, 2041–2070 e 2071–2100, para o cenário de emissões mais otimista (RCP4.5), para as variáveis climáticas temperatura média anual (°C) e precipitação média acumulada anual (mm), para Portugal continental. Linear – linhas de tendência de evolução da precipitação média acumulada anual. Tinicial: primeiro ano no intervalo de tempo considerado; Tfinal: último ano no intervalo de tempo considerado. Figura: Zara F. Teixeira (dados: Portal do Clima).

3.1. Influência das alterações climáticas sobre os rios e seus ecossistemas

O esperado aumento da temperatura média anual e da evapotranspiração, e a diminuição da precipitação média acumulada anual provocarão uma diminuição dos volumes de água destinados à infiltração e ao escoamento superficial^{51,52}. Estudos indicam que, por cada aumento de 1°C de temperatura, o escoamento tende a diminuir entre 2 a 6%; e que o escoamento tende a variar entre uma a três vezes mais do que as alterações na precipitação média anual⁵³. É também expectável uma alteração da distribuição sazonal do escoamento superficial, que se concentrará nos meses de inverno, acompanhando a sazonalidade da precipitação. Estes efeitos tenderão a provocar uma redução da recarga aquífera anual, que

não será compensada pelo aumento do escoamento superficial em situações extremas de precipitação intensa⁵⁴, e uma diminuição do caudal dos rios nos meses de menor precipitação, o que se irá refletir no aumento da assimetria sazonal na disponibilidade hídrica.

No que diz respeito à qualidade da água, o aumento da temperatura média, tenderá a provocar alterações no equilíbrio físico-químico da água, com impactos nas reações biológicas, devido ao seu efeito em processos como a solubilização, a dissolução e a degradação^{55,56}. A tendência será para um aumento na concentração de substâncias dissolvidas na água de superfície e uma redução na concentração de oxigénio dissolvido, com possíveis impactos na abundância de organismos, na composição de espécies, na fenologia e na produtividade dos ecossistemas^{55,56}. A diminuição da precipitação média acumulada tenderá a provocar um aumento do tempo de residência da água, e o aumento dos picos de precipitação no inverno intensificarão a quantidade de compostos orgânicos em suspensão⁵⁷, metais e coliformes⁵⁸.

Em Portugal têm vindo a ser feitos estudos um pouco por todo o país e pelas ilhas dos Açores focados no efeito das alterações climáticas sobre as comunidades e processos dos ecossistemas dos rios e ribeiros, exemplificados na Tabela 13.1. Estes trabalhos têm demonstrado, por exemplo, o efeito de eventos extremos (p.ex., seca) sobre as comunidades de invertebrados aquáticos (estrutura de comunidades, crescimento) e os seus *traits* biológicos^{30,32,49}.

3.2. Intensificação das pressões antropogénicas pelas alterações climáticas

O efeito das alterações climáticas intensificará ainda os efeitos negativos das pressões decorrentes das atividades socioeconómicas. Com a redução da disponibilidade hídrica, devido ao aumento da evapotranspiração potencial e à diminuição da humidade no solo⁵⁹,

é expectável um aumento da procura de água, principalmente para irrigação, o que aumentará a pressão sobre os recursos hídricos de superfície. Adicionalmente, com a redução do escoamento superficial é expectável uma redução da entrada de nutrientes e outros compostos poluentes provenientes da agricultura e outras fontes difusas de poluição⁶⁰⁻⁶². No entanto, esta redução não deverá ter a capacidade para compensar o défice de água levando ao aumento da concentração de poluentes e ao aumento do risco de degradação da qualidade ecológica das massas de água superficiais por intensificação dos sintomas de eutrofização⁶³.

4. Referências bibliográficas

- ¹Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Ofic. Com. Europeias* L 327: 1-72
- ²Oesterwind D., Rau A. & Zaiko A. 2016. Drivers and pressures – Untangling the terms commonly used in marine science and policy. *J. Environ. Manag.* 181: 8-15
- ³Borja Á., Elliott M., Carstensen J., Eleiskanen A.-S. & van de Bund W. 2010. Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy framework and the water framework directives. *Mar. Poll. Bull.* 60: 2175-2186
- ⁴IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Pachauri R.K. & Meyer L.A. (eds.). IPCC. Switzerland, Geneva
- ⁵Teixeira Z., Teixeira H. & Marques J.C. 2014. Systematic processes of land use/land cover change to identify relevant driving forces: Implications on water quality. *Sci. Total Environ.* 470-471: 1320-1335
- ⁶Teixeira Z. & Marques J.C. 2016. Relating landscape to stream nitrate-N levels in a coastal Atlantic watershed (Portugal). *Ecol. Indic.* 61: 693-706
- ⁷Cerqueira M., da Silva J.F., Magalhães F.P. & Pato J.J. 2008. Assessment of water pollution in the Antuã River Basin (Northwestern Portugal). *Environ. Mon. Assess.* 142: 325-335
- ⁸Mantas V.M., Marques J.C. & Pereira A.J.S.C. 2016. A geospatial approach to monitoring imperviousness in watersheds using Landsat data (the Mondego Basin, Portugal as a case study). *Ecol. Indic.* 71: 449-466
- ⁹Rocha J., Roebeling P. & Rial-Rivas M.E. 2015. Assessing the impacts of sustainable agricultural practices for water quality improvements in the Vouga catchment (Portugal) using the SWAT model. *Sci. Total Environ.* 536: 48-58

- ¹⁰Ramos T.B., Simionesei L., Jauch E., Almeida C. & Neves R. 2017. Modelling soil water and maize growth dynamics influenced by shallow groundwater conditions in Sorraia Valley region, Portugal. *Agric. Wat. Manag.* 185: 27–42
- ¹¹Carvalho-Santos C., Honrado J.P. & Hein L. 2014. Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. *Ecol. Compl.* 20: 69–80
- ¹²Teixeira Z., Marques J.C. & Pontius Jr. R.G. 2016. Evidence for deviations from uniform changes in a Portuguese watershed illustrated by CORINE maps: An Intensity Analysis approach. *Ecol. Indic.* 66: 382–390
- ¹³Collares-Pereira M.J., Cowx I.G., Ribeiro F., Rodrigues J.A. & Rogado L. 2000. Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River Basin in Portugal. *Fish. Manag. Ecol.* 7: 167–178
- ¹⁴Graça M.A.S., Cressa C., Gessner M.O., Feio M.J., Callies K.A. & Barrios C. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwat. Biol.* 46: 1–11
- ¹⁵Cortes C.M.V., Ferreira M.T., Oliveira S.V. & Oliveira D. 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *Riv. Res. Appl.* 18: 367–382
- ¹⁶Douda K., Lopes-Lima M., Hinzmann N., Machado J., Varandas S., Teixeira A. & Sousa R. 2013. Biotic homogenization as a threat to native affiliate species: fish introductions dilute freshwater mussel's host resources. *Div. Distrib.* 19: 933–942
- ¹⁷Fonseca A.R., Fernandes L.F.S., Fontainhas-Fernandes A., Monteiro S.M. & Pacheco F.A.L. 2017. The impact of freshwater metal concentrations on the severity of histopathological changes in fish gills: a statistical perspective. *Sci Total Environ.* 599-600: 217–226
- ¹⁸Santos R.M.B., Fernandes L.F.S., Cortes R.M.V., Varandas S.G.P., Jesus J.J.B. & Pacheco F.A.L. 2017. Integrative assessment of river damming impacts on aquatic fauna in a Portuguese reservoir. *Sci. Total Environ.* 601–601: 1108–1118
- ¹⁹Coimbra C.N. & Graça M.A.S. 1998. Water quality assessment based on macroinvertebrate community structure: a comparison between methods. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2362–2366
- ²⁰Feio M.J., Reynoldson T.B., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2007a. A predictive model for the water quality bioassessment of the Mondego catchment, central Portugal. *Hydrobiologia* 589: 55–68
- ²¹Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2007b. Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality: a predictive model approach. *Fund. Appl. Limnol.* 1689: 247–258
- ²²Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2009a. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecol. Indic.* 9: 497–507
- ²³Feio M.J., Norris R.H., Graça M.A.S., Nichols S. 2009b. Water quality assessment of Portuguese streams: regional or national predictive models? *Ecol. Indic.* 9: 791–806
- ²⁴Aguiar F.C., Feio M.J., Ferreira M.T. 2011. Choosing the best method for streams bioassessment using macrophyte communities: indices and predictive models. *Ecol. Indic.* 11: 379–388

- ²⁵Calapez A.R., Branco P., Santos J.M., Ferreira T., Heine T., Brito A.G. & Feio M.J. 2017. Macroinvertebrate short-term responses to flow variation and oxygen depletion: A mesocosm approach. *Sci. Total Environ.* 599: 1202–1212
- ²⁶Branco P., Santos J.M., Amaral S., Romão F., Pinheiro A.N. & Ferreira M.T. 2016. Potamodromous fish movements under multiple stressors: connectivity reduction and oxygen depletion. *Sci. Total Environ.* 572: 520–525
- ²⁷Schinegger R., Palt M., Segurado P. & Schmutz S. 2016. Untangling the effects of multiple human stressors and their impacts on fish assemblages in European running waters. *Sci. Total Environ.* 573: 1079–1088
- ²⁸Aguiar F.C. & Ferreira M.T. 2005 Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environ. Conserv.* 32: 30–41
- ²⁹Ferreira T., Caiola N., Casals F., Oliveira J.M. & De Sostoa A. 2007 Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian ecoregion. *Fish. Manag. Ecol.* 14: 519–530
- ³⁰Feio M.J. & Doledec S. 2012b. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream ecological functioning: a case study in Portugal. *Ecol. Indic.* 15: 236–247
- ³¹Castela J., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Env. Poll.* 153: 440–449
- ³²Feio M.J., Alves T., Boavida M., Medeiros A. & Graça M.A.S. 2010. Functional indicators of stream health: a river basin approach. *Freshwat. Biol.* 55: 1050–1065
- ³³Santos R.M.B., Fernandes L.F.S., Varandas S.G.P., Pereira M.G., Sousa R., Teixeira A., Lopes-Lima M., Cortes R.M.V. & Pacheco F.A.L. 2015. Impacts of climate change and land-use scenarios on *Margaritifera margaritifera*, an environmental indicator and endangered species. *Sci. Total Environ.* 511: 477–488
- ³⁴Feio M.J., Dolédec S. & Graça M.A.S. 2015. Human disturbance affects the long-term spatial synchrony of freshwater invertebrate communities. *Environ. Poll.* 196: 300–308
- ³⁵Gulis V., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2006. Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for stream assessment. *Freshwat. Biol.* 51: 1655–1669
- ³⁶Ferreira V., Gulis V. & Graça M.A.S. 2006. Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. *Oecologia* 149: 718–729
- ³⁷Pereira A., Trabulo J., Fernandes I., Pascoal C., Cássio F. & Duarte S. 2017. Spring stimulates leaf decomposition in moderately eutrophic streams. *Aq. Sci.* 79: 197–207
- ³⁸Duarte S., Pascoal C., Alves A., Correia A. & Cássio F. 2008. Copper and zinc mixtures induce shifts in microbial communities and reduce leaf litter decomposition in streams. *Freshwat. Biol.* 53: 91–101
- ³⁹Antunes S.C., Figueiredo D.R., Marques S.M., Castro B.B., Pereira R. & Gonçalves F. 2007. Evaluation of water column and sediment toxicity from abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *Sci. Total Environ.* 374: 252–259
- ⁴⁰Luís A.T., Teixeira P., Almeida S.F.P., Ector L., Matos J.X. & Silva E.A.F. 2009. Impact of Acid Mine Drainage (AMD) on water quality, stream sediments and periphytic

- diatom communities in the surrounding streams of Aljustrel mining area (Portugal). *Water Air Soil Pollut.* 200: 147–167
- ⁴¹Silva E.F., Almeida A.F.P., Nunes M.L., Luís A.T., Borg F., Hedlind M., Sá C.M., Patinha C. & Teixeira P. 2009. Heavy metal pollution downstream the abandoned Coval da Mó mine (Portugal) and associated effects on epilithic diatom communities. *Sci. Total Environ.* 407: 5620–5636
- ⁴²Luís A.T., Teixeira P., Almeida S.F.P., Matos J.X. & Silva E.F. 2011. Environmental impact of mining activities in the Lousal area (Portugal): Chemical and diatom characterization of metal-contaminated stream sediments and surface water of Corona stream. *Sci. Total Environ.* 409: 4312–4325
- ⁴³Fontoura A. & Pauw ND. 1991. Macroinvertebrate community structure and impact assessment of dams and impounding reservoirs in the Cavado River basin (northern Portugal). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1353–1359
- ⁴⁴Hugues S.J., Ferreira M.T. & Cortes R.V. 2008. Hierarchical spatial patterns and drivers of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosys.* 18: 742–760
- ⁴⁵Barlocher F. & Graça M.A.S. 2002. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwat. Biol.* 47: 1123–1135
- ⁴⁶Ferreira V., Faustino H., Raposeiro P. & Gonçalves V. 2017. Replacement of native forests by conifer plantations affects fungal decomposer community structure but not litter decomposition in Atlantic island streams. *Forest Ecol. Manag.* 389: 323–330
- ⁴⁷Souty-Grosset C., Anastácio P.M., Aquiloni L., Banha F., Choquer J., Chucholl C. & Tricarico E. 2016. The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica* 58: 78–93
- ⁴⁸Magalhães M.F., Beja P., Schlosser I.J. & Collares-Pereira M.J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwat. Biol.* 52: 1494–1510
- ⁴⁹Ferreira V., Gonçalves A.L., Godbold D.L. & Canhoto C. 2010. Effect of increased atmospheric CO₂ on the performance of an aquatic detritivore through changes in water temperature and litter quality. *Glob. Change Biol.* 16: 3284–3296
- ⁵⁰Santos F.D. & Miranda P. 2006. Alterações climáticas em Portugal. Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação. Gradiva
- ⁵¹Chilkoti V., Bolisetti T. & Balachandar R. 2017. Climate change impact assessment on hydropower generation using multi-model climate ensemble. *Ren. Energy* 109: 510–517
- ⁵²Milly P.C., Dunne K.A. & Vecchia A.V. 2005. Global patterns of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature* 438: 347–350
- ⁵³Tang Q. & Lettenmaier D.P. 2012. 21st century runoff sensitivities of major global river basins. *Geophys. Res. Lett.* 39: L06403
- ⁵⁴Bates B.C., Kundzewicz Z.W., Wu S. & Palutikof J.P. 2008. *Climate Change and Water*. Technical Paper of IPCC Secretariat Switzerland, Geneva
- ⁵⁵Chen D., Hu M., Guo Y. & Dahlgren R.A. 2016. Changes in river water temperature between 1980 and 2012 in Yongan watershed, eastern China: Magnitude, drivers and models. *J. Hydrol.* 533: 191–199

- ⁵⁶van Vliet M.T.H., Franssen W.H.P., Yearsley J.R., Ludwig F., Haddeland I., Lettenmaier D.P. & Kabat P. 2013. Global river discharge and water temperature under climate change. *Glob. Environ. Change* 23: 450–464
- ⁵⁷Evans C.D., Monteith D.T. & Cooper D.M. 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: observations, possible causes and environmental impacts. *Environ. Poll.* 137: 55–71
- ⁵⁸Hrdinka T., Novický O., Hanslik E. & Rieder M. 2012. Possible impacts of floods and droughts on water quality. *J. Hydro-Env. Res.* 6: 145–150
- ⁵⁹Nkomozepi T. & Chung S.O. 2012. Assessing the trends and uncertainty of maize net irrigation water requirement estimated from climate change projections for Zimbabwe. *Agric. Water Manag.* 111: 60–67
- ⁶⁰Cruzeiro C., Rocha E., Pardal M.A. & Rocha M.J. 2016. Environmental assessment of pesticides in the Mondego River Estuary (Portugal). *Mar. Poll. Bull.* 103: 240–246
- ⁶¹Jeppesen E., Kronvang B., Meerhoff M., Søndergaard M., Hansen K.M., Andersen H.E., Lauridsen T.L., Liboriussen L., Beklioglu M., Özen A. & Olesen J.E. 2009. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *J. Environ. Quality* 48: 1930–1941
- ⁶²Özen A., Karapınar B., Kucuk I., Jeppesen E. & Beklioglu M. 2010. Drought-induced changes in nutrient concentrations and retention in two shallow Mediterranean lakes subjected to different degrees of management. *Hydrobiologia* 646: 61–72
- ⁶³Moss B., Kosten S., Meerhoff M., Battarbee R.W., Jeppesen E., Mazzeo N., Havens K., Lacerot G., Liu Z., De Meester L. & Paerl H. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Wat.* 1: 101–105

CAPÍTULO 14
MONITORIZAÇÃO ECOLÓGICA DOS RIOS
PORTUGUESES

**Maria João Feio¹, Salomé F.P. Almeida², Francisca C. Aguiar³, João M. Oliveira⁴
& Samantha J. Hughes⁵**

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mjf@ci.uc.pt

²GeoBioTec – Unidade de Investigação Geobiociências, Geotecnologias e Geoengenharias e Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, salmeida@ua.pt

³Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, fraguiar@isa.ulisboa.pt

⁴Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, joliveira@isa.ulisboa.pt

⁵CITAB – Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, shughes@utad.pt

Resumo: A Diretiva Quadro da Água veio obrigar todos os estados membros a procederem a uma monitorização ecológica dos seus rios tendo em vista a avaliação da sua qualidade. Esta classificação deve refletir a qualidade de diversos componentes de um ecossistema ribeirinho, tais como os elementos biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos. Com base nesta avaliação deve ser elaborado um plano de medidas para recuperação da qualidade de todas as massas de água que não atinjam o “Bom” estado ou “Bom” potencial ecológico. Neste capítulo descrevem-se os métodos oficiais portugueses (protocolos de amostragem e índices) usados para classificar

os rios, com base nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos, peixes, diatomáceas e macrófitos e bem como nos elementos hidromorfológicos de suporte. Finalmente, é apresentado um panorama das classificações dos rios portugueses com base nos últimos dados disponíveis.

Palavras-chave: diatomáceas, estado ecológico, hidromorfologia, macrófitos, macroinvertebrados, peixes

1. Monitorização ecológica

A monitorização ecológica, de acordo com a Diretiva Quadro da Água¹ (DQA) visa classificar de forma mensurável, sistemática e comparativa, o estado das massas de água nacionais (entre “Excelente” e “Mau”). Os elementos de qualidade que se incluem na monitorização dos rios são os macroinvertebrados bentónicos, peixes e a flora aquática, que inclui os macrófitos e o fitobentos. Deste último, só as diatomáceas são usadas em Portugal e na maioria dos países da Europa por serem o grupo de algas mais diversificado, abundante e ubíquo nos rios temperados europeus.

A classificação ecológica final resulta da combinação das classificações obtidas para os elementos biológicos de qualidade, com a classificação relativa aos elementos de suporte (hidromorfológicos e físico-químicos). O uso simultâneo dos vários grupos biológicos resulta numa avaliação holística dos rios, já que aqueles variam com as características naturais de um rio e também com as alterações que aí ocorrem; de facto, cada elemento reage de forma diferenciada aos fatores de perturbação humana, uma vez que ocupam diferentes habitats, estão em diferentes níveis tróficos, e desempenham diferentes funções no ecossistema. No território continental foi estabelecida uma vasta rede de locais de monitorização de vigilância onde são

avaliados todos estes elementos de qualidade. De acordo com a DQA, as campanhas de monitorização são efetuadas a cada seis anos.

Embora seja um processo complexo, a monitorização ecológica tem como objetivo último melhorar a qualidade dos rios, de forma a que todos atinjam pelo menos uma classificação de “Bom” estado ecológico ou “Bom” potencial ecológico (no caso das massas de água artificiais ou altamente modificadas). Assim, para todas as massas de água que não atinjam um destes estados, devem ser elaborados Planos de Medidas, incluídas nos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), com vista à sua implementação no terreno, no sentido de melhorar a sua qualidade. Simultaneamente, esta recuperação deve ser acompanhada por uma monitorização operacional, que pode utilizar só alguns dos elementos anteriores, i.e., os mais sensíveis às pressões que afetam o local. De seguida, são descritos de forma mais detalhada os elementos biológicos e os métodos de avaliação oficiais portugueses.

2. Elementos de avaliação da qualidade ecológica

2.1. Macroinvertebrados bentónicos

Os macroinvertebrados bentónicos (do fundo dos rios; Capítulo 7) são usados em Portugal desde os anos 1980 como bioindicadores^{1,3}. Este elemento biológico é composto por uma grande diversidade de espécies de diferentes grupos taxonómicos, como os insetos, moluscos e crustáceos, entre outros. Alguns destes organismos vivem exclusivamente dentro de água, enquanto outros desenvolvem o seu ciclo de vida entre fases aquáticas e aéreas, só se encontrando dentro de água num determinado período do ano. Inicialmente, utilizaram-se como medidas de avaliação sobretudo

índices de diversidade e índices bióticos desenvolvidos para outros países, como o *Belgium Biotic Index* (BBI), o *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) e a versão ibérica deste último (IBMWP)^{4,5}. A partir do final dos anos 1990, surgiram métodos mais complexos baseados em análises estatísticas multivariadas⁶⁻¹², nomeadamente o primeiro modelo preditivo desenvolvido na Península Ibérica para a bacia hidrográfica do Rio Mondego^{7,8}. Estes modelos baseiam a sua avaliação na diferença entre a comunidade observada num local e a comunidade esperada na ausência de perturbação humana (“comunidade de referência”), que é estimada a partir de locais muito semelhantes, considerando as suas características ambientais (p.ex., altitude, geologia, clima). Esta abordagem segue o Conceito de Condição Referência¹³, o qual foi depois também adotado para a DQA.

A implementação da DQA em Portugal levou a que fosse adotada uma abordagem multimétrica, também usada em muitos países Europeus, tendo sido estabelecidos os Índices Portugueses de Invertebrados do Norte (IPTI_N) e do Sul (IPTI_S)¹⁴:

$$\text{IPTI}_N = \text{N.º Famílias} \times 0,25 + \text{EPT} \times 0,15 + \text{Evenness} \times 0,1 + (\text{IASPT} - 2) \times 0,3 + \text{Log (Sel. ETD} + 1) \times 0,2$$

$$\text{IPTI}_S = \text{N.º Famílias} \times 0,4 + \text{EPT} \times 0,2 + (\text{IASPT} - 2) \times 0,2 + \text{Log (Sel. EPTCD} + 1) \times 0,2$$

sendo, EPT = nº de famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera; Evenness = índice de Pielou ou Equitabilidade; IASPT = ASPT Ibérico, que corresponde ao IBMWP dividido pelo nº de famílias incluídas no cálculo do IBMWP; ETD = abundância das famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae; EPTCD = abundância das famílias Chloroperlidae, Nemouridae, Leuctridae, Leptophlebiidae,

Ephemerellidae, Philopotamidae, Limnephilidae, Psychomyiidae, Sericostomatidae, Elmidae, Dryopidae, Athericidae.

No seu cálculo são realizados dois passos intermédios (normalizações), com vista a ajustar os índices aos diversos tipos de rios portugueses, que consistem na divisão do valor obtido para cada métrica e do valor final do índice, pelos valores de referência para o tipo de rio estudado (atualmente disponíveis no site da Agência Portuguesa do Ambiente (APA) no Anexo IV dos PGRH – 2º ciclo). Estes valores de referência¹⁴ foram não só ajustados a cada tipo de rio português como também aos rios Mediterrânicos europeus através do processo de Intercalibração¹⁵. O índice final vai assim variar, aproximadamente, entre 0 (muito diferente da referência) e 1 (igual à referência), constituindo o chamado Rácio de Qualidade Ecológica (RQE). Aos valores de RQE corresponde uma de cinco classes de qualidade que variam entre “Mau” e “Excelente”. Este tipo de resultado e abordagem é comum a todos os outros índices biológicos abaixo descritos. Uma vez que estes valores de referência se basearam em dados recolhidos na Primavera, este método só deve ser aplicado nessa estação do ano, já que a variabilidade natural das comunidades de insetos aquáticos, devido ao seu ciclo de vida, pode fazer variar os valores das métricas ao longo do ano.

A aplicação do IPTI implica o cumprimento do respetivo protocolo oficial de amostragem¹⁶. Esta decorre ao longo de um troço de 50 m de comprimento, representativo da massa de água (secção de um rio com características uniformes e distintivas) a avaliar. É realizada com uma rede de mão (Figura 14.1), com abertura de 0,25 m de largura e malha de 0,5 mm, em 6 sub-unidades de amostragem (arrastos), pelo método de *kick sampling* (pontapear o substrato do fundo do rio) ou *kick and sweep* (“varrer” as zonas de plantas com a rede), de forma a cobrir a diversidade de habitats presentes no curso de água (blocos, pedras, cascalho, areia, macrófitos e algas,

depósitos de matéria orgânica). Em cada sub-unidade, o substrato é revolvido com o pé numa área de 1 m x 0,25 m de largura (largura da rede). Os invertebrados são depois identificados até ao nível da família em laboratório. A chave de identificação online da plataforma AQUAWEB (<http://aquaweb.uc.pt/chavetaxonomica.php>) permite a identificação dos invertebrados até este nível taxonómico com base em fotografias.

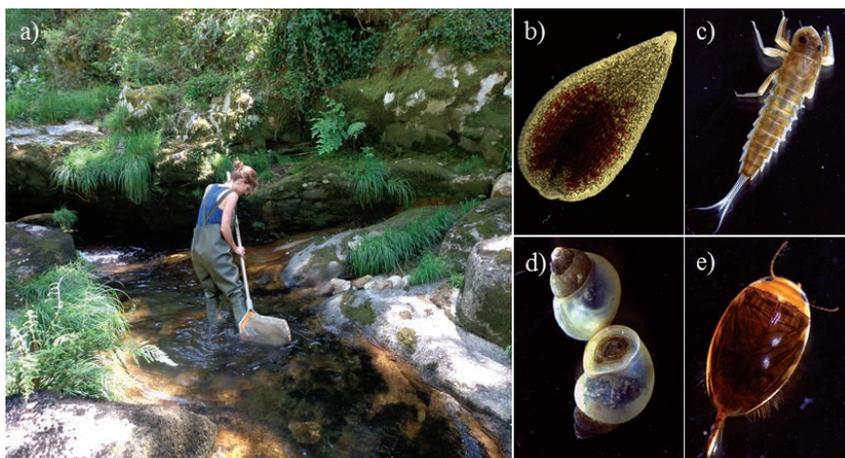


Figura 14.1. Amostragem de macroinvertebrados bentónicos com rede de mão em zona de macrófitos a) e exemplos de diferentes macroinvertebrados existentes nos rios portugueses b) sanguessuga; c) efemeróptero; d) gastrópode; e) coleóptero. Fotografias: Sónia Serra para AQUAWEB (<http://aquaweb.uc.pt>).

2.2. Macrófitos

As plantas aquáticas, também designadas por macrófitos, são elementos basilares dos ecossistemas fluviais¹⁷ (Capítulo 6) uma vez que: (i) estruturam e criam habitats; (ii) participam no intercâmbio ar-água-sedimentos e na regulação da luz e da temperatura; e (iii) contribuem para a sustentabilidade dos outros organismos

aquáticos¹⁸, não só pelas suas relações tróficas, mas também pelo papel de suporte, proteção contra as correntes, refúgio e local de desova¹⁹. Aliada a esta multiplicidade de funções, acresce a elevada biodiversidade de macrófitos que se estabelecem na dependência do regime de caudais, da profundidade e largura do leito, do tipo de substrato, do ensombramento ripária, ou do conteúdo em nutrientes, entre outros fatores²⁰. Assim, reconhecem-se respostas consistentes, em termos de abundância e de espécies de macrófitos presentes²¹, a fatores como o enriquecimento em nutrientes, sedimentação e alterações hidrológicas. Esta capacidade de resposta das comunidades de macrófitos, face à perturbação, permite detetar alterações de origem antrópica nos ecossistemas, conferindo-lhe o estatuto de elemento biológico de qualidade na DQA.

Apesar do grande número de trabalhos publicados em Portugal sobre macrófitos, são relativamente escassos os estudos dedicados à avaliação e monitorização da qualidade de águas interiores, sobretudo antes das campanhas de trabalho de campo para a implementação da DQA, que tiveram lugar em 2004 e 2006. Os primeiros trabalhos nesta temática reportam a meados da década de 1990, com o desenvolvimento do Índice de Valor Macrofítico (IVM)^{5,22}, baseado em ponderações de diversidade, cobertura, grupos funcionais associados a recursos hídricos e espécies com estatutos de conservação. Com o advento da DQA foram propostos vários métodos, como os multivariados²³, multimétricos^{24,25}, preditivos²⁶ e média ponderada²⁷, alguns deles incluindo outros grupos de flora para além das plantas vasculares aquáticas e emergentes, como diatomáceas^{11,28}, briófitos²⁹, e lenhosas ripárias^{30,25}. A maior parte destes índices e modelos incluem os macrófitos recenseados no corredor fluvial, ou seja, para além das plantas aquáticas em sentido estrito (hidrófitos) e das plantas tolerantes a oscilações do nível de água (helófitos ou emergentes), reportam também as que estão associadas a locais húmidos ou sombrios (higrófitos) das zonas marginais e ripárias.

Neste último grupo constam as espécies herbáceas e as árvores, arbustos e lianas. Dada a necessidade de assegurar a conformidade dos índices utilizados para a implementação da DQA a nível dos países mediterrânicos (Exercício de Intercalibração), a amostragem oficial de macrófitos passou a restringir-se ao leito (submerso e emerso) do curso de água, excluindo as zonas emersas dos taludes marginais. Deste modo, são amostrados sobretudo macrófitos com maior associação ao meio aquático, excluindo as plantas lenhosas e herbáceas da zona ripária (Figura 14.2).

Devido às diferenças biogeográficas e conceptuais entre países do Grupo de Intercalibração Mediterrânico e à dificuldade de validação da maior parte dos índices nacionais, foi eleito o Índice Biológico de Macrófitos de Rio (IBMR) como índice de qualidade biológica oficial de monitorização com recurso a macrófitos para massas de água da categoria rios do Grupo Mediterrânico (com exceção da Eslovénia)³¹. O IBMR baseia-se na cobertura de espécies ou géneros indicadores existentes na comunidade amostrada, abrangendo sobretudo angiospérmicas, briófitos, macroalgas e pteridófitos³², de acordo com o definido no Protocolo de Amostragem para macrófitos³³. Este índice foi originalmente desenvolvido para o território francês³⁴ com o objetivo de detetar a poluição orgânica, bem como de caracterizar e monitorizar o estado trófico de massas de água superficiais. O IBMR é calculado com recurso a três métricas relativas a espécies ou géneros de plantas indicadoras (abundância, valor trófico e coeficiente de Estenoecidade), de acordo com a equação:

$$IBMR = \frac{\sum_{i=1}^N (CS_i \cdot E_i \cdot K_i)}{\sum_{i=1}^N (E_i \cdot K_i)}$$

em que K_i é a abundância da espécie ou género i (percentagem de cobertura no troço de amostragem, traduzida numa

escala de 0–100), CS_i é o valor trófico (valor indicador da espécie ou género i ; valores entre 0 e 20) e E_i é o coeficiente de Estenoeicidade (valor indicador da amplitude ecológica da espécie ou género i ; valores entre 1 (reduzida amplitude) e 3 (elevada amplitude)).

Os valores absolutos do IBMR variam entre 0 a 20, em que os valores mais elevados correspondem a situações de oligotrofia (superior a 14) e os valores mais baixos (inferiores a 8) a águas muito eutrofizadas. No Exercício de Intercalibração, as fronteiras das classes de qualidade do índice foram ajustadas às dos restantes índices Mediterrânicos para macrófitos³⁰.

É possível recorrer a uma plataforma informática em ambiente web (<http://www.isa.ulisboa.pt/proj/ibmr/>) para obter de forma célere o valor do índice normativo IBMR e a respetiva classe de qualidade ecológica, contando que se disponha dos resultados obtidos na inventariação base de macrófitos, e desde que esta tenha sido realizada de acordo com o Protocolo de Amostragem. Sublinha-se a importância da amostragem de todos os grupos de plantas, incluindo briófitos e macroalgas, de modo a obter um nível de confiança adequado do valor do índice calculado.



Figura 14.2. a) Amostragem de macrófitos na Ribeira de São Pedro de Moel e b) local de amostragem com diversos grupos de macrófitos na Ribeira de São Mamede. Fotografias: António Albuquerque e Francisca C. Aguiar.

2.3. Fitobentos (diatomáceas)

As diatomáceas são algas unicelulares ou coloniais de cor acastanhada-dourada (Capítulo 4) que são usadas como indicadores biológicos da qualidade dos rios desde o início do século XX³⁵. Em Portugal foi a partir da década de 1980 que começaram a surgir estudos com diatomáceas para avaliação da qualidade da água³⁶.

As diatomáceas são amostradas por raspagem do substrato rochoso natural presente no local utilizando uma escova (Figura 14.3). O número de pedras a raspar deve perfazer uma área total de pelo menos 100 cm² ³⁷. A amostra de epilítton é de seguida fixada com solução de Lugol até atingir uma cor de chá preto forte. A identificação e contagem das diatomáceas em microscopia ótica baseia-se na morfologia e ornamentação das suas paredes celulares de natureza siliciosa (Figura 14.3). Para isso é necessário proceder ao tratamento das amostras por oxidação química para remoção do conteúdo celular e montar preparações definitivas com uma resina especial Naphrax[®] (índice de refração superior ao do vidro).

Aquando da implementação da DQA foram selecionados dois índices bióticos, o Índice de Polluossensibilidade Específica (IPS)³⁸ para os rios do norte de Portugal, e o índice proposto à Comunidade Económica Europeia (CEE)³⁹ para os rios do sul de Portugal¹⁴. Mais recentemente, na sequência da elaboração dos PGRH, o IPS viria a ser o índice adotado para todas as tipologias de rios de Portugal continental para o período 2016–2021.

O IPS é um índice baseado na autoecologia (média ponderada de sensibilidades e valores indicadores das espécies presentes) das diatomáceas e que tem em consideração a composição taxonómica e a abundância relativa das espécies presentes, cumprindo assim os requisitos impostos pela DQA. Na sua escala original o IPS varia de 1 (má qualidade) a 20 (qualidade excelente), escala em que são dados os valores de referência por tipologia. A partir destes valores

são calculados RQE e podem ser atribuídas uma das cinco classes de qualidade da água cujas fronteiras estão definidas no PGRH:

$$\text{IPS} = \frac{\sum_{i=1}^n A_i i v_i}{\sum_{i=1}^n A_i v_i}$$

em que A_i é a abundância relativa da espécie i , i_i é o «índice de sensibilidade» da espécie i (varia de 1 a 5) e v_i é o "valor indicador" da espécie i (varia de 1 a 3).

Como alternativa a estes índices foram também construídos modelos preditivos para a determinação da qualidade biológica dos rios portugueses com base em diatomáceas, numa primeira fase para a região centro de Portugal⁴⁰ e depois para Portugal continental⁴¹. Estas abordagens permitiram um estudo mais alargado das comunidades de diatomáceas, e os modelos obtidos mostraram-se mais sensíveis às alterações ambientais associadas ao excesso de nutrientes, contaminação orgânica, e alterações da morfologia do canal e margens, quando comparados com índices baseados em autoecologia.

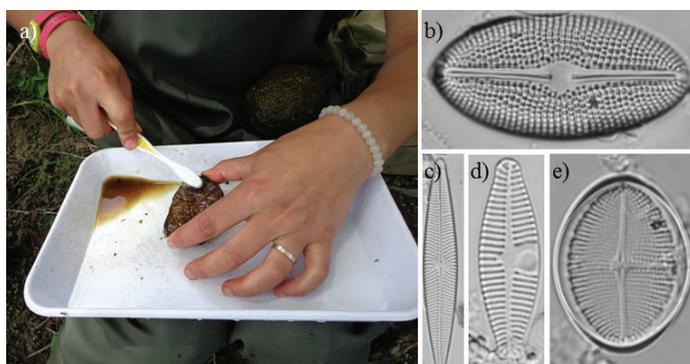


Figura 14.3. a) Amostragem de fitobentos por raspagem de pedras. Exemplos de diatomáceas: b) *Diploneis ovalis*; c) *Navicula radiosa*; d) *Planothidium lanceolatum*, valva sem rafe; e) *Cocconeis pediculus*, valva com rafe. Fotografias: Carmen L. Elias.

2.4. Peixes

A utilidade dos peixes como indicadores de qualidade biológica é reconhecida há muito tempo pela comunidade científica, nomeadamente desde que foi apresentado o primeiro índice biótico com peixes – *Index of Biotic Integrity* (IBI) – nos anos 1980⁴². Esta ferramenta tem conhecido muita aceitação, vindo a ser adaptada um pouco por todo o globo⁴³⁻⁴⁵, incluindo Portugal, onde foram propostos IBI para diferentes bacias hidrográficas^{46,47}. Por outro lado, é reconhecido que o público em geral apresenta uma maior sensibilidade relativamente a este elemento, pela importância que muitas espécies têm do ponto de vista socioeconómico, ou pelos efeitos facilmente detetáveis que a degradação dos sistemas (nomeadamente ao nível da qualidade da água) podem ter sobre as comunidades piscícolas. Devido a esta maior percepção da sociedade, os peixes podem também desempenhar um papel fundamental na promoção de políticas da água.

Recentemente, no âmbito da DQA, foi desenvolvido exclusivamente para Portugal um índice com base nas comunidades piscícolas, que respondesse às exigências da DQA – o Índice Piscícola de Integridade Biótica para Rios Vadeáveis de Portugal continental (F-IBIP)^{48,49}. O F-IBIP foi também sujeito ao Exercício de Intercalibração, promovido pela Comissão Europeia. A base conceptual do F-IBIP assenta no estabelecimento de uma tipologia piscícola para Portugal continental, com distintos agrupamentos piscícolas, e num conjunto de métricas ecológicas, baseadas no conceito de guilda ecológica/funcional, adaptadas a cada um desses grupos^{48,49}. Os agrupamentos diferenciam-se quer ao nível dos fatores abióticos, que determinam as suas características (p.ex., altitude, declive, clima), quer ao nível da estrutura e composição das suas comunidades de peixes. As métricas ecológicas refletem características estruturais e funcionais básicas dessas ictiocomunidades (p.ex., riqueza de espécies, número de indivíduos com alimentação invertívora) e podem variar com o grupo

piscícola. O resultado numérico do índice obtém-se pela média aritmética da soma de todas as métricas e reflete o desvio de determinada estação relativamente às condições de referência, dando, desta forma, uma avaliação da qualidade biológica⁴⁹. O resultado final do F-IBIP é mais uma vez, expresso sob a forma de RQE ao qual se atribui uma de cinco classes de qualidade. Neste caso, os valores de variação de cada classe são iguais para todos os agrupamentos piscícolas.

$$F-IBIP = \frac{\sum_{i=1}^n M_i}{n}$$

em que as métricas (M_i) por grupo piscícola são as seguintes (ver grupos abaixo): Grupo 1: % indivíduos exóticos, % indivíduos intolerantes, % indivíduos omnívoros; Grupo 2: % indivíduos exóticos, % indivíduos intolerantes+intermédios, % indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes), % indivíduos potamódromos (espécies nativas); Grupo 3: % indivíduos exóticos, nº espécies nativas, nº espécies intolerantes+intermédias; Grupo 4: % indivíduos exóticos, % indivíduos intolerantes+intermédios, % indivíduos com reprodução generalista+indivíduos sem reprodução em meio dulçaquícola; Grupo 5: % indivíduos exóticos, % espécies ciprinícolas intolerantes+intermédias, % indivíduos invertívoros (excluindo espécies tolerantes), % indivíduos litofílicos; Grupo 6: % indivíduos exóticos, % indivíduos intolerantes+intermédios, % indivíduos pelágicos (espécies nativas).

O cálculo do F-IBIP implica, por isso, a prévia identificação para cada estação de amostragem do correspondente agrupamento piscícola. Para este índice foram definidos seis grupos piscícolas: Grupo 1, Salmonícola da Região Norte, dominado pela truta-de-rio (*Salmo trutta*); Grupo 2, Transição Salmonícola-Ciprinícola da Região Norte, com dominância de bogas de boca recta (*Pseudochondrostoma* spp.) e escalos e bordalo (*Squalius* spp.); Grupo 3, Ciprinícola de Média Dimensão da Região

Norte, com comunidades dominadas por barbo-comum (*Luciobarbus bocagei*), bogas de boca recta e ruivaco (*Achondrostoma oligolepis*); Grupo 4, Ciprinícola de Pequena Dimensão das Regiões Norte-Centro Interior e Sul, com predomínio do grupo funcional de escalos e bordalo; Grupo 5, Ciprinícola de Média Dimensão da Região Sul, com comunidades dominadas por barbos (*Luciobarbus* spp.), escalos e bordalo; Grupo 6, Ciprinícola da Região Norte Litoral, onde predomina o ruivaco.

O F-IBIP é calculado com base nos resultados da amostragem com pesca elétrica (Figura 14.4), de acordo com o protocolo oficial estabelecido para Portugal pela Agência Portuguesa do Ambiente⁵⁰. O F-IBIP é aplicável em rios vadeáveis, isto é, em troços cuja pesca elétrica é realizada a pé ao longo do rio. De facto, esta ferramenta não foi validada para amostragens em troços fluviais cuja profundidade obrigue à pesca de barco. Também em massas de água cuja ictiofauna seja naturalmente dominada por espécies diádromas (p.ex., enguia, mugilídeos) é aconselhável a utilização de outras ferramentas de avaliação da qualidade. Embora já parcialmente disponível, encontra-se em fase de finalização a aplicação *web* para o cálculo do F-IBIP⁵¹. Esta aplicação é expedita e interativa, sendo apenas necessário para o cálculo do índice a introdução de algumas variáveis ambientais (incluindo o tipo de rio) e os dados das capturas resultantes da amostragem piscícola.



Figura 14.4. a) Pesca elétrica no rio Balsemão. b) Medição de peixes (na foto, truta-de-rio) durante uma amostragem piscícola. Fotografias: João M. Oliveira e R. Rivaes.

2.5. Hidromorfologia e o River Habitat Survey

A palavra “hidromorfologia” descreve um conjunto de características físicas – na sua vasta maioria abióticas – que determinam a forma, conteúdo e processos de um determinado tipo de rio. O carácter hidromorfológico de um rio exerce uma influência decisiva sobre a estrutura, função, complexidade e resiliência do seu próprio ecossistema. Segundo a Norma Europeia *European Committee for Standardization 2004*, desenvolvida para a avaliação das características hidromorfológicas dos sistemas fluviais, qualquer protocolo de avaliação deve contemplar as características do leito, margens, zona ripária e zona de inundação circundante. A DQA obriga também os estados membros a contemplar uma avaliação dos elementos hidromorfológicos de suporte.

O papel da hidromorfologia na avaliação e caracterização dos ecossistemas fluviais tem sido alvo de vários estudos em Portugal. Entre estes, incluem-se estudos com uma abordagem integradora, onde se analisam diversos fatores que influenciam, direta ou indiretamente, a estrutura e função dos ecossistemas fluviais (p.ex., parâmetros físico químicos, alterações no uso do solo e hidromorfológicos). Por exemplo, Hughes et al.⁵² avaliaram a resposta de potenciais bioindicadores face às alterações de fatores seminaturais, como o caudal e o substrato, bem como às pressões relacionadas com a construção de uma barragem na Ribeira de Odelouca (Algarve, Portugal). Coelho et al.⁵³ avaliaram o efeito de alterações nas galerias ripárias sobre as comunidades piscícolas do rio Corgo na região do Trás-os-Montes e Alto Douro.

Em Portugal, o método adotado para a avaliação da hidromorfologia no contexto da DQA foi o *River Habitat Survey* (RHS). Esta metodologia acreditada foi desenvolvida no Reino Unido pela Agência do Ambiente e é aplicada no recenseamento semi-quantitativo da estrutura, diversidade e qualidade do habitat

fluvial. No entanto, a adaptação do RHS para Portugal implicou algumas alterações do índice, de forma a assegurar o devido recenseamento dos rios mediterrânicos, uma vez que a sua dinâmica anual e interanual é bem distinta dos rios perenes do norte da Europa onde a metodologia RHS foi desenvolvida⁵⁴.

A metodologia RHS regista, ao longo de um troço de 500 m, mais de 120 variáveis, como o tipo de substrato e caudal, o perfil e modificações das margens, os principais usos do solo nas zonas adjacentes, a presença e complexidade da vegetação ripária e outras modificações do meio fluvial. A metodologia RHS compreende (i) o levantamento pontual das características hidromorfológicas principais do troço em 10 *spot checks*, realizados a intervalos de 50 m, seguido por (ii) uma avaliação qualitativa das características e modificações predominantes, ao longo de todo o troço, juntamente com medições das suas dimensões^{55,56}.

Os dados recolhidos são utilizados para calcular (i) o Índice de Avaliação da Qualidade do Habitat (*Habitat Quality Assessment*, HQA) e (ii) o Índice de Modificação do Habitat (*Habitat Modification Score*, HMS). O HQA é composto por 9 sub-índices referentes a diferentes aspetos da qualidade do habitat fluvial. O valor do índice HQA indica o grau de diversidade de características naturais ao longo do troço (capazes de suportar uma comunidade diversa e resiliente), nomeadamente: (i) tipo de escoamento; (ii) substrato do leito; (iii) atributos do leito; (iv) atributos das margens; (v) estrutura da vegetação marginal; (vi) vegetação aquática; (vii) ocupação do solo numa faixa de largura de 50 m ao longo das margens; (viii) presença e distribuição das árvores ao longo das margens e características associadas; e (ix) características de especial interesse (adicionais). O HMS também é composto por 9 sub-índices referentes a categorias de artificialização do troço fluvial. O valor do índice HMS indica o grau de modificação, incluindo a presença de estruturas artificiais no troço (p.ex., pontes, açudes), tais como: (i) valas subterrâneas de

drenagem; (ii) artificialização das margens e do leito; (iii) reseccionamento das margens e do leito; (iv) presença de bermas artificiais e margens “sobre-elevadas”; (v) açudes, barragens e dispositivos para desvio de água; (vi) pontes; (vii) pisoteio das margens e leito; (viii) passagens a vau; e (xix) descarga direta e deflectores. A DQA exige que os elementos hidromorfológicos sejam apenas utilizados para a definição da fronteira entre o “Excelente” e “Bom” estado Ecológico, sendo por isso estas as únicas classes que foram definidas para estes índices.

Numa análise aprofundada da relação entre os parâmetros recenseados pelo RHS e a resposta dos elementos de qualidade biológica, Cortes et al.⁵⁷ identificaram uma maior separação entre locais de referência e locais altamente degradados e fortes padrões de distribuição associados a variáveis de RHS associadas ao corredor ripária. A presença, estrutura e grau de complexidade do corredor ripária, incluindo a presença de raízes nas margens e o ensombramento do leito, foram fatores que exerceram uma forte influência sobre os padrões de distribuição dos macroinvertebrados. Por outro lado, as variáveis de pressão que mais influenciaram a mesma comunidade foram a presença de espécies de plantas exóticas, níveis baixos de diversidade florística e a presença de urbanização. No conjunto de variáveis e aspetos cobertos pelo RHS, os macrófitos foram o elemento que demonstrou uma associação mais forte à hidromorfologia.

2.6. Panorama nacional: resultados de monitorização

Em 2004–2006, o ex-Instituto da Água (INAG, I.P, agora Agência Portuguesa do Ambiente) lançou o primeiro programa de monitorização ecológica para todo o território de Portugal continental, de forma a implementar a DQA no país. Os dados obtidos em cerca

de 400 locais serviram para o desenvolvimento de valores de referência dos índices nacionais e foram a base para a subsequente elaboração dos primeiros PGRH, publicados em 2009. Essa monitorização contemplou todos os elementos biológicos obrigatórios, bem como os elementos hidromorfológicos e físico-químicos de suporte. O resultado das classificações biológicas e hidromorfológicas (através de qualidade de habitat, HQA) encontram-se na Figura 14.5 e mostram, de uma forma geral, uma melhor qualidade dos rios do norte e interior do país, e uma maior degradação dos ecossistemas no litoral centro. O panorama geográfico de degradação parece, contudo, ser mais alargado quando se consideram as comunidades de invertebrados e peixes. A pior qualidade no litoral está muito associada à presença dos maiores aglomerados urbanos, indústria e estradas, que alteraram consideravelmente a paisagem e os rios, e levaram ao aumento do número de pressões e da sua intensidade. As classificações com base nos peixes estão não só relacionadas com as alterações hidromorfológicas causadas pelas barragens e grandes açudes, muitos deles presentes em troços de rio no interior de Portugal, mas também com usos agrícolas intensivos nalgumas regiões do centro e sul, que provocam alterações significativas na qualidade da água, no regime de caudais e nos habitats fluviais.

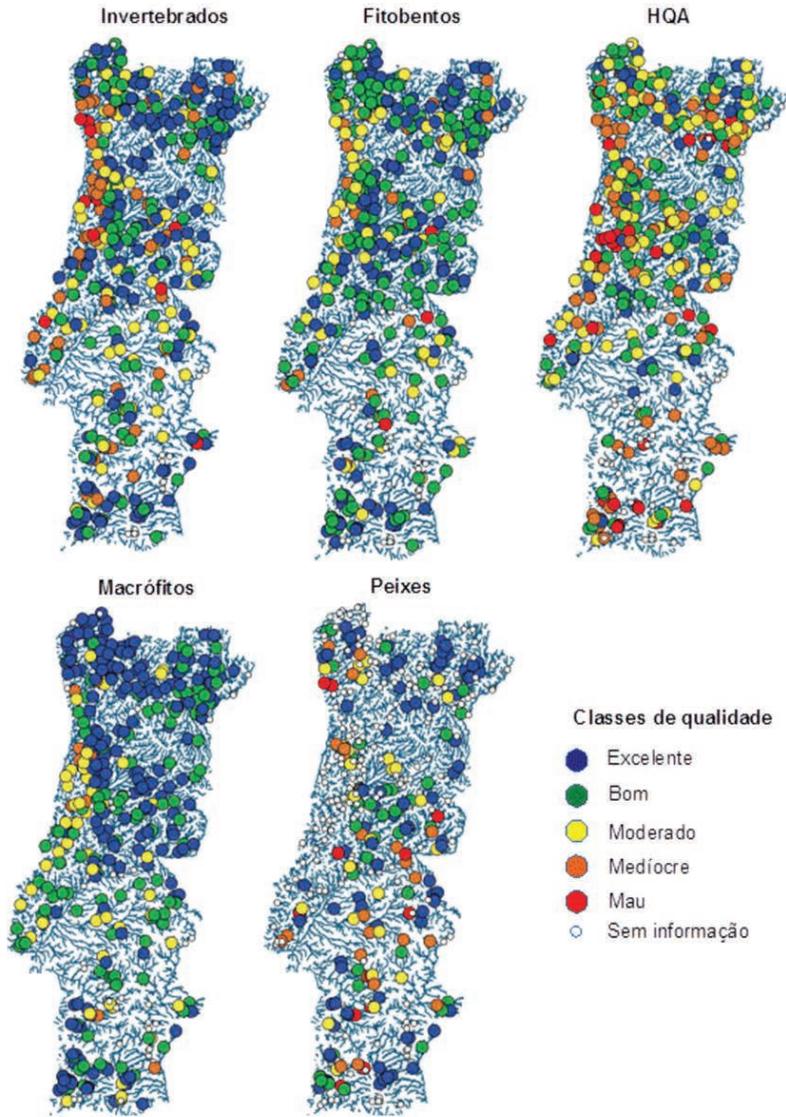


Figura 14.5. Mapas de qualidade biológica e hidromorfológica dos rios portugueses (continente) com base nos dados da monitorização realizada em 2004–2006.

No ano de 2017 foi novamente realizada a monitorização nacional dos rios portugueses, cobrindo uma rede mais alargada de locais (cerca de 700 massas de água) mas que não incluiu a monitorização de peixes. Estes dados estarão disponíveis para a elaboração dos terceiros Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica que deverão surgir em 2021. Com base nas classificações obtidas e nas análises de pressões, serão indicadas medidas de recuperação dos ecossistemas com vista a atingirem o “Bom” estado ou “Bom” potencial ecológico.

3. Outras leituras

Aplicação para cálculo do Índice Biológico de Macrófitos de Rio (IBMR): <http://www.isa.ulisboa.pt/proj/ibmr/>

AQUAWEB: <http://aquaweb.uc.pt/>, Feio M.J. (ed.). Plataforma online para a avaliação da qualidade das águas dos rios com base nas suas comunidades e chave digital para famílias de invertebrados.

4. Referências bibliográficas

- ¹Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Oficial Com. Europeias* L327: 1–72
- ²Fontoura A. & de Pauw N. 1991. Macroinvertebrate community structure and impact assessment of dams and impounding reservoirs in the Cavado River basin (northern Portugal). *Verb. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1353–1359
- ³Fontoura P. & Moura A.M. 1984. Effects of some industrial effluents in the biological quality of the water of the river Lima. *Publ. Inst. Zool. Fac. Ciênc. Porto* 184: 1–21
- ⁴Graça M.A.S. & Coimbra C.N. 1998. Water quality assessment based on macroinvertebrate structure: a comparison between methods. *Verb. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2362–2366
- ⁵Ferreira M.T., Aguiar F. & Moreira I. 2004. Macrófitos fluviais. Padrões espaciais de distribuição e factores ambientais determinantes. In: I. Moreira, M.G. Saraiva, F. Nunes Correia (eds.) *Gestão ambiental dos sistemas fluviais. Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado*. ISA Press. Portugal, Lisboa, pp. 247–264
- ⁶Cortes R.M.V., Ferreira M.T., Oliveira S.V. & Oliveira D. 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *Riv. Res. Appl.* 18: 367–382

- ⁷Feio M.J., Reynoldson T.B. & Graça M.A.S. 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 367–376.
- ⁸Feio M.J., Reynoldson T.B., Ferreira V. & Graça M.A.S. 2007a. A predictive model for the water quality bioassessment of the Mondego catchment, central Portugal. *Hydrobiologia* 589: 55–68
- ⁹Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2009a. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecol. Indic.* 9: 497–507
- ¹⁰Feio M.J., Norris R.H., Graça M.A.S. & Nichols S. 2009b. Water quality assessment of Portuguese streams: regional or national predictive models? *Ecol. Indic.* 9: 791–806
- ¹¹Feio M.J., Aguiar F.C., Almeida S.F.P. & Ferreira M.T. 2012. AQUAFLORA: a predictive model based on diatoms and macrophytes for streams water quality assessment. *Ecol. Indic.* 18: 586–598
- ¹²Feio M.J., Viana-Ferreira C. & Costa C. 2014a. Combining multiple machine learning algorithms to predict taxa under reference conditions for streams bioassessment. *Riv. Res. Appl.* 30: 1157–1165
- ¹³Reynoldson T.B., Norris R.H., Resh V.H., Day K.E. & Rosenberg D.M., 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water—quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. North. Am. Benthol.* 16: 833–852
- ¹⁴INAG, I.P. 2009. *Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais: rios e albufeiras*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P. Portugal, Lisboa
- ¹⁵Feio M.J., Ferreira J., Buffagni A., Erba S., Dörflinger G., Ferréol M., Munné A., Prat N., Tziortzis I. & Urbanic G. 2014b. Comparability of ecological quality boundaries in the Mediterranean basin using freshwater benthic invertebrates. Statistical options and implications. *Sci. Total Environ.* 476–477: 777–784
- ¹⁶INAG I.P. 2008a. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos*. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. INAG, I.P. Portugal, Lisboa
- ¹⁷Sculthorpe C.D. 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold Publishers. U.K., London
- ¹⁸Haslam S.M. 1987. *River plants of Western Europe*. Cambridge University Press. U.K., Cambridge
- ¹⁹Feio M.J., Almeida S.F.P. & Aguiar F.A. 2017. Functional associations between microalgae, macrophytes and invertebrates distinguish river types. *Aquat. Sci.* 79: 909–923
- ²⁰Chambers P.A., Lacoul P., Murphy K.J. & Thomaz S.M. 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 9–26
- ²¹Bornette G. & Puijalon S. 2010. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquat. Sci.* 73: 1–14
- ²²Ferreira M.T. 1994. Criação de um índice de avaliação do valor conservacionista de locais dulciaquícolas com base em características habitacionais e macrófitos aquáticos. *Actas da 4ª Conferência Nacional do Ambiente* 3: 71–80

- ²³Ferreira M.T., Albuquerque A., Aguiar F.C. & Sidorkewicz N. 2002. Assessing reference sites and ecological quality of river plant assemblages from an Iberian basin using a multivariate approach. *Arch. für Hydrob.* 155: 121–145
- ²⁴Ferreira M.T., Rodríguez-González P., Aguiar F.C. & Albuquerque A. 2005. Assessing biotic integrity in Iberian rivers: development of a multimetric plant index. *Ecol. Indic.* 5: 137–149
- ²⁵Aguiar F., Ferreira M.T., Albuquerque A. & Rodríguez-González P. 2009. Avaliação da qualidade ecológica de rios: macrófitos e vegetação ribeirinha. *Rec. Hídricos* 30: 47–54
- ²⁶Aguiar F.C., Feio M.J. & Ferreira M.T. 2011. Choosing the best method for stream bioassessment using macrophyte communities: indices and predictive models. *Ecol. Indic.* 11: 379–388
- ²⁷Dodkins I., Aguiar F.C., Rivaes R., Rodríguez-González P., Albuquerque A. & Ferreira M.T. 2012a. Measuring ecological change of aquatic macrophytes in Mediterranean Rivers. *Limnologica* 42: 95–107
- ²⁸Dodkins I., Aguiar F. & Ferreira M.T. 2012b. Can Mediterranean river plants translate into quality assessment systems? Venturing into unexplored territories. In: Boon P.J. & Raven P.J. (eds.) *River conservation and management*. John Wiley & Sons Ltd. U.K., Chichester, pp. 135–142
- ²⁹Vieira C., Aguiar F.C. & Ferreira M.T. 2014. The relevance of bryophytes in the macrophyte-based reference conditions in Portuguese rivers. *Hydrobiologia* 737: 245–264
- ³⁰Aguiar F., Costa J.C., Lousã M. & Moreira I. 2004. Vegetação aquática e ribeirinha da bacia do Sado. Em: I. Moreira, M.G. Saraiva, F. Nunes Correia (eds.) *Gestão ambiental dos sistemas fluviais. Aplicação à bacia hidrográfica do rio Sado*. ISA Press. Portugal, Lisboa, pp. 227–246
- ³¹Aguiar F.C., Segurado P., Urbanic G., Cambra J., Chauvin C., Ciadamidaro S., Dörflinger G., Ferreira J., Germ M., Manolaki P., Minciardi M.R., Munné A., Papastergiadou E. & Ferreira M.T. 2014a. Comparability of river quality assessment using macrophytes: a multi-step procedure to overcome biogeographical differences. *Sci. Total Environ.* 476–477: 757–767
- ³²Aguiar F.C., Fernandes M.R. & Ferreira M.T. 2014b. *Manual para Aplicação do IBMR (Índice Biológico de Macrófitos de Rio) no âmbito da Monitorização para a Diretiva Quadro da Água*. Instituto Superior de Agronomia (ISA), Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ³³APA, I.P. [in press]. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Diretiva Quadro da Água. Protocolo de amostragem para macrófitos*. Departamento de Recursos Hídricos/Divisão do Estado Qualitativo da Água, Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. Portugal, Lisboa
- ³⁴Haury J., Peltre M.-C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I. Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S. & Dutartre A. 2006. A new method for assess water trophy and organic pollution – The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of rivers and pollution. *Hydrobiologia* 570: 153–58
- ³⁵Kolkwitz R. & Marsson M. 1908. Ökologie der pflanzliche Saprobien. *Ber. Deutsche Botan. Gesellsch.* 26: 505–519

- ³⁶Gil M.C.P., Rino J.A. & Nicolau F.C. 1989–90. Estudo ecológico das diatomáceas dos rios Águeda, Agadão e Alfusqueiro. *Flora primavera*. *Rev. Biol. U. Aveiro* 3: 97–13
- ³⁷INAG, I.P. 2008b. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para o fitobentos diatomáceas*. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. INAG, I.P. Portugal, Lisboa
- ³⁸CEMAGREF. 1982. Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q. E. Lyon. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse-Cemagref. France, Lyon, pp. 305–323
- ³⁹Descy J.P. & Coste M. 1991. Methods for assessing water quality based in diatoms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2112–2116
- ⁴⁰Feio M.J., Almeida S.F.P., Craveiro S.C. & Calado A.J. 2007b. Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality: a predictive model approach. *Fund. Appl. Limnol.* 1689: 247–258
- ⁴¹Almeida S.F.P. & Feio M.J. 2012. DIATMOD: Diatom predictive model for quality assessment of Portuguese running waters. *Hydrobiologia* 695: 185–197
- ⁴²Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27
- ⁴³Pont D., Hugueny B., Beier U., Goffaux D., Melcher A., Noble R., Rogers C., Roset N. & Schmutz S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *J. Appl. Ecol.* 43: 70–80
- ⁴⁴Ruaro R. & Gubiani É.A. 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecol. Indic.* 29: 105–110
- ⁴⁵Carvalho D.R., Leal C.G., Junqueira N.T., de Castro M.A., Fagundes D.C., Alves C.B.M., Hughes R.M. & Pompeu P.S. 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecol. Indic.* 77: 386–396
- ⁴⁶Oliveira J.M. & Ferreira M.T. 2002. Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para a avaliação da qualidade ambiental de rios ciprinícolas. *Rev. Ciên. Ag.* 25:198–210
- ⁴⁷Magalhães M.F., Ramalho C.E. & Collares-Pereira M.J. 2008. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fish. Manag. Ecol.* 15: 273–289
- ⁴⁸Oliveira J.M., Cortes R.M.V., Teixeira A., Santos J.M., Pinheiro P.J., Ferreira M.T., Bochechas J., Ferreira J. & Pádua J. 2010. A qualidade das bases de dados como factor crucial em estudos ambientais: condições de referência e tipologia com base piscícola para rios portugueses. *10º Congresso da Água: XX–XX*
- ⁴⁹INAG & AFN. 2012. Desenvolvimento de um índice de qualidade para a fauna piscícola. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. Portugal, Lisboa
- ⁵⁰INAG I.P. 2008c. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem*

e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Portugal, Lisboa

- ⁵¹Oliveira J.M., Ferreira M.T., Duarte G., Santos J.M., Mariano A., Ferreira J., Martins J. & Bochechas J. 2016. Apresentação da aplicação web para o cálculo do índice piscícola para rios vadeáveis portugueses (F-IBIP). *13º Congresso da Água*: 82
- ⁵²Hughes S.J., Ferreira T. & Cortes R.M.V. 2008. Hierarchical spatial patterns and drivers of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river. *Aquat. Cons.: Mar. Fresh. Ecos.* 18: 742–760
- ⁵³Coelho D., Hughes S.J., Varandas S. & Cortes R.M.V. 2014. Conservation benefits of riparian buffers in urban areas: the case of the Rio Corgo (north Portugal). *Fund. Appl. Limnol.* 185: 55–70
- ⁵⁴Ferreira J., Pádua J., Hughes S.J., Cortes R.M.V., Varandas S., Holmes N. & Raven P. 2011. Adapting and adopting River Habitat Survey: problems and solutions for fluvial hydromorphological assessment in Portugal. *Limnetica* 30: 263–272
- ⁵⁵Raven P.J., Holmes N.T.H., Dawson F.H. & Everard M. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquat. Cons.: Mar. Fresh. Ecos.* 8: 477–499
- ⁵⁶Raven P.J., Holmes N., Pádua J., Ferreira J., Hughes S., Baker L., Taylor L. & Seager K. 2009. River Habitat Survey. In: *Southern Portugal, Results From 2009*, Environment Agency, Bristol
- ⁵⁷Cortes R.M.V., Oliveira S.V., Hughes S.J. & Ferreira M.T. 2008. Combining habitat and biological characterization: ecological validation of the River Habitat Survey. *Limnetica* 27: 39–56

CAPÍTULO 15

CONSERVAÇÃO E RESTAURO FLUVIAL

Rui Cortes¹, Teresa Ferreira² & Samantha Jane Hughes³

¹Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, rcortes@utad.pt

²Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal, terferreira@isa.utl.pt

³Centro de Investigação e de Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal, shughes@utad.pt

Resumo: A ciência de restauro fluvial já faz parte do paradigma da gestão integrada dos recursos hídricos. O processo de restauro fluvial é holístico, dinâmico e colaborativo com o fim de diminuir os impactos e reintroduzir processos naturais que garantam o provisionamento sustentável de serviços de ecossistema. Ações eficazes e sustentáveis de restauro fluvial requerem uma abordagem multidisciplinar e a participação social no que respeita às atividades de uso do rio, da água e do território. Um projeto de restauro bem sucedido deve obedecer a vários objetivos fundamentais, tais como a realização de estudos de caracterização, a implementação de medidas de restauro que garantam a melhoria do ecossistema fluvial, garantir que os impactos negativos associados às ações de restauro sejam temporários e a implementação de programas de monitorização para

avaliar a evolução das intervenções. Neste capítulo descrevemos aspetos e considerações fundamentais do processo de restauro fluvial.

Palavras-chave: engenharia natural, infraestruturas verdes, monitorização, requalificação, restauro

1. Necessidade de restauração fluvial

“Um rio saudável e autossustentável fornecerá bens e serviços ecológicos e sociais importantes dos quais a vida humana depende...”¹. O estado profundamente alterado e degradado dos rios em quase todo o planeta resulta da atividade humana ao longo de muitos séculos; em especial desde a revolução industrial. A perda de serviços de ecossistema (p.ex., alimento, água potável, regulação de erosão e da qualidade da água, formação do solo, a manutenção do ciclo hidrológico e biodiversidade) associada com a degradação do meio fluvial influencia, de forma negativa, o bem-estar humano. O crescente investimento e nível de conhecimento em técnicas de restauro ou de reabilitação fluvial tem sido um grande impulsionador na recuperação de serviços de ecossistema fluvial e do seu estado ecológico.

Conservação, reabilitação e restauro do meio fluvial são conceitos que frequentemente se cruzam e cujo significado nem sempre é consensual. A conservação refere-se à manutenção de características ecológicas que permitam melhorar habitats e ecossistemas naturais de elevado valor e apoiar a biodiversidade. A reabilitação refere-se ao retorno de algumas funções e estruturas do ecossistema natural que se afastaram profundamente do estado original. Em último lugar, o restauro refere-se à condução do ecossistema degradado, por redução das pressões e intervenções

estruturais, para uma situação semelhante àquela que encontraríamos sem interferência humana, através da recuperação de processos e funções naturais.

O restauro ecológico envolve mudanças estruturais do ecossistema, para as quais é necessário alterar a morfologia, a hidrologia e o estado químico, daí resultando respostas biológicas, de forma a recuperarem-se os ecossistemas e maximizarem-se os benefícios para a sociedade. As medidas de restauro implementadas no rio e na sua bacia de drenagem obrigam, necessariamente, ao esforço e participação da sociedade humana no seu todo, exigindo a conciliação das diferentes atividades entre si e com as necessidades dos ecossistemas. Geralmente, esta conciliação é objeto de planeamento e participação ativa, no caso do espaço europeu, através dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica. A participação social, no que respeita às atividades de uso do rio, da água e do território, é essencial no desenvolvimento de uma ação de restauro fluvial eficaz e sustentável.

O conceito do restauro – uma resposta holística e participativa contra a degradação dos sistemas fluviais – é relativamente recente^{2,3}. A evolução da “ciência” multidisciplinar de restauro fluvial tem sido notável ao longo das últimas 3 décadas, consequência da implementação de medidas legislativas europeias tais como a Diretiva Habitats⁴, a Diretiva Quadro da Água (DQA)⁵ e a Diretiva Relativa à Avaliação e Gestão dos Riscos de Inundações⁶, bem como o desenvolvimento de projetos europeus que reconhecem os múltiplos benefícios de uma abordagem socio-ecológica na utilização de infraestruturas verdes e azuis (p.ex., Medidas Naturais de Retenção de Água e a Estratégia da UE sobre Infraestruturas Verdes). Além destas abordagens mais pragmáticas, a consciência crescente dos benefícios para a coesão social e a saúde pública através do contato humano com a natureza é mais uma vertente importante a considerar na área de restauro dos ecossistemas degradados^{7,8}.

2. Restauro ecológico e socio-ecologia

O restauro fluvial é um processo inteiramente socio-ecológico. Baseia-se na participação ativa de *stakeholders* para a melhoria de sistemas degradados, do aprovisionamento dos serviços de ecossistema e do bem-estar humano. Exemplos europeus de abordagens socio-ecológicas incluem a Rede Natura 2000, estabelecida no âmbito da Diretiva Habitats e os Planos da Gestão das Regiões Hidrográficas (PGRH) da DQA. Em ambos os casos, a atividade humana é regulamentada ou balizada e são realizados esforços no sentido da diminuição de pressões e da recuperação de valores naturais. No caso da DQA, estão também associados mecanismos de operacionalização do restauro ecológico através de Programas de Medidas.

Todavia, as vertentes sociais e ecológicas de uma ação de restauro podem ter uma ênfase diferente, dependendo dos seus objetivos principais⁹. O enfoque de ações de restauro de índole conservacionista vira-se para as espécies e habitats alvo. Noutros casos, uma abordagem de restauro de processos e funções dos ecossistemas é focada em objetivos ambientais que garantam o bom funcionamento do ecossistema, assim beneficiando as atividades humanas (p.ex., a implementação de Programas de Medidas para atingir o “Bom estado” ecológico no âmbito dos PGRH da DQA ou medidas para diminuir o risco de episódios de cheia). Mais recentemente, foi reconhecida a necessidade de melhorar a conciliação destas ações com a manutenção de atividades económicas, pelo que foram introduzidos no conceito de restauro os serviços fornecidos pelo ecossistema, quer regulatórios (de cariz ambiental), quer de aprovisionamento (numa perspetiva antropocêntrica; Figura 15.1).

A monitorização é uma componente essencial das ações de restauro ou de reabilitação (Figura 15.1). Resultados mensuráveis, obtidos a partir de campanhas de amostragem de indicadores tais como os elementos de qualidade biológica (Capítulo 14), e os elementos de

suporte físico-químicos ou hidromorfológicos¹⁰ permitem avaliar (i) a evolução das medidas implementadas e (ii) se os objetivos globais da ação foram atingidos. O prazo de qualquer programa de monitorização deve ser suficientemente longo para poder detetar alterações mensuráveis nos indicadores, em particular nos elementos biológicos, que resultam das medidas de restauro. Infelizmente, a maioria dos programas de restauro não implementam programas de monitorização pós-projeto, resultando numa perda de informação importante sobre o efeito das medidas sobre os elementos abióticos e bióticos do meio fluvial¹¹.



Figura 15.1. Os programas de restauro fluvial pretendem reestabelecer processos naturais hidrológicos e morfológicos encontrados em sistemas não perturbados, junto com a minimização de impactos de origem humana. Os elementos de qualidade biológica – os bioindicadores – são utilizados para monitorizar e avaliar a eficácia das medidas implementadas.

3. Abordagens, tipologias e formas de intervenção

As medidas de restauro e de requalificação, como já foi referido, pretendem restabelecer padrões de processos naturais e dinâmicos que contribuam para um maior grau de funcionalidade, complexidade, diversidade e resiliência do meio fluvial. Resultam no aumento do provisionamento de um leque de serviços de ecossistema

importantes para o bem-estar humano¹². Diferenciam-se, contudo, no grau de recuperação da estrutura e funcionalidade do sistema afetado (Figura 15.2).

As ações de restauro pretendem atingir um estado original não perturbado – as condições de referência – determinado através de dados históricos. Existe uma gama alargada de ações de reabilitação fluvial que, muitas vezes, complementam as obras de engenharia civil e sanitária. Conferem algum retorno aos aspetos de funcionalidade fluvial mas sem o objetivo de atingir um estado “original” ou de referência (Figura 15.2). Medidas de requalificação ou reabilitação podem contribuir para minimizar o impacto visual das infraestruturas cinzentas (p. ex., margens artificializadas), melhorar a qualidade da água, diminuir o risco de cheias ou de erosão ou apostar na recuperação de habitats para espécies alvo na zona de intervenção. São muitas vezes implementadas em áreas altamente intervencionadas pela atividade humana (p.ex., o meio urbano) onde existem infraestruturas quase impossíveis de retirar sem prejuízo ou com custos bastante elevados.

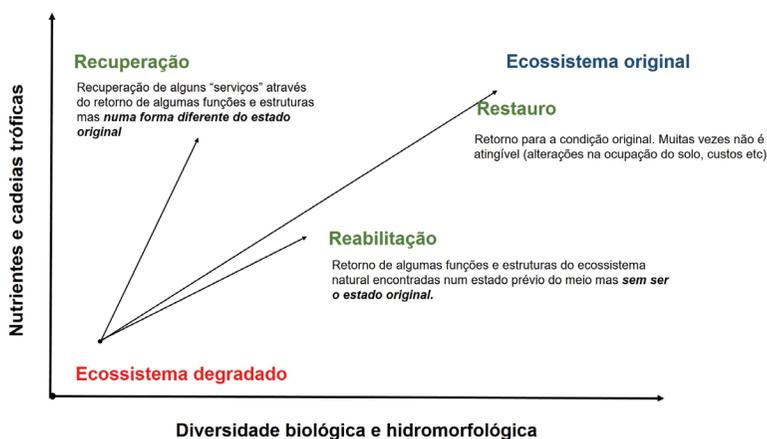


Figura 15.2. A recuperação, o restauro e a reabilitação fluvial apostam em formas diferentes sobre a estrutura e função do ecossistema para atingirem objetivos distintos (adaptado de Bradshaw¹³).

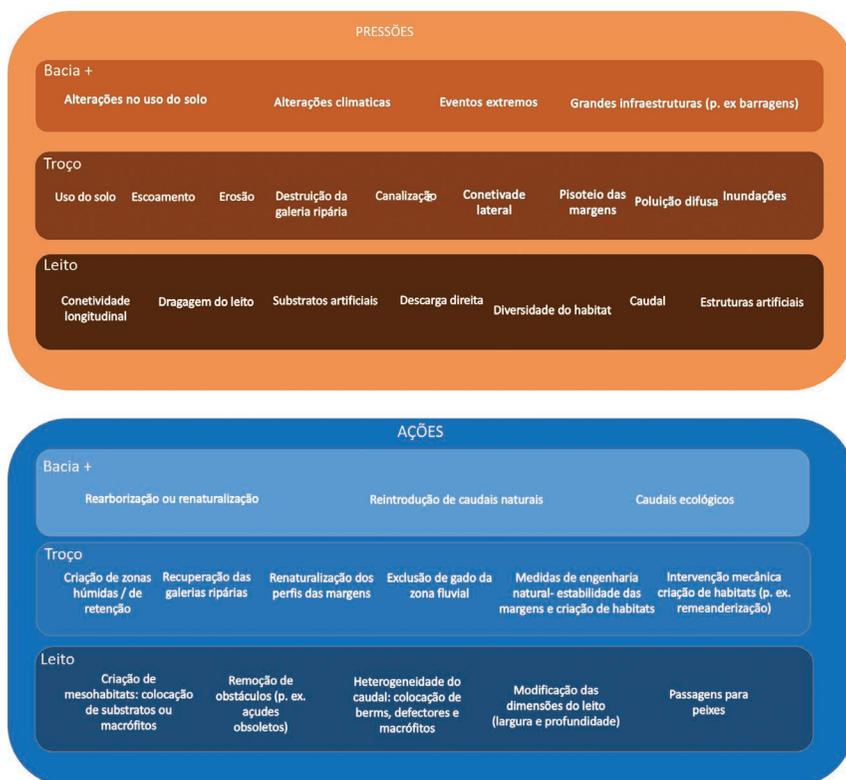


Figura 15.3. Alguns exemplos das pressões (caixa laranja) sobre os sistemas fluviais e das ações de restauro (caixa azul) que podem ser utilizadas em programas para diminuir o efeito dos impactos. As pressões e as ações foram ambas distribuídas por níveis espaciais que devem ser considerados no desenvolvimento de atividades de restauro. A seleção e implementação de conjuntos de ações baseiam-se nos objetivos pretendidos no âmbito do projeto de restauro fluvial bem como nos recursos disponíveis.

Um projeto de restauro ou de reabilitação bem sucedido assenta no conhecimento socioecológico da área de intervenção e numa abordagem multidisciplinar, mas flexível, dada a natureza dinâmica dos sistemas fluviais. É imprescindível inventariar todas as pressões, nos seus vários níveis espaciais (bacia, troço e leito), exercidas sobre a massa de água (Figura 15.3). O estado de um troço fluvial degradado resulta da atuação integrada e simultânea das pressões. Assim,

é lógico que a sua recuperação requiera igualmente uma resposta integrada, baseada na coordenação de conjuntos de ações e técnicas de restauro, implementadas a diferentes níveis e escalas espaciais e temporais de modo a (i) permitir controlar a influência dos elementos de pressão que foram identificados e (ii) apoiar a evolução do ecossistema para o estado natural¹⁰. Por exemplo, os problemas de erosão, descargas pontuais de poluição e a presença de espécies invasoras (Figura 15.4) implicam a implementação de várias medidas de restauro, desde o controlo de invasoras (p.ex., programas de erradicação), a mitigação da poluição (p.ex., zona húmidas a atuarem como filtros biológicos) e a reconstrução da galeria ripária (p.ex., programas de rearboreização, exclusão de gado, renaturalização das margens) que desempenham múltiplas funções na área de intervenção.

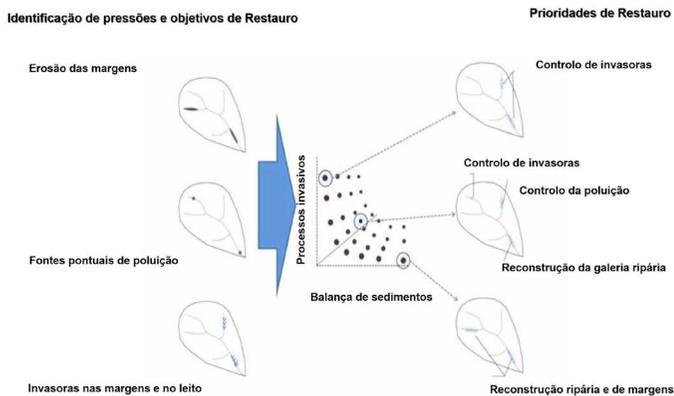


Figura 15.4. Integração de diferentes objetivos de intervenção em função das pressões e das prioridades e da probabilidade de eficácia¹⁴.

Perante um tão grande número de objetivos e técnicas de restauro fluvial seria impossível uma abordagem completa num único capítulo. Nesse sentido daremos relevância a aspetos relativamente inovadores em termos de restauro, tais como a noção de território fluvial, a criação de matrizes de infraestruturas verdes, as fases que constituem um projeto de restauro ecológico e a avaliação da sua eficácia.

Descrevemos também um exemplo de um projeto de reabilitação de um curso de água, o rio Odelouca, situado na região do Algarve.

4. Território fluvial

O restauro fluvial pretende reestabelecer a conectividade, i.e., devolver ao rio o espaço na bacia que lhe foi usurpado pela atividade humana. Este espaço é o território fluvial, sendo o terreno e respetiva paisagem definidos pela rede fluvial. É uma faixa ativa do ponto de vista geomorfológico e ambiental, desde o leito menor até ao leito de cheia normal, sem quaisquer constrangimentos físicos artificiais. O território fluvial compreende: (i) os diferentes percursos do leito, que podem ser determinados por registos cartográficos antigos; (ii) meandros abandonados ou braços mortos que não estão ligados ao canal principal; (iii) faixas terrestres suscetíveis de serem erodidas nas próximas décadas pela dinâmica do canal fluvial a partir da determinação da evolução geomorfológica; e (iv) todas as áreas inundadas pelo rio nos últimos 5 – 10 anos.

O território fluvial deve ser delimitado pela evolução geomorfológica, ecológica e histórica, sem limites permanentes¹⁵, e com suficiente largura e continuidade de modo a potenciar a diversidade ecológica segundo a Diretiva Habitats⁴, o bom estado ecológico, de acordo com a DQA⁵, e a atenuação natural dos episódios de cheias respeitando a Diretiva de Inundações⁶.

O território fluvial e as estruturas habitacionais a ele associadas estão também profundamente dependentes das alterações do regime de caudais e da retenção de água a montante por barragens, que afetam também a dinâmica de transporte de sedimentos, alterando os perfis transversais e longitudinais (Figura 15.5). O devido reconhecimento e recuperação do território fluvial implica assim, a eliminação de diques e a renaturalização de troços retificados

e canalizados. Obriga ainda a compromissos sociais importantes, resultantes do acordo entre os vários *stakeholders*, uma vez que o uso da terra está dedicado a outros fins (p.ex., agricultura, edificações). Instrumentos administrativos possíveis passam pela aquisição ou expropriação dos terrenos fluviais, ou desde logo por impedir construções, em linha com a Diretiva de Inundações.

A agricultura intensiva e o desenvolvimento urbano e industrial constituem os maiores constrangimentos à proteção ou recuperação do território fluvial. É preciso ter em conta que as atividades económicas relacionadas diretamente e indiretamente com estes setores sofrerão efeitos dramáticos a longo prazo se o território fluvial não for respeitado e sujeito a ordenamento adequado e sustentável. Os fenómenos hidrológicos extremos, associados com as alterações climáticas terão então elevados custos económicos (com a perda de solo e destruição de habitações e infraestruturas), ambientais e humanos.



Figura 15.5. Variação da geomorfologia fluvial do setor terminal do rio Lima entre 1965 (a) e 2010 (b) como resultado da extração de inertes, evidenciando as variações estruturais e na dimensão do território fluvial.

5. Infraestruturas verdes

As infraestruturas verdes (IF-V; Tabela 15.1) podem ser definidas como uma rede interconectada de espaços verdes (sistemas terrestres)

e azuis (sistemas aquáticos) de modo a conservarem as funções e valores dos ecossistemas e fornecerem múltiplos benefícios para as populações. As IF-V são redes estrategicamente planeadas entre espaços urbanos e naturais para proporcionar benefícios ecológicos, económicos e sociais, através de soluções naturais¹⁶.

Tabela 15.1.

Benefícios múltiplos de algumas infraestruturas verdes (IF-V) vocacionadas para zonas urbanas em várias características do ciclo hidrológico¹⁷.

Benefícios	IF-V	Banda ripária	Canais vegetados	Bacia de infiltração	Jardim de chuva	Zona húmida
Controlo de cheias						
Biodiversidade						
Valor estético						
Adaptabilidade						
Depuração						
Retenção						
Infiltração						
Escoamento						
Filtração						

O documento *Green Infrastructure (GI) – Enhancing Europe’s Natural Capital* publicado pela Comissão Europeia em 2013 promove a criação e gestão das IF-V para garantir o fornecimento sustentável de múltiplos serviços de ecossistema. As IF-V permitem o fornecimento sustentável de um leque notável de serviços, tais como serviços de suporte (p.ex., formação do solo, produção de oxigénio, reciclagem de nutrientes), serviços de aprovisionamento (p.ex., alimentos, água, madeira, recursos genéticos), serviços de regulação (p.ex., regulação climática, regulação e purificação) e serviços culturais (p.ex., ecoturismo e recreação, estético e inspiração, educacional, herança cultural).

As IF-V melhoram o grau da conectividade entre habitats fragmentados, propiciando uma maior biodiversidade, diminuição no

efeito de episódios de cheia, aumento na taxa de recarga das águas subterrâneas e no sequestro de carbono e melhoria na qualidade de água. As IF-V também são importantes estruturas de lazer ligadas ao apoio a serviços de ecossistemas culturais, tais como a educação ambiental, percursos pedestres, ciclovias, postos de observação de aves e pesca desportiva.

Muitas IF-V são também consideradas Medidas de Retenção Natural de Água (MRNA). As MRNA aumentam a área das zonas de infiltração de água (contribuindo assim para a recarga das águas subterrâneas), diminuindo o escoamento superficial e, conseqüentemente, a ocorrência de inundações e as alterações hidrológicas impostas pela regularização e alterações no uso do solo. Em zonas urbanas, estas medidas são particularmente interessantes pelo valor acrescido que trazem (Figura 15.6) em termos de requalificação ambiental.

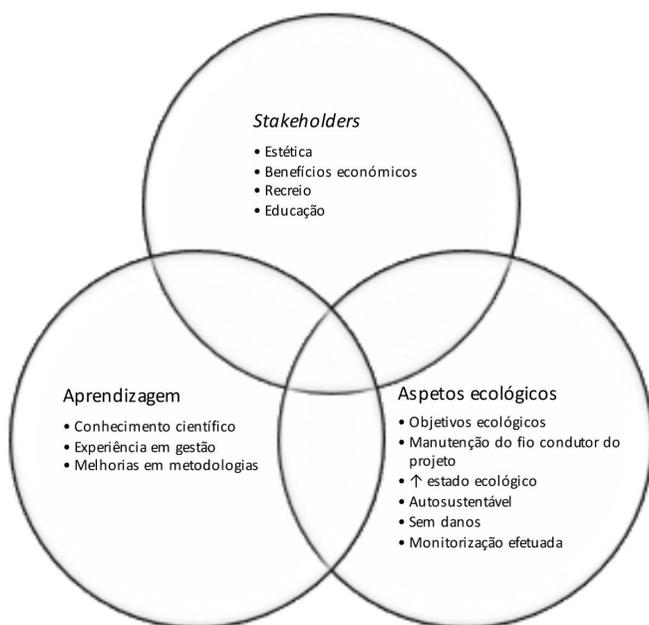


Figura 15.6. Um projeto de restauração fluvial bem sucedido deve ir ao encontro de 3 conceitos de êxito, baseado nos benefícios para os *stakeholders*, nos aspectos ecológicos e nos avanços em termos de aprendizagem.

6. Planeamento do restauro e conceitos chave

Um projeto de restauro fluvial deve trazer mais-valias para áreas distintas, mas essenciais na sua implementação (Figura 15.7). O êxito para os *stakeholders* deve refletir a satisfação socioeconómica com os resultados obtidos, enquanto o êxito em termos de aprendizagem é suportado por avanços no conhecimento científico e nas práticas de gestão durante a sua execução que irão beneficiar futuras ações de restauro. O êxito em termos ecológicos significa uma melhoria da biodiversidade e da qualidade dos habitats do troço sujeito a intervenção e que os objetivos de renaturalização do troço foram alcançados¹¹. Um projeto de restauro deve obedecer a uma sequência de trabalhos e contar com a contribuição de participantes oriundos de vários setores. O projeto deve ser tecnicamente adequado, aceitável do ponto de vista socioambiental e comportável para as condições financeiras existentes (Figura 15.7).

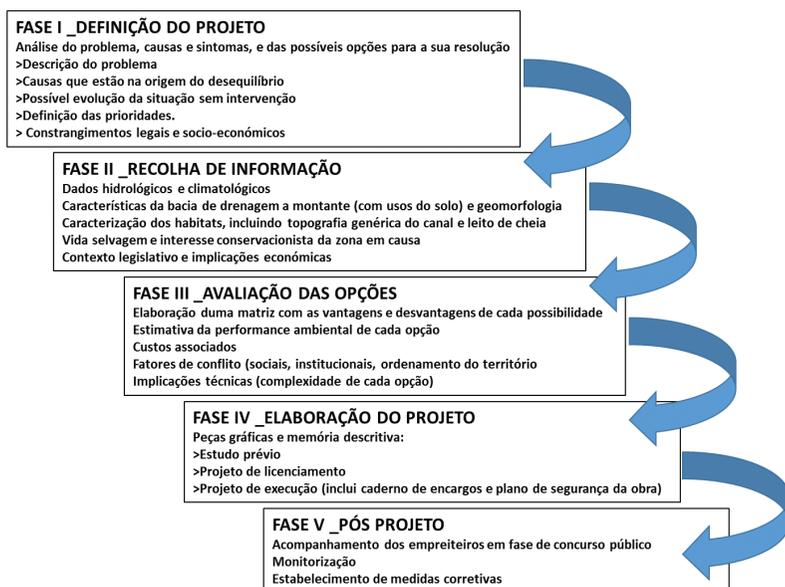


Figura 15.7. Conjunto de procedimentos e informações para a realização e seguimento de um projeto de restauro.

Qualquer projeto de restauro lida com componentes bióticas e abióticas. A evolução do sistema fluvial sujeito a restauro age de forma estatisticamente preditiva de acordo com o desenrolar de processos hidromorfológicos associados com a tipologia do rio sujeito à intervenção. Todavia, existe um dado grau de incerteza associado com fenómenos físicos extremos, tais como episódios de cheia e seca, sendo necessária uma abordagem de gestão adaptativa. Esta abordagem contempla possíveis alterações ou modificações, ao longo e depois da implementação do projeto, com o fim de corrigir ou complementar as medidas implementadas. A linha condutora desta gestão adaptativa provém dos resultados obtidos a partir de campanhas de monitorização.

A Tabela 15.2 sumariza as linhas gerais que devem ser usadas para avaliar o sucesso do restauro com base na análise de 5 critérios, devendo os procedimentos procurarem diminuir a complexidade e os custos inerentes da avaliação¹¹.

Tabela 15.2.
Critérios para avaliar o sucesso de restauro fluvial¹¹.

Critério	Indicadores	Processos/Metas
Conhecimento do estado dinâmico do rio	Indicadores bióticos e abióticos que permitam analisar a capacidade do sistema dentro de limites locais e da bacia hidrográfica. Procurar avaliar quanto do restauro efetuado ao nível do troço local pode ter repercussões a nível de bacia.	Plano de reabilitação que defina os resultados a esperar no troço intervencionado, p.ex., simulação de imagens que mostrem a nova reconfiguração do rio e habitats; objetivos específicos a atingir (p.ex., diminuir a eutrofização, aumentar a densidade de uma população-alvo).
Melhoria dos ecossistemas	Indicadores de integridade ecológica selecionados com base nas pressões presentes.	Melhorar a qualidade da água, implementar o regime de caudais próximo do natural, aumentar a viabilidade de espécies nativas, controlar exóticas, melhorar a vegetação ripária e de habitats.
Aumento da resiliência	Alterações do leito e de espécies-alvo face a fenómenos hidrológicos extremos ou a agentes de perturbação.	O sistema deve requerer uma intervenção mínima pós-intervenção tendo a capacidade de recuperar de perturbações naturais e de influências antropogénicas normais.

Critério	Indicadores	Processos/Metas
Impactos negativos associados com as ações de restauro são temporários	Avaliação da sensibilidade da paisagem às medidas introduzidas. Análise de indicadores de qualidade visual e da capacidade de absorção visual.	Os impactos da intervenção não devem causar impactos negativos irreversíveis. Devem permitir a recuperação da vegetação natural após as obras, eliminar substratos finos e minimizar o impacto visual das estruturas introduzidas.
Avaliação do estado ecológico	Avaliação através do uso de indicadores que permitam comparar a situação inicial com a situação pós intervenção. Segundo a DQA devem ser indicadores biológicos e de suporte.	Os objetivos do projeto devem ser claramente definidos, procurando-se recolher informação sobre a evolução do estado ecológico e se a mesma se coaduna com os objetivos a atingir.

7. Caso de estudo de requalificação fluvial: o rio Odelouca

A bacia do rio Odelouca, situada na região do Algarve, é de alto valor conservacionista devido à presença de galerias ripárias intactas e floristicamente diversas situadas nalguns troços do rio (parcialmente submersos após a conclusão da barragem de Odelouca) e pela presença de espécies altamente ameaçadas tais como espécies endémicas de peixes (*Iberochondrostoma almakai* e *Squalius aradensis*), o lince Ibérico (*Lynx pardinus*)^{10,18-20} e a águia de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*). Parte do rio Odelouca situa-se na Rede Natura 2000 (Monchique – PTCON0037). O rio Odelouca é um sistema fluvial tipicamente mediterrânico, caracterizado por um regime hidrológico altamente sazonal, tendo uma época estival sem pluviosidade e fortes episódios de pluviosidade durante o Inverno^{10,18}.

Com o fim de melhorar o abastecimento de água, na região do Algarve, foi construída (em 2010) a barragem de Odelouca, um processo altamente contestado. Inicialmente foi embargado devido aos protestos apresentados à Comissão Europeia quanto à violação do valor de conservação intrínseco da área. Em 2005, uma decisão ministerial veio reativar e finalizar a sua construção sob a condição de

implementar um extenso programa de medidas de mitigação, medidas compensatórias e monitorização, de forma a compensar os impactos da construção da barragem e da perda de habitats prioritários.

Uma das muitas medidas foi a Valorização e Requalificação das Galerias Ribeirinhas na Área do Empreendimento de Odelouca. Antes da construção da barragem, as galerias ripárias da bacia de Odelouca com maior extensão e diversidade florística (*Fraxinus angustifolia*, *Salix atrocinerea*, *Salix australis*, *Alnus glutinosa*, *Nerian oleander*, *Tamarix africana* e *Erica lusitanicum*) situavam-se precisamente na futura zona de inundação. Em 2005 iniciou-se um programa integrado no âmbito desta medida para recuperar, requalificar e valorizar as galerias ripárias afetadas pela construção da barragem. As ações incluíram inicialmente uma caracterização de toda a bacia, com o levantamento dos habitats de maior valor conservacionista e dos impactos existentes, de modo a definirem-se os troços prioritários de atuação. Este foi um caso único em que os segmentos a reabilitar resultaram dum estudo intenso de toda a bacia (Figura 15.8). De um modo mais global as ações envolveram: (i) caracterização da composição e estrutura atualmente existentes da vegetação aquática e ripária no rio Odelouca e a avaliação de sua integridade e continuidade longitudinal; (ii) caracterização de habitats fluviais e das margens e a avaliação da qualidade e grau de perturbação humana; (iii) inventariação e caracterização das principais comunidades bióticas (avifauna, macroinvertebrados bentónicos, peixes e macrófitos), avaliação do seu potencial como indicadores de qualidade dos corredores fluviais, campanhas de amostragem efetuadas em 30 troços abarcando locais de referência (presumivelmente isentos de perturbação) e locais perturbados pelas obras, análise e seleção de bioindicadores para aplicação em programas de monitorização de medidas de requalificação e reabilitação na área de intervenção^{10,17}; (iv) desenvolvimento de práticas de silvicultura de espécies lenhosas nativas em viveiro em colaboração com *stakeholders* regionais (proprietários de viveiros) para ações de

requalificação das galerias ripárias; (v) estudo do papel funcional das comunidades ripárias na formação e estruturação de habitats e processos fluviais e aplicação deste conhecimento no desenvolvimento de medidas de reabilitação em troços seleccionados; (vi) modelação hidráulica e validação de alterações abióticas e bióticas decorrentes de ações de requalificação; (vii) desenvolvimento e implementação de um programa de requalificação e medidas de reabilitação para galerias ribeirinhas de Odelouca e habitats para peixes em troços seleccionados (Figura 15.9); e (viii) monitorização de medidas de requalificação e reabilitação de habitats para peixes.

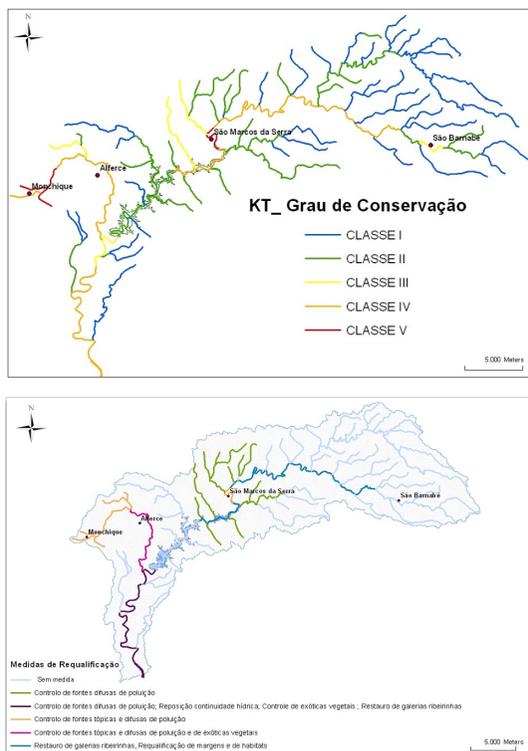


Figura 15.8. A caracterização pormenorizada da bacia do rio Odelouca, a partir de um levantamento das suas características abióticas, biológicas e das pressões, permitiu a classificação dos troços em 5 classes de acordo com o seu grau de conservação tendo as classes IV e V sido consideradas prioritárias.

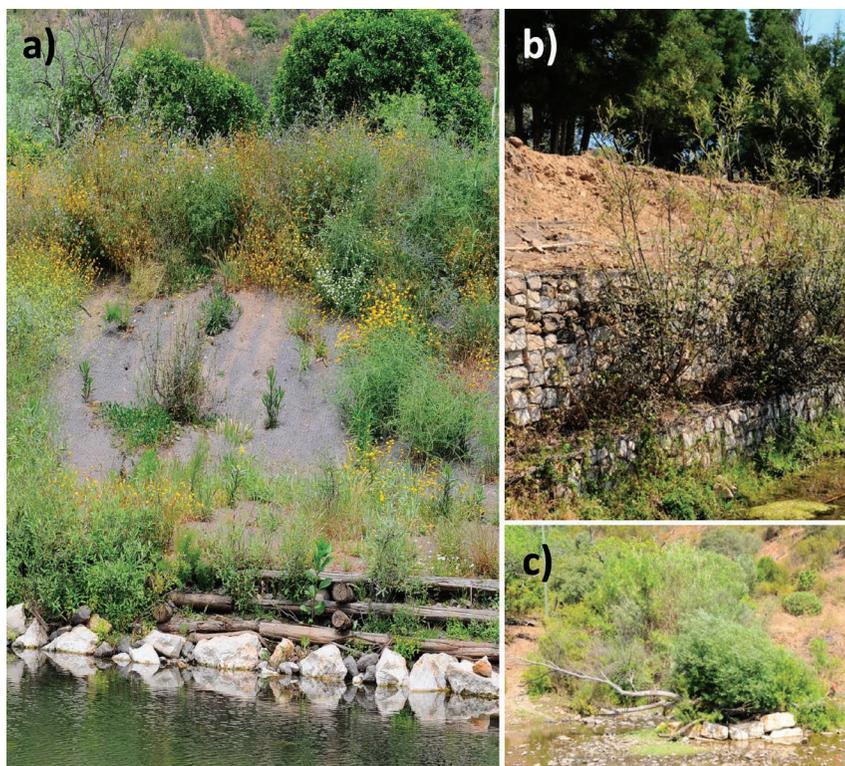


Figura 15.9. Técnicas de engenharia natural utilizadas no rio Odelouca: a) e b), remoção da vegetação infestante (canavial) e consolidação dos taludes respetivamente com caixas e enrocamentos vegetados, aplicando-se biomantas e plantações de espécies ripárias na parte superior dos taludes; c), criação de ilhas vegetadas para favorecer os ciprinídeos autóctones. Fotografias: Rui Cortes.

Debatem-se frequentemente duas correntes para o restauro ecológico⁹: (i) as que representam uma perspetiva ecocêntrica, de objetivos exclusivamente ambientais, considerando as atividades humanas como secundárias e devendo necessariamente sujeitar-se aos objetivos de bom funcionamento do ecossistema, e (ii) as que representam uma perspetiva antropocêntrica, considerando as atividades humanas como prioritárias, sendo o restauro efetuado com o objetivo de as proteger ou de as favorecer, embora com preocupações

de “naturalidade”. A primeira corrente seria representada pela DQA que subordina o restauro a objetivos ambientais de obtenção do “Bom Estado” do ecossistema fluvial²¹. A segunda corrente, que deve ser mais corretamente designada por requalificação fluvial, abarca todas as obras de engenharia civil e sanitária que permitem melhorar a qualidade da água e diminuir o risco de cheias e de erosão associada, mas também de arquitetura paisagista, engenharia natural e engenharia florestal, vocacionadas para tornar as obras hidráulicas mais amigáveis do ponto de vista ambiental, e para incrementar habitats ripários, diminuindo o carácter artificial dessas obras e potenciando a naturalização das linhas de água com reflexos no seu valor cénico.

Idealmente, restauro ecológico é a recriação de comunidades de organismos muito semelhantes aos que ocorrem naturalmente sendo uma forma de auxiliar, melhorar e estabelecer os processos hidrológicos, geomorfológicos e ecológicos numa bacia hidrográfica degradada, substituindo a perda de elementos que pertencem ao sistema natural. Tal perspetiva implica uma visão holística da bacia de drenagem e do vale e canais fluviais, incluindo as pressões e os efeitos destas integradas e atuando de forma conjunta. Igualmente implica um desígnio societal claro e a cooperação de todos os intervenientes, bem como do sistema administrativo e legislativo, de forma a concertadamente e de forma planeada serem realizadas as ações conducentes ao restauro efetivo.

8. Referências bibliográficas

- ¹Postel S. & Richter B. 2003. *Rivers for life: managing water for people and nature*. Vol. 20. Island Press. U.S.A., Washington, DC
- ²Ormerod S.J. 2004. A golden age of river restoration science? *Aq. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 14: 543–549
- ³Palmer M.A., Hondula K.L. & Koch B.J. 2014. Ecological restoration of streams and rivers: shifting strategies and shifting goals. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45: 247–269

- ⁴Comissão Europeia. 1992. Directiva 92/43/EEC do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de Maio de 1992, que estabelece um quadro para a conservação dos habitats naturais e da fauna e flora silvestres. *J. Ofic. Com. Europ.* L206: 7–50
- ⁵Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/EC do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. *J. Ofic. Com. Europeias* L327: 1–72
- ⁶Comissão Europeia. 2007. Directiva 2007/60/EC do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 October 2007, que estabelece um quadro para a avaliação e gestão dos riscos de cheias. *J. Ofic. Com. Europeias* L288: 27–34
- ⁷Maller C., Townsend M., Pryor A., Brown P. & St Leger L. 2006. Healthy nature healthy people: ‘contact with nature’ as an upstream health promotion intervention for populations. *Health Promot. Int.* 21: 45–54
- ⁸Wheeler B.W., Lovell R., Higgins S.L., White M.P., Alcock I., Osborne N.J., Husk K., Sabel C.E. & Depledge M.H. 2015. Beyond greenspace: an ecological study of population general health and indicators of natural environment type and quality. *Int. J. Health Geogr.* 14: 1–17
- ⁹Ferreira M.T. 2012. Restauo, reabilitação e gestão fluviais. In: Camprodon J., Ferreira M. T. & Ordeix M. (eds.) *Restauo e gestão ecológica fluvial*. Centre Tecnologic Forestal de Catalunya/ISA press, pp. 16–22
- ¹⁰Hughes S.J., Santos J., Ferreira T. & Mendes A. 2010. Evaluating the response of biological assemblages as potential indicators for restoration measures in an intermittent mediterranean river. *Environ. Manag.* 46: 285–301
- ¹¹Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Lake P.S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C.N., Follstad Shah J. & Galat D.L. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *J. Appl. Ecol.* 42: 208–217
- ¹²MEA. 2005. *Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. I. Press. U.S.A., Washington, D.C.
- ¹³Bradshaw A.D. 1987. Restoration: an acid test for ecology. In: Jordan W.R., Gilpin M.E. & Aber J.D. (eds.) *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press. U.K., Cambridge, pp. 23–30
- ¹⁴Camprodon J., Ferreira M.T. & Ordeix M. (eds.). 2012. *Restauo e gestão ecológica fluvial: manual de boas práticas de gestão de rios e ribeiras*. Centre Tecnologic Forestal de Catalunya/ISA press.
- ¹⁵Ollero A. & Elso J. 2007. The need for a “fluvial territory” or “room for the river”: living with floods by acceptance of their functions. In: Baker C. & van Eijk P. (eds.) *Sustainable flood management: obstacles, challenges and solutions*. Interreg IIC Network FLAPP “Flood Awareness and Prevention Policy in border areas”, pp. 59–63
- ¹⁶Benedict M.A. & McMahon E.T. 2012. *Green infrastructure: linking landscapes and communities*. Island Press.
- ¹⁷Perini K. & Sabbion P. 2017. Front matter. In: *Urban sustainability and river restoration: green and blue infrastructure*. John Wiley & Sons Ltd., pp: i–xvi
- ¹⁸Hughes S.J., Santos J., Ferreira M.T., Caraça R. & Mendes A.M. 2009. Ecological assessment of an intermittent Mediterranean river using community structure and function: evaluating the role of different organism groups. *Freshwat. Biol.* 54: 2383–2400

- ¹⁹Hughes S.J., Ferreira T. & Cortes R.V. 2008. Hierarchical spatial patterns and drivers of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river. *Aq. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 742–760
- ²⁰Fernandes M.R., Ferreira M.T., Hughes S., Cortes R., Santos J.M. & Pinheiro P.J. 2007. Pré-classificação da qualidade ecológica na bacia de Odelouca e sua utilização em directrizes de restauro. *Recursos Hídricos* 28: 15–24
- ²¹Pollard P. & Huxham M. 1998. The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aq. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 773–792

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 16

ESTUÁRIOS

João M. Neto¹, Isabel Caçador², Miguel Caetano³, Paula Cháinho⁴, Lino Costa⁵, Ana M.M. Gonçalves⁶, Leonel Pereira⁷, Lígia Pinto⁸, Jaime Ramos⁹ & Sónia Seixas¹⁰

¹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal e Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar, Instituto Politécnico de Leiria, Portugal, jneto@ci.uc.pt

²MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, micacador@fc.ul.pt

³IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera, Division of Environmental Oceanography and Bioprospection, Portugal, mcaetano@ipma.pt

⁴MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, pmchainho@fc.ul.pt

⁵MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal, jlcosta@fc.ul.pt

⁶MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal e CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar e Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, anamartagoncalves@gmail.com, anamartagoncalves@ua.pt

⁷MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, leonel.pereira@uc.pt

⁸MARETEC – IST, Secção de Ambiente e Energia, Departamento de Engenharia Mecânica, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Portugal, ligia.pinto@tecnico.ulisboa.pt

⁹MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, jramos@uc.pt

¹⁰Departamento de Ciências e Tecnologia, Universidade Aberta, Portugal, soniabseixas@gmail.com

Resumo: Os estuários são corpos de água costeiros que se encontram na zona de confluência do rio com o mar, onde a salinidade se dilui gradualmente mas onde as oscilações

ambientais diárias podem variar de forma bastante drástica. São áreas muito produtivas mas onde, por serem de transição entre aqueles ambientes aquáticos, apenas um número restrito de espécies bem adaptadas se consegue apresentar de forma numerosa. São áreas apetecíveis que, pela proteção que proporcionam a quem utiliza o mar como forma de subsistência ou devido às condições únicas de exploração dos produtos de origem marinha, têm levado as populações humanas a aí se fixarem. Como consequência, estas áreas apresentam atualmente dos maiores índices de pressão antropogénica de que há registo, tornando-as vulneráveis e com uma necessidade urgente de intervenção e implementação de medidas de conservação de espécies e do habitat.

Palavras-chave: mistura salina, oscilação de maré, osmoregulação, pressão antropogénica, sistema costeiro, transição

1. Definição de estuário

De uma forma simplificada, um estuário é um *“corpo de água costeiro, parcialmente fechado, com uma ligação livre ao oceano, situado na parte terminal de uma bacia hidrográfica, onde no seu interior a água salgada marinha se dilui de forma mensurável com a água doce fluvial”*¹. Mas, de forma mais elaborada, um estuário é *“um ecossistema instalado numa reentrância costeira profunda, com uma comunicação restrita com o mar, permanente ou intermitentemente aberta, caracterizada por três zonas distintas: (i) zona de maré fluvial, caracterizada pela ausência de salinidade, mas afectada pelo efeito do ciclo de maré; (ii) zona de mistura, onde as massas fluviais e marinhas se encontram e que se caracteriza pela existência de fortes gradientes físicos, químicos e biológicos.*

Estuário propriamente dito, situado entre a zona de maré fluvial e a embocadura do rio; e (iii) zona de turbidez no mar aberto, situado a jusante da zona de mistura e até onde se faz sentir a pluma de maré no pico da baixa-mar"². Os seus gradientes físico e químico dependem, em grande parte, do caudal de água doce descarregado pelo rio, da própria morfologia do leito junto à foz da bacia hidrográfica e da evaporação à superfície. A circulação hidráulica gerada pelos dois primeiros fatores é determinante para a dispersão horizontal das partículas transportadas em suspensão (incluindo a salinidade), gerando estuários homogêneos ou parcialmente misturados, quando a descarga fluvial é semelhante ao fluxo de maré, ou estratificados, quando a descarga de água doce é consideravelmente superior à maré. Por outro lado, a evaporação pode ditar o aparecimento de estuários positivos, negativos ou neutros, dependendo, respetivamente, se a entrada de água doce é superior, inferior ou equivalente à evaporação registada à superfície do sistema.

Atendendo à distribuição média da salinidade ao longo do percurso descendente³, temos mais a montante a zona fluvial (rio, conhecida por alguns como limnética), com uma salinidade característica inferior a 0,5; a zona oligohalina (topo do estuário), onde os valores de salinidade oscilam entre os 0,5 e os 5; a zona mesohalina (secção superior do estuário), com salinidades a variarem entre os 5 e os 18; a zona polihalina (secções média e inferior do estuário), com variações entre os 18 e os 25 na secção média e os 25 e os 30 na secção inferior; e mais a jusante a zona euhalina (barra), com a salinidade a registar valores superiores a 30. O confronto das massas de água fluvial e marinha dentro do estuário, além de ditar a salinidade devido aos fenómenos de difusão e mistura mecânica das substâncias que carregam, permite a ocorrência do processo de floculação de outras partículas que transportam. Ao ganharem lastro, as partículas acabam por ficar depositadas maioritariamente nos setores mais interiores (meso- e polihalino), em zonas onde

a circulação hidrodinâmica é mais reduzida, junto às margens, em zonas com vegetação ou pouco profundas do estuário.

Juntamente com a oscilação do nível das marés, e as correntes assim geradas, o vento é outro dos fatores com responsabilidade na dinâmica sedimentar observada no interior do estuário. A ondulação gerada nas zonas menos profundas pode igualmente promover a ressuspensão dos sedimentos mais finos que, acabando por se acumular noutras zonas do estuário, contribuem para as alterações constantes da morfologia dos seus fundos.

Embora sujeitos a grandes variações diárias, condicionadas pelos sucessivos ciclos de maré, os ambientes aquáticos estuarinos, que incluem os bancos de macroalgas e de ervas marinhas e os sapais, são áreas que apresentam uma grande produtividade biológica⁴, comparável à das florestas tropicais. Em termos ecológicos, os estuários mantêm uma complexa interação entre as espécies presentes e, embora a sua diversidade seja menor do que em muitos outros ecossistemas, as que conseguem lidar com as adversidades estuarinas apresentam aqui grandes densidades. São organismos bem adaptados às exigentes variações ambientais, que sustentam uma complexa rede trófica e contribuem para a construção do próprio estuário, para a diversificação de habitats, para a produção primária e secundária, para o fornecimento de serviços de ecossistema e, em última instância, para a preservação ou melhoria da saúde ambiental do próprio sistema.

Os estuários, pela sua natureza e localização, são desde há muito utilizados pelo Homem como locais de abrigo e sustento. Implementaram-se estruturas portuárias de suporte à economia do mar e desenvolveram-se continuamente atividades ligadas à pesca ou extração, aquacultura, comércio ou controlo sobre a troca de produtos, bem como à prática de atividades de lazer ou recreativas. Por tudo isso e pela sua fragilidade natural, são zonas também muito vulneráveis, onde as pressões antropogénicas se fazem sentir

de forma muito intensa. A ocupação e alteração física das margens e do leito, o lançamento de efluentes domésticos e industriais, as atividades dentro e nas imediações do estuário, a alteração da conectividade e sazonalidade do caudal natural do rio, bem como a introdução de espécies não indígenas, são algumas das pressões que promovem a degradação hidromorfológica do sistema, aumentam a carga orgânica ou a concentração de substâncias contaminantes biodisponíveis, restringem o acesso a determinadas áreas da bacia hidrográfica e representam uma pressão biológica séria, difícil de mitigar, que pode ditar a redução ou mesmo conduzir ao desaparecimento de espécies locais.

2. Tipologia dos estuários portugueses

Do ponto de vista das características físicas e químicas, os estuários portugueses são muito diversos, apresentam grande variação quanto à forma, às dimensões, ou mesmo quanto ao regime fluvial que os influencia. Para a implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA⁵) em Portugal, que visa manter ou melhorar a qualidade ecológica de todas as massas de água subterrâneas e de superfície, esta diversidade foi resumida em dois tipos de estuários (designados massas de água de transição⁶). Baseado no sistema B de caracterização alternativa, determinado oficialmente pela DQA (latitude, longitude, amplitude de maré, salinidade, velocidade da corrente, ondulação, temperatura média da água, mistura da água, turbidez, composição média do substrato, amplitude térmica da água, tempo de residência, profundidade e forma), definiram-se os tipos A1, que inclui os estuários mesotidais estratificados do norte do país (Minho, Lima e Douro), e A2 com os estuários mesotidais bem misturados do centro e sul de Portugal (Ria de Aveiro, Mondego, Tejo, Sado, Mira, Arade e Guadiana). Posteriormente, atendendo às propostas e solicitações emanadas dos

trabalhos inseridos no exercício de intercalibração, desenvolvido pelos parceiros europeus envolvidos na implementação da DQA, e usando um conjunto de parâmetros considerado mais ajustado (estratificação, forma do canal, área total, área intertidal, caudal modal, rácio caudal modal/área da bacia, média temperatura diária, rácio dos valores de temperatura média e amplitude), foram adicionados novos sistemas estuarinos ao conjunto considerado anteriormente. Como resultado obteve-se um agrupamento ligeiramente diferente dos estuários nacionais, com (i) o tipo A1.1 (basicamente o tipo A1⁶) a acolher os estuários mesotidais do norte, com estratificação variável da coluna de água, mas com menos de 50% de área intertidal e em forma de canal (Minho, Lima, Neiva, Cávado, Ave, Leça, Douro, Modego e Lis), (ii) o tipo A1.2 a considerar unicamente o Vouga (Ria de Aveiro), com forma mais espraçada, bem misturado e com uma área intertidal disponível de aproximadamente 50%, (iii) o tipo A2.1 (basicamente os estuários estreitos do tipo A2⁶) que inclui os estuários mesotidais estreitos do sul, em forma de canal, com uma coluna de água bem misturada e com menos de 50% de área intertidal (Mira, Arade e Guadiana), e (iv) o tipo A2.2 que engloba os estuários mesotidais mais espraçados do sul, bem misturados mas com uma área intertidal inferior a 50% da sua área total (Tejo e Sado).

3. Características hidromorfológicas

Apesar das tipologias anteriormente definidas, a diversidade dos estuários portugueses é grande. A sua extensão linear média situa-se nos 31 km (não incluindo o Leça que é mais pequeno e muito modificado), tendo os estuários com forma de canal um comprimento médio que varia entre os 23 km (norte) e os 32 km (sul), e os espraçados entre os 21 km (Vouga) e os 68 km (Tejo e Sado) (Tabela 16.1). Estas variações ficam a dever-se às condições hidráulicas e à

própria morfologia de cada sistema, que acabam por condicionar a propagação da maré dentro do sistema (desigual em canais ou áreas do mesmo estuário, p.ex., Vouga, Mondego) e influenciar outros parâmetros, como o tempo de residência ou a temperatura média da água. Embora todos os estuários portugueses estejam sujeitos a ciclos semidiurnos de maré, o tempo de residência é tendencialmente maior nos sistemas do sul, sempre superior a 12 dias enquanto no norte é de apenas alguns dias. Verifica-se, também, uma diferença clara nos valores típicos da temperatura média da água e das amplitudes térmicas entre os estuários do norte e os do sul, variando entre 14,7 e 15,4°C para os primeiros (tipologia A1) e entre 15,9 e 18,3°C para os últimos (tipologia A2). No geral, devido aos caudais que apresentam, os estuários do norte têm maior tendência para experimentar alguma estratificação da coluna de água (pelo menos durante o período de inverno), ao passo que os do sul apresentam uma coluna de água caracteristicamente bem misturada. Estas diferenças tendem a ser cada vez mais esbatidas ao longo dos anos pois, devido à construção de barragens ao longo dos cursos de água, o regime hidrológico natural dos rios tem sofrido alterações substanciais. Como consequência tem-se observado nos últimos anos uma diminuição da magnitude dos episódios de cheia que normalmente ocorriam no inverno⁷.

Tabela 16.1.
Características hidromorfológicas dos principais estuários portugueses.

Características	Mínho	Lima	Neiva	Cávado	Ave	Leça	Douro	Ria de Aveiro	Mondego	Lis	Tejo	Sado	Mira	Arade	Guadiana
	Sim	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não						
Estratificação coluna de água	Estreito	Largo	Estreito	Estreito	Largo	Largo	Estreito	Largo	Estreito						
Configuração do canal	17,1	2,5	1,0	1,0	1,0	1,0	97,6	3,4	6,7	1,0	80	7,7	1,6	2,0	66,8
Profundidade na foz (m)					6				10				13		14
Área bacia hidrográfica (x10 ³ km ²)	24,5	11,3	0,3	4,3	1,8	1,5	7,3	120,8	8,6	0,4	367,5	212,4	4,7	8,7	37,5
Dimensão estuário (área total, km ²)	2	1					2	58	5		110	60			4
Área intertidal estuário (km ²)	8,2	8,8					25,9	48,0	58,3		29,9	28,3			10,7
Área intertidal em % área total	37,2	37,8	13,6	25,0	12,5	3,5	20,4	20,4	21,0	16,5	64,3	71,5	20,5	15,0	60,3
Extensão linear estuário (km)	70	19					59	84	21		2200	500	17		96
Volume maré média (x10 ⁶ m ³)	2,0	2					3,8	2	3		2,6	2,7	2,4		2,2
Amplitude de maré média (m)	55	9					21	119	22						
Prisma de maré (x10 ⁶ m ³)	1,5	1-7a					1-9 ^a	4-20	2-9 ^b		19	21	14		12
Tempo residência (dias)	409,8	58,9	2,8	67,1	31,9	2,5	487,7	72,1	91,1	8,0	355,4	12,8	6,8	7,8	77,8
QMOD (m ³ /s)	14,9	14,9	14,7	15,0	15,0	15,0	15,0	15,2	15,4	14,8	16,2	15,9	16,8	16,3	18,3
Temperatura média diária (°C)															

a, inverno – verão; b, canal norte – canal sul

4. Características físico-químicas

A nível físico-químico, embora as condições naturais dos sedimentos sejam variáveis e, em parte, reguladas por aspetos morfológicos e hidrológicos particulares de cada sistema, sabe-se que as suas características dependem muito de causas antropogénicas. A concentração dos diferentes elementos (p.ex., nutrientes, metais) no sedimento pode variar e afastar-se de modo significativo dos seus limites naturais e contribuir, pela sua persistência, para um desequilíbrio ecológico de difícil resolução (p.ex., eutrofização). Os níveis de substâncias naturais ou produzidas pelo Homem têm aumentado na maioria dos sistemas estuarinos em consequência de atividades humanas ou fenómenos naturais, o que acaba por se traduzir num agravamento das pressões ambientais e químicas existentes nesses sistemas. Neste sentido, para perceber o efeito que os nutrientes e outros compostos presentes nos sedimentos têm sobre os organismos estuarinos (ou que destes dependem), tem havido um investimento grande no estudo e compreensão dos seus ciclos biogeoquímicos, investigando-se sobretudo as suas concentrações naturais, biodisponibilidade ou oscilações temporais características de cada sistema.

A entrada daquelas substâncias, nomeadamente compostos orgânicos persistentes e metais, ocorre de forma direta ou difusa (através de efluentes ou através do vento e da chuva), acabando por integrar de forma eficiente as cadeias tróficas estuarinas através da assimilação inicial feita, em grande parte, pelo fitoplâncton e outros produtores primários.

Os fertilizantes (compostos de azoto e fósforo), resultantes de atividades agrícolas e desenvolvimento urbano, são exemplos de substâncias que entram diretamente no meio aquático através de drenagens ou outras práticas ligadas à gestão da água. A erosão das bacias hidrográficas dos rios, feita pela chuva e vento, é tam-

bém um fator de introdução destes nutrientes nos estuários. Nos principais estuários de Portugal continental (Minho, Lima, Cávado, Ave, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Tejo, Sado, Mira, Arade e Guadiana), a salinidade, acidez e quantidade de partículas em suspensão na água apresentam intervalos de variação muito amplos e ciclos temporais rápidos, o que dificulta a avaliação de alterações dos equilíbrios naturais. No entanto, nos estuários do Cávado, Ave, Douro, Mondego, Arade e Guadiana, observou-se que a saturação de oxigénio na água foi inferior a 75% em algumas situações de maré, o que sugere o desequilíbrio das suas condições ambientais⁸. As altas concentrações em compostos de azoto na água, dos estuários do Lima, Cávado, Tejo e Guadiana, estão provavelmente relacionadas com atividades agrícolas, urbanas e industriais praticadas dentro das suas bacias hidrográficas⁹⁻¹¹. Apesar da coexistência de processos naturais e antropogénicos tornar difícil identificar a origem dos teores de azoto e fósforo na água, Caetano et al.⁸ estabeleceram limites máximos de referência para estes compostos nos estuários portugueses, permitindo, assim, classificar o estado químico destas massas de água com base nas suas concentrações. Este estudo, pela sua abrangência territorial e aplicação de uma metodologia uniforme, mostrou que a água dos estuários do Minho, Ria de Aveiro, Mira e Guadiana, tem "boa qualidade" relativamente a compostos de azoto e fósforo. Contrariamente, os estuários do Cávado, Ave, Douro, Tejo e Sado apresentaram "Baixa qualidade" da água devido a elevadas concentrações de compostos de azoto.

Outros elementos presentes nos estuários devido a processos naturais e antropogénicos são os metais. A Comissão Europeia estabeleceu "Normas de Qualidade Ambiental"^{5,12} que determinam os limites máximos de concentração de metais dissolvidos a partir dos quais ocorrem efeitos nefastos nos organismos marinhos. A quantificação da concentração de níquel, chumbo, cádmio e mercúrio em amostras da coluna de água mostrou que os estuários

do Minho, Lima Cávado, Ave, Douro, Ria de Aveiro, Tejo, Sado, Mira e Guadiana não apresentam contaminação da água¹³. No entanto, no Leça, Mondego e Arade foi evidente a contaminação por níquel e chumbo.

A água dá informação sobre a contaminação no momento, enquanto os sedimentos dos estuários permitem avaliar o grau de contaminação por metais integrado no tempo. Por tal razão, foram estabelecidas as condições de referência para a concentração de metais nos sedimentos dos principais estuários portugueses (Minho, Lima, Neiva, Cávado, Ave, Leça, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Lis, Tejo, Sado, Mira, Arade e Guadiana). A concentração de arsénio, cádmio, cobalto, crómio, cobre, níquel, chumbo, zinco e mercúrio no sedimento variou de acordo com a sua abundância na natureza e com as fontes de contaminação¹⁴. A natureza geológica das partículas de sedimento foi o fator dominante na retenção destes metais. Com base nas condições de referência verificou-se que, nos estuários do Minho, Lima, Neiva, Cávado, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Lis, Mira, Arade e Guadiana, as concentrações refletem, de um modo geral, os valores naturais, embora algumas zonas confinadas possam evidenciar maior contaminação. Em contrapartida, foi observado o aumento das concentrações de cobre, cádmio, chumbo, zinco e mercúrio nos sedimentos dos estuários do Leça, Ave, Tejo e Sado, o que aponta para a existência de fontes antropogénicas nas proximidades desses sistemas⁸.

5. Pressões antropogénicas

As atividades portuárias e de navegação, a agricultura, a aquicultura, as indústrias transformadoras e de construção constituem algumas das atividades mais comuns desenvolvidas nos estuários ou nas suas imediações e podem representar uma pressão eviden-

te para o ecossistema. A descarga de efluentes, com o aumento da concentração de nutrientes e outras substâncias nos estuários, poderá conduzir à multiplicação rápida e colonização por espécies oportunistas (eutrofização), que leva muitas vezes à total ocupação do espaço disponível¹⁵. Mas, muitas das práticas com impacto aparentemente menor podem, ainda assim, constituir uma causa de perturbação significativa para o meio ambiente e suas comunidades, nomeadamente pela ocupação e utilização diferencial que fazem do território estuarino ou envolvente. A pesca, a salicultura e as atividades ligadas ao turismo e lazer, embora não sejam responsáveis pela emissão de nenhum efluente direto para o meio, podem constituir igualmente uma fonte considerável de pressão ambiental para os estuários.

Estas e outras fontes de perturbação são atualmente usadas com frequência para caracterizar e quantificar as pressões existentes em cada sistema (Tabela 16.2). Sabe-se que os diferentes elementos biológicos são afetados de forma distinta pelas várias pressões atuantes e que, para intensidades comparáveis de uma determinada pressão, deverão corresponder respostas relativamente consensuais por parte de cada elemento.

Tabela 16.2.
Pressões antropogénicas registadas nos principais estuários portugueses.

Categoria de pressão	Indicador de pressão	Minho	Lima	Neiva	Cavado	Ave	Leça	Douro	Ria Aveiro	Mondego	Lis	Tejo	Sado	Mira	Arade	Guadiana
Alterações hidromorfológicas	Ocupação do solo (ha)	Baixa	Média	Alta	Média	Muito baixa	Muito alta	Média	Média	Muito alta	Muito alta	Média	Baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa
	Reforço artificial da margem (%)	Baixa	Média	Muito baixa	Baixa	Alta	Muito alta	Muito alta	Alta	Baixa	Baixa	Média	Média	Baixa	Baixa	Baixa
Alterações no uso dos recursos	Área de dragagem de manutenção (ha)	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Alta	Muito alta	Alta	Média	Baixa	Baixa	Média	Média	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa
	Perturbações por outra pesca costeira	Baixa	Baixa	Baixa	Alta	Muito baixa	Média	Média	Muito alta	Média	Média	Média	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa
Desenvolvimento de marinas	Desenvolvimento de marinas	Baixa	Baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Média	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Muito baixa	Muito alta	Baixa
	Turismo e recreação	Baixa	Baixa	Muito baixa	Baixa	Média	Alta	Alta	Baixa	Baixa	Baixa	Média	Média	Média	Baixa	Baixa
Descargas diretas	Descargas diretas	Muito baixa	Baixa	Baixa	Alta	Alta	Média	Alta	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Média	Média	Baixa	Baixa	Baixa
	Agricultura	Alta	Alta	Alta	Alta	Média	Muito baixa	Baixa	Muito alta	Alta	Alta	Média	Média	Alta	Baixa	Baixa
Aquacultura	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Muito baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Muito baixa

Categoria de pressão	Indicador de pressão	Minho	Lima	Neiva	Cavado	Ave	Leça	Douro	Ria Aveiro	Mondégo	Lis	Tejo	Sado	Mira	Arade	Guadiana
Qualidade ambiental e sua percepção	Desenvolvimento de área portuária	Muito baixa	Média	Muito baixa	Baixa	Baixa	Alta	Baixa	Baixa	Baixa	Média	Média	Média	Muito baixa	Média	Baixa
	Área coberta por pipelines, cabos, explorações de gás	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa
Qualidade ambiental e sua percepção	Qualidade química da água	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Alta	Alta	Média	Média	Média	Média	Média	Alta	Muito baixa	Baixa	Baixa
	Qualidade química do sedimento	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Média	Média	Média	Muito baixa	Muito baixa	Alta	Média	Baixa	Baixa	Média
Qualidade ambiental e sua percepção	Qualidade da água -efeito biológico (bioacumulação e qualidade do marisco)	Muito baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Muito baixa	Baixa	Média	Muito baixa	Muito alta	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa
	Interferência com rotas de peixes migradores - barreiras físicas (estuários)	Baixa	Baixa	Muito baixa	Baixa	Muito alta	Média	Média	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa
Qualidade ambiental e sua percepção	Oxigénio dissolvido (saturação ao longo do tempo)	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Média	Média	Muito baixa	Média	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa	Baixa	Muito baixa	Muito baixa	Muito baixa

O aparecimento desmesurado de espécies oportunistas, essencialmente macro- e microalgas, levantam problemas estéticos, económicos, mas, também, ao equilíbrio das comunidades que integram o ecossistema¹⁵. Normalmente, os *blooms* de macroalgas levam à redução da qualidade do habitat das águas de transição, onde as alterações da concentração de oxigénio dissolvido podem conduzir, em casos extremos, à formação de um ambiente anóxico¹⁶. Este tipo de ambiente leva à eliminação de muitos organismos afetando também as populações que deles dependem direta ou indiretamente¹⁷. Estes fenómenos de enriquecimento orgânico e consequente processo de eutrofização e degradação do ambiente foram abundantemente estudados no estuário do Mondego, com impactos diversos ao nível das aves¹⁸⁻²⁰, dos macroinvertebrados bentónicos²¹⁻²³ e do coberto de macroalgas e ervas marinhas^{22,24,25}.

6. Fauna e flora estuarinas

6.1. Macroalgas

A salinidade, a turbidez e a disponibilidade de substrato, depois da temperatura e ambiente luminoso, são dos fatores naturais locais que maior responsabilidade têm na determinação das características ecológicas dos estuários. Sendo espécies marinhas, é normal que as suas diversidade e abundância variem de forma paralela à da salinidade, como é o caso das macroalgas que apresentam valores mais elevados para aqueles parâmetros na zona mais perto do mar, onde a salinidade também é maior²⁶. À medida que nos afastamos desta zona de influência, e nos dirigimos para montante, ocorre uma diminuição no número

de espécies. Esta diminuição deve-se sobretudo à redução no número de Rhodophyta (algas vermelhas), seguida pela redução no número de Phaeophyceae (algas castanhas). As Chlorophyta (algas verdes) são encontradas mais a montante, mas a sua riqueza específica também diminui²⁶. O padrão de distribuição das diferentes macroalgas nos estuários foi sugerido por Wilkinson et al.²⁶ (Figura 16.1), sendo a zona A, mais próxima do mar, o local de maior diversidade, apresentando elevado número de algas perenes e anuais, dominadas por espécies do género *Fucus* (Phaeophyceae) (Figura 16.2); a zona B, com salinidade inferior à anterior, onde ocorre uma diminuição no número de espécies, apresentando, contudo, uma dominância do género *Fucus*; e a zona C, de salinidades mais baixas típicas do estuário superior, que apresenta uma flora dominada por algas oportunistas²⁷. Nesta zona o número de espécies é muito baixo e, em certas ocasiões, pode estar reduzido a duas ou três espécies¹⁷.

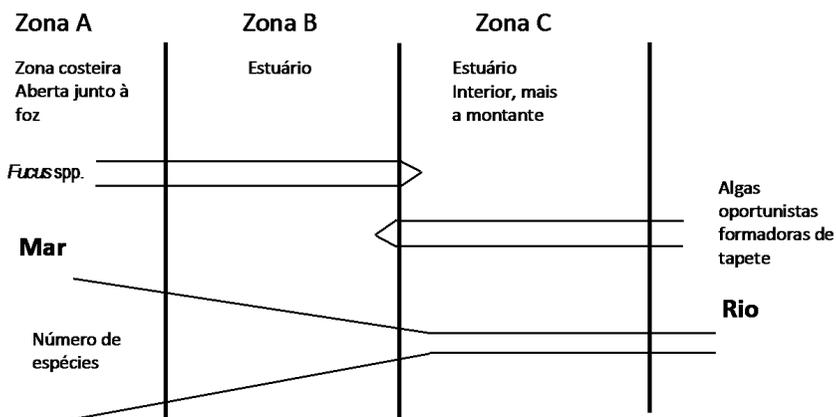


Figura 16.1. Três zonas nas quais a flora macroalgal se distribui num estuário.

A utilização histórica das macrófitas estuarinas como fertilizante agrícola corresponde a outra forma de pressão antropogénica

a que alguns destes sistemas podem estar sujeitos mas mostra, também, de um modo inequívoco, a estreita ligação entre estes organismos estuarinos e o modo de vida das populações circundantes. A mistura de algas e plantas marinhas tradicionalmente usada como fertilizante agrícola – o moliço – é normalmente constituída por macroalgas verdes dos géneros *Rhizoclonium* e *Ulva* (Chlorophyta), macroalgas vermelhas do género *Gracilaria* (Rhodophyta) (Figura 16.3) e ervas marinhas (plantas angiospérmicas, i.e., plantas com flor) pertencentes aos géneros *Zostera*, *Ruppia* e *Potamogeton*, colhidas no passado, sobretudo no estuário da Ria de Aveiro²⁸. A coexistência das macroalgas e das ervas marinhas nas plataformas intertidais ou de pouca profundidade do interior dos estuários faz com que a apanha seja feita de forma indiferenciada, o que põe em perigo a sobrevivência das ervas marinhas, que apresentam um ritmo de crescimento mais lento do que o das macroalgas.



Figura 16.2. Espécies do género *Fucus* (Phaeophyceae, algas castanhas) presentes no estuário do Mondego: a) *Fucus vesiculosus*; b) *Fucus Spiralis*; c) *Fucus ceranoides*. Fotografias: Leonel Pereira.

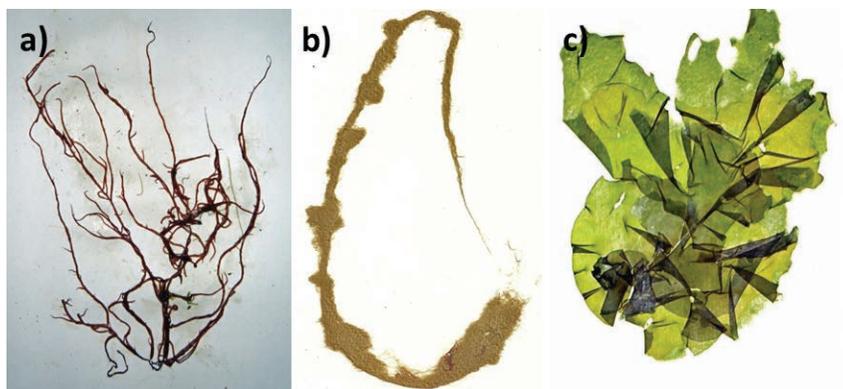


Figura 16.3. Algas tradicionalmente usadas, em conjunto com ervas marinhas, como fertilizante agrícola – o moliço: a) *Gracilaria* sp. (Rhodophyta); b) *Rhizoclonium* sp. (Chlorophyta); c) *Ulva* sp. (Chlorophyta). Fotografias: Leonel Pereira

6.2. Ervas marinhas

A deposição de espessos mantos de macroalgas nas plataformas intertidais promove o sombreamento e o consumo elevado do oxigénio da coluna de água (podendo esgotar-se nas noites mais quentes de verão), o que pode conduzir ao desaparecimento das ervas marinhas²². Quando esta situação se torna persistente, verifica-se um contínuo e gradual decaimento das pradarias de *Zostera*, que não conseguindo recuperar em anos sucessivos provocam uma mudança radical ao nível dos produtores primários do sistema. Uma presença intermitente de coberto vegetal, quando os produtores primários perenes (ervas marinhas) dão lugar ao domínio por anuais (macroalgas), promove alterações profundas nas comunidades (e inter-relações) de macroinvertebrados, peixes, e outros organismos estuarinos. As mudanças profundas, que ocorrem no funcionamento e estrutura do próprio ecossistema, fazem com que passem a dominar as comunidades menos estáveis de detrití-

voros²², contribuindo para a diminuição da resiliência e qualidade ecológica geral do ecossistema²⁹. As ervas marinhas são habitats vulneráveis, em risco permanente, capazes de desempenhar de forma contínua funções importantes do ecossistema (p.ex., alimento, abrigo, proteção contra a erosão, sequestrador de carbono) e, por isso, tidos em conta pelas recentes Diretivas Ambientais Europeias (p.ex., DQA) na avaliação da qualidade dos sistemas estuarinos³⁰. Os estudos feitos em Portugal sobre angiospérmicas marinhas têm sido maioritariamente realizados no Mondego, Ria Formosa, Ria de Aveiro, Sado e Mira, embora mais tradicionalmente nos dois primeiros sistemas³¹. Surgem muitas vezes coligados à dinâmica das comunidades associadas à vegetação^{23,24,32,33} e menos à resposta dos próprios organismos numa perspetiva de gestão ambiental³⁴.

6.3. Plantas de sapal

Os sapais desenvolvem-se nas margens dos estuários e em zonas costeiras, em condições de baixo hidrodinamismo. Apesar de serem estruturas dinâmicas influenciadas pela ação da maré, os passos envolvidos na formação de um sapal estão intimamente ligados à dinâmica da vegetação. O estabelecimento e crescimento dos sapais é consequência de interações mais ou menos complexas entre a topografia e a batimetria, regimes de maré, processos de sedimentação, grau de proteção e ecofisiologia da vegetação halófito, tendo aqui a vegetação pioneira um papel crucial para a retenção das partículas em suspensão arrastadas pela maré. A sua sedimentação permite a colonização dos solos imaturos e instáveis, elevando deste modo o substrato e permitindo a sucessão das espécies de sapal. Até meados do século XX, estas áreas eram frequentemente drenadas, para obtenção de terrenos agrícolas e para instalar cidades e zonas industriais. Só a partir da década de 1970

é que a sociedade começa a reconhecer o valor ecológico destes ecossistemas e a legislar no sentido da sua proteção e conservação.

A frequência e duração do período de submersão são fatores determinantes para a composição florística das comunidades que vivem nas zonas entre marés. A altura da maré determina a distribuição das plantas no sapal. Tipicamente, nos sapais distinguem-se três zonas de plantas superiores com as suas comunidades associadas. Nas cotas mais baixas, onde apenas poucas espécies podem crescer, encontra-se a zona pioneira ou sapal baixo. Avançando no sentido das cotas crescentes surge uma zona mais consolidada, com uma flora mais rica, que constitui o sapal do meio ou o sapal mais maduro. Finalmente, as espécies da zona mais estruturada do sapal são parcialmente substituídas, na zona alta do sapal, por espécies características de habitats não salgados ou por halófitas facultativas que apenas suportam curtos e não frequentes períodos de submersão³⁵.

Os sapais têm larga distribuição geográfica e grande variabilidade ecológica e, com as comunidades que suportam, integram-se em ecossistemas mais complexos, como estuários e em zonas costeiras. Uma vez que uma grande parte da produção primária dos sapais é devida à biomassa subterrânea, a morte e a decomposição desta componente das plantas superiores reveste-se da maior importância para as funções de sequestro (*sink*) do sapal³⁶. A produção primária e os processos de decomposição do sistema radicular das plantas superiores são fatores determinantes para o ciclo dos metais e para a reciclagem dos nutrientes. Por outro lado, a interação entre as raízes e o sedimento é de elevada complexidade (absorção de nutrientes, libertação de oxidantes, exsudados e gases), ressaltando-se o transporte de oxigénio atmosférico da parte aérea das plantas para as raízes, que modificam o perfil químico dos sedimentos envolventes, tornando muitos dos elementos tóxicos (p.ex., metais) inacessíveis aos demais organismos estuarinos³⁷.

Os sapais são considerados fontes, reservatórios e transformadores de uma grande variedade de materiais químicos, biológicos e gené-

ticos. Além de desempenharem importantes funções como sistema de filtração, de suporte de uma extensa cadeia alimentar, de biodiversidade e como sequestradores de contaminantes metálicos e de dióxido de carbono, os sapais podem, ainda, constituir um elemento importante em programas de monitorização ambiental^{38,39}. A avaliação estrutural e funcional das áreas de sapal, usando indicadores físico-químicos e biológicos apropriados (p.ex., elenco florístico, razão biomassa da parte aérea/biomassa da parte subterrânea), pode identificar as causas e os processos de degradação e as funções que estão a ser afetadas. Conhecendo a resposta das plantas aos fatores físico-químicos e as relações de competitividade entre as diferentes espécies, podemos ter indicações úteis sobre a saúde de um ecossistema (p.ex., eutrofização, aumento de temperatura, alterações de salinidade ou de encharcamento), devidas a aumento de nutrientes, a variações de temperatura, alterações na taxa de sedimentação, ou subida do nível do mar. Métricas adequadas, para avaliar a saúde do sapal, têm sido desenvolvidas em vários países da Europa e incluem parâmetros como a extensão do sapal, a estrutura da vegetação (zonação do sapal) e composição de espécies (diversidade dentro de cada zona e percentagem relativa de cobertura)⁴⁰. No entanto, a generalização de conceitos e conclusões nos sapais são difíceis, visto que são ecossistemas com grande variabilidade, onde podem ocorrer grandes variações, quer espaciais, quer mesmo temporais.

6.4. Plâncton

6.4.1. Fitoplâncton

As comunidades fitoplanctónicas (microorganismos aquáticos com capacidade fotossintética, que vivem dispersos na coluna de

água, responsáveis pela produção primária que sustenta grande parte da biodiversidade) integram organismos que, pela sua resposta rápida a alterações ambientais e a contaminantes, assumem um papel importante nos meios estuarinos e, como tal, são considerados chave nestes ecossistemas. Para os sistemas estuarinos portugueses, em geral, o fitoplâncton regista um aumento da sua biomassa a partir do mês de abril, condicionado pelas condições de temperatura, luz e disponibilidade de nutrientes, e apresenta menores valores no outono e inverno.

Os grupos taxonómicos dominantes no fitoplâncton estuarino são as diatomáceas (Figura 16.4a) e os dinoflagelados (Figura 16.4b), embora também possam ocorrer elevadas densidades das classes Chlorophyceae (Clorófitas), Cryptophyceae (Criptófitas), Cyanobacteria (Cianobactérias), Euglenophyceae (Euglenófitas) e Prasinophyceae (Prasinófitas), como acontece nos estuários do Tejo e do Sado⁴¹. No geral, a concentração de nutrientes na coluna de água não é fator limitante para o crescimento do fitoplâncton (exceto a sílica para as diatomáceas), mas a sua concentração decresce de montante para jusante de modo paralelo à dos nutrientes. O caudal, como no Tejo, e a salinidade, no caso do Sado⁴¹, são fatores que, além da temperatura do ar e da radiação fotossintética atmosférica, podem influenciar a produção do fitoplâncton nos estuários. No entanto, as elevadas concentrações de nutrientes provenientes, principalmente de suiniculturas localizadas na sub-bacia hidrográfica do rio Arade mas, também, de dragagens, atividades desportivas e da construção de barragens, podem estar na base da intensa produtividade do fitoplâncton observada neste estuário⁴². No estuário do Guadiana, uma significativa redução sazonal do caudal do rio na primavera e no verão, através do controlo feito pelas barragens, conduz a um ambiente com baixos rácios de sílica:azoto e de azoto:fósforo biodisponíveis, contribuindo para a ocorrência e domínio de cianobactérias, em detrimento de outros grupos de fitoplâncton⁴³.

Pontualmente têm-se detetado espécies nocivas/tóxicas em alguns estuários portugueses, como no estuário do Tejo (p.ex., *Ceratium fusus* (Figura 16.4b), *Pseudonitzschia cf. seriata*, *Scrippsiella trochoidea*, *Thalassiosira gravida*), no estuário do Sado (p.ex., *Dinophysis acuta*, *D. acuminata* e *Gymnodinium catenatum*)⁴¹, e no estuário do Guadiana (*Microcystis* sp. e *Anabaena* sp.)⁴², no entanto, nunca em abundâncias consideradas alarmantes.

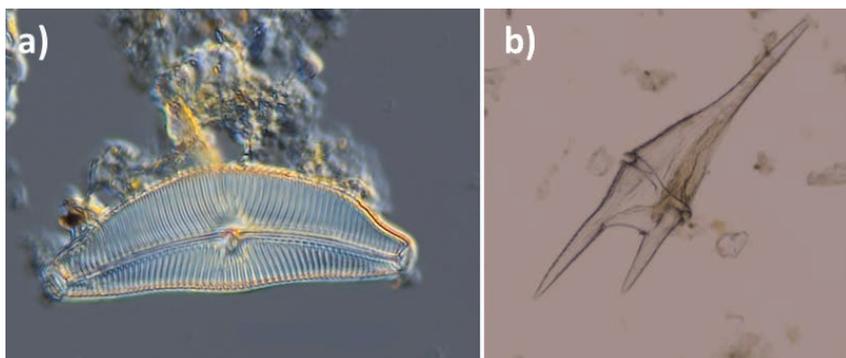


Figura 16.4. Fitoplâncton: a) *Cymbella cymbiformis* (diatomácea); b) *Ceratium furca* (dinoflagelado). Fotografias: Gorete Batista.

6.4.2. Zooplâncton

Relativamente ao zooplâncton (comunidade de organismos aquáticos sem capacidade fotossintética, com pouca capacidade de locomoção e que vivem dispersos na coluna de água), os grupos mais frequentes nos estuários portugueses são Copepoda, Cladocera, Appendicularia e Chaetognata^{43,44}. Na maioria dos casos, os Copepoda são o grupo taxonómico mais abundante (Figura 16.5a, b), com o género *Acartia* a apresentar maiores densidades, como ocorre no estuário do Mondego (*Acartia tonsa* e *A. clausi*) e na Ria de Aveiro (*A. tonsa*)^{43,44}. Amphipoda,

Isopoda, Cumacea, Mysidacea e Euphausiacea são grupos de organismos ocasionalmente também observados, tal como as larvas de Decapoda (zoea e megalopa; Figura 16.5c), Mollusca (veligera e post-veligera de Gastropoda e de Bivalvia), Polychaeta, Cirripedia (Cypris e Nauplius), Bryozoa e Echinodermata (pluteus)⁴³. No entanto, há estados larvares de algumas espécies de decápodes que são observados apenas nas áreas interiores dos estuários, como referido por Gonçalves⁴⁵ para o estuário do Mondego, Paula⁴⁶ para o estuário do Mira, Queiroga et al.⁴⁷ e Morgado⁴⁴ para a Ria de Aveiro. Embora o estuário do Lima possa apresentar uma maior diversidade na comunidade de zooplâncton, corroborada por uma maior contribuição de espécies marinhas, a biomassa total de zooplâncton é significativamente maior no estuário do Minho⁴⁸.

Em zonas adjacentes aos estuários do Sado e do Tejo os grupos de zooplâncton dominantes são Copepoda e Tintinnida. No estuário do Tejo, esta abundância deve-se principalmente a uma predominância de nauplii e espécies de Cyclopoida (Copepoda), e de *Stenosemella nivalis* (Tintinnida). Tunicata e Cladocera apresentam uma maior ocorrência, de um modo geral, nas zonas adjacentes ao estuário do Sado. Embora se observe um maior desenvolvimento e uma maior amplitude nas variações sazonais na abundância do zooplâncton nas áreas adjacentes ao estuário do Tejo, relativamente às áreas adjacentes ao estuário do Sado, é nas áreas junto ao Tejo que se verifica uma maior quebra na diversidade do zooplâncton, evidenciando o forte impacto que os elevados caudais do Tejo poderão ter para a comunidade de zooplâncton⁴⁹. Embora os zooplânctontes também dependam da salinidade, temperatura e turbidez da água, no geral, regista-se uma maior abundância destes organismos nos meses de primavera e de verão-outono, quando a disponibilidade de alimento/abundância do fitoplâncton é igualmente maior.



Figura 16.5. Zooplâncton: a) *Acartia clausi* (Copepoda); b) *Calanus helgolandicus* (Copepoda); c) *Carcinus maenas* (Decapoda). Fotografias: Leonardo Santos.

6.5. Invertebrados bentônicos

As comunidades de macroinvertebrados estão relativamente bem caracterizadas para muitos dos sistemas estuarinos nacionais. São comunidades importantes para a cadeia trófica destes sistemas, suportando as frequentes investidas que se verificam com a entrada nos estuários de peixes, a paragem de aves limícolas ou, embora em menor abundância, de alguns mamíferos marinhos, em busca de alimento. A razão prende-se com o facto de serem áreas muito produtivas, que suportam cadeias tróficas complexas que chegam, frequentemente, aos predadores de topo. Estas comunidades são normalmente dominadas por crustáceos, moluscos e poliquetas, de onde se destacam Amphipoda (p.ex., *Corophium* sp.) e Isopoda (p.ex., *Cyathura carinata*, *Lekanesphaera levii*) para os primeiros, Gastropoda (p.ex., *Peringia ulvae*) e Bivalvia (p.ex., *Abra alba*, *Corbula gibba*, *Kurtiella bidentata*) para os segundos, e Nereididae (p.ex., *Hediste diversicolor*), Capitellidae (p.ex., *Mediomastus fragilis*), Cirratulidae (p.ex., *Aphelochaeta marioni*) e Spionidae (p.ex., *Aonides oxycephala*) para os últimos. A grande abundância de algumas destas espécies torna os estuários atrativos a algumas atividades exploratórias por parte das comunidades humanas limítrofes (p.ex., *Hediste diversicolor* apanhado e usado como isco vivo na pesca; *Cerastoderma edule*

(berbigão) ou *Solen marginatus* (lingueirão) consumido na gastronomia tradicional local de muitas zonas). É cada vez mais frequente encontrar a espécie exótica *Corbicula fluminea* nas zonas subtidaais das cabeceiras dos estuários, onde a salinidade apresenta valores mais baixos já que se trata de um organismo de água doce⁵⁰.

Pela sua importância, este grupo de organismos constitui um elemento biológico imprescindível à avaliação da qualidade dos sistemas costeiros e estuarinos, como requerida pela DQA. Tal como para outros elementos, os macroinvertebrados mereceram também o desenvolvimento de uma ferramenta de avaliação dedicada e exclusiva, o BAT – *Benthic Assessment Tool*⁵¹. Este é um índice multimétrico que articula os resultados de três indicadores ecológicos, que avaliam a diversidade de espécies presentes no sistema (número de espécies), a proporção relativa dessas espécies (heterogeneidade) e a sua sensibilidade/tolerância à poluição. Pelo próprio conceito subjacente à DQA, o BAT (tal como muitos outros métodos de avaliação) deve ser aplicado a amostras recolhidas durante uma estação do ano específica, para a qual foram determinadas as suas condições de referência e relativamente às quais se mede o afastamento da comunidade em estudo. Desta forma, embora o índice responda não apenas às pressões causadas pelas pressões antropogénicas mas, também, às pressões naturais (p.ex., cheias e secas)^{52,53}, minimizam-se as incertezas provenientes da sazonalidade. A sua integração no exercício de intercalibração que envolveu diversos estados membros Europeus permitiu a sua validação e adoção oficial por Portugal, estando o seu resultado aceite e atualmente em fase de publicação pela Comissão Europeia (JRC – *Joint Research Centre*).

6.6. Peixes

Tal como acontece com a maioria dos organismos aquáticos, no caso dos peixes também não são muitas as espécies capazes de

sobreviver em ambientes salobros. Nos estuários, devido à grande instabilidade do meio resultante das constantes variações na salinidade que ocorrem ao longo do dia (dois ciclos diários de maré), só as espécies com maior plasticidade salina são capazes de sobreviver e colonizar estes habitats. Nas lagoas costeiras fechadas, a situação é particularmente crítica nos períodos de maior pluviosidade, quando a salinidade atinge valores muito baixos para espécies que precisam de viver em águas com alguma salinidade, e na época estival, quando a temperatura sobe notoriamente e as massas de água sofrem uma depleção de oxigénio, sobretudo em zonas de reduzida profundidade. No entanto, precisamente devido ao restrito número de espécies piscícolas que consegue sobreviver e proliferar neste tipo de ecossistemas, aquelas que o conseguem fazer surgem normalmente com densidades bastante elevadas, devido à menor competição com outras espécies e às boas condições tróficas típicas destes sistemas salobros.

Não são muitas as espécies piscícolas residentes em sistemas salobros, ou seja, que conseguem completar o seu ciclo de vida nestes ecossistemas. Entre os peixes residentes mais característicos dos sistemas salobros portugueses, contam-se alguns cabozes (família Gobiidae), bodiões (família Labridae) e cavalos-marinhos (*Hippocampus* spp., família Syngnathidae) e marinhas (família Syngnathidae), os primeiros mais frequentemente em fundos sem vegetação e os restantes sobretudo associados a povoamentos de algas ou de fanerogâmicas aquáticas, sendo, por isso, mais frequentes nas zonas estuarinas ou lagunares inferiores. Nos estuários mais meridionais (do Tejo para sul) domina esta fração piscícola o xarroco (*Halobatrachus didactylus*, família Batrachoididae; Figura 16.6a), cujos machos, tal como os dos cabozes, constroem ninho e dispensam cuidados parentais à prole. No domínio pelágico, os peixes residentes mais comuns nos sistemas salobros portugueses são o biqueirão (*Engraulis encrasicolus*, família Engraulidae) e os peixes-rei (*Atherina* spp., família Atherinidae)^{54,55}.

Uma fração normalmente muito relevante da ictiofauna das zonas salobras é a dos peixes que as usam como zona de viveiro, isto é, espécies que se reproduzem no mar e que entram nestes sistemas nas fases de larva ou juvenil, aí se desenvolvendo (ao abrigo de predadores e com excelentes condições tróficas e térmicas, essenciais para um crescimento rápido) até atingirem um tamanho que lhes permita retornar ao ambiente marinho com menores riscos de serem predados⁵⁶. Acontece, principalmente, nas rias de Aveiro e Formosa e nos estuários do Tejo e do Sado, devido às suas grandes dimensões e diversidade de habitats que encerram. Em Portugal, existem inúmeras espécies que exibem este padrão comportamental, destacando-se os robalos (*Dicentrarchus labrax*, família Moronidae) e vários sargos (*Diplodus* spp.) e afins (família Sparidae) principalmente nos sistemas salobros mais meridionais, e alguns linguados (*Solea solea*) e afins (peixes chatos, ordem Pleuronectiformes), sobretudo na região mais setentrional.

Uma componente piscícola muito importante dos sistemas salobros é a dos peixes migradores diádromos, ou seja, que migram entre dois ambientes distintos. Distinguem-se os peixes anádromos, que se reproduzem nos rios ou porções superiores estuarinas e completam o seu desenvolvimento no mar, e os peixes catádromos, que se reproduzem no mar e crescem nos estuários ou nos rios. Em Portugal, os principais peixes catádromos são a enguia (*Anguilla anguilla*, família Anguillidae), a tainha-fataça (*Liza ramada*, família Mugilidae) e a solha-das-pedras (*Platichthys marinus*, família Pleuronectidae), e os anádromos são a lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*, família Petromizonidae), o salmão (*Salmo salar*) e a truta-marisca (*S. trutta*) (família Salmonidae) e o sável e a savelha (família Clupeidae), estando os salmonídeos circunscritos ao extremo norte do país devido a constrangimentos térmicos (necessitam de baixas temperaturas)⁵⁷. O estuário do Minho é especialmente relevante, uma vez que alberga populações significativas

das principais espécies de migradores diádromos, incluindo dos salmonídeos, principalmente devido aos maiores caudais de água doce e elevados níveis de oxigenação que apresenta.

Nos últimos anos, especialmente a partir da década de 1990 e devido ao fenómeno das alterações climáticas, tem-se verificado uma crescente “tropicalização” da ictiofauna estuarina portuguesa, com o desaparecimento ou decréscimo populacional de espécies típicas de zonas mais setentrionais e o aparecimento ou reforço populacional de espécies características de regiões mais meridionais (p.ex., estuário do Tejo).

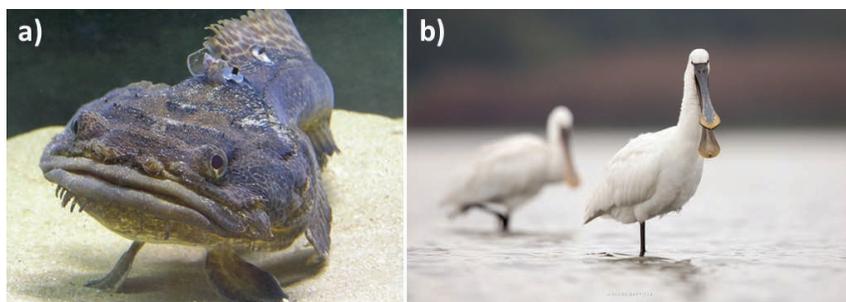


Figura 16.6. Macrofauna: a) xarroco *Halobatrachus didactylus*); b) colhereiro *Platalea leucorodia*. Fotografias: a, Tadeu Pereira; b, Pedro Batista.

6.7. Aves aquáticas

Apesar da sobrepesca e poluição, da artificialização das margens e dos leitos dos cursos de água e da abstração de caudais dulciaquícolas a montante, os estuários continuam a ser áreas muito importantes também para as aves. As suas plataformas intertidais desempenham papéis importantes para as espécies residentes, migradoras de passagem e invernantes, nomeadamente durante a maré baixa. Nesta altura, os substratos de vasa e areia, normalmente

ricos em populações de invertebrados, que constituem a base da alimentação de aves vulgarmente designadas como limícolas (como os borrelhos *Charadrius* spp. e pilritos *Calidris* spp.), ficam a descoberto e são ocupados por bandos de indivíduos destes grupos. Conjuntamente com as áreas de sapal e/ou caniçal que existem a montante dos estuários, aquelas plataformas constituem um dos ecossistemas mais importantes para aves aquáticas. As aves limícolas são predadores que localizam os invertebrados, visualmente ou pelo tato, e inserem o bico no sedimento para recolher poliquetas, bivalves ou gastrópodes.

A maioria dos estuários portugueses são particularmente importantes para estas espécies durante os períodos de migração pré- e pós-nupcial e durante o inverno. Os efetivos de limícolas recenseados em Portugal concentram-se quase exclusivamente nos estuários. No que respeita á presença de outras espécies, para além dos anatídeos e limícolas, observa-se também uma crescente concentração nos estuários, de garças (Pelecaniformes), colhereiros (*Platalea leucorodia*, Figura 16.6b), corvos-marinhos (*Phalacrocorax* spp.), cegonhas (*Ciconia* spp.) e íbis (*Plegadis falcinellus*) durante o inverno, como demonstram as contagens efetuadas ao abrigo do programa nacional de monitorização das aves aquáticas invernantes (<http://www.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/ei/cempa/pp-monit/pnmaai>).

O estuário do Tejo é a zona húmida de Portugal mais importante para aves⁵⁸, sendo um dos dez mais importantes da Europa, para as aves migradoras. Isto é sobretudo verdade para aquelas que na sua passagem, quer para as áreas de invernada em África, quer no regresso aos locais de reprodução no norte da Europa, efetuam paragens para descanso e reposição de energia, contando para isso com a grande biomassa de invertebrados aí existente. Para além do estuário do Tejo, existem ainda outros estuários e rias de grandes dimensões e, por isso, muito importantes para as aves aquáticas. São disso exemplo a Ria de Faro-Olhão e o estuário do Sado, usa-

dos por espécies como o ostraceiro (*Haematopus ostralegus*), que procura sobretudo áreas com substrato mais arenoso (<http://www.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/ei/cempa/pp-monit/pnmaai>). Desde os anos 1990 que a ecologia e conservação das aves limícolas têm sido alvo de muitos estudos, nomeadamente nos estuários do Tejo e do Mondego. A maioria dos estudos tem abordado a ecologia alimentar das aves limícolas e as suas necessidades energéticas durante os períodos de migração e invernada, bem como aspetos mais práticos ligados à conservação das aves, tais como a perturbação e competição com os mariscadores, que podem impedir o acesso das aves aos seus locais de alimentação⁵⁹.

As zonas húmidas portuguesas, incluindo os estuários, foram alvo de um inventário⁶⁰ sendo notório que as populações de aves aquáticas constituem um dos pilares para a sua caracterização e conservação. A maioria dos estuários portugueses está classificado como área protegida, quer ao abrigo de legislação nacional, quer ao abrigo de legislação Europeia, como a Rede Natura 2000, quer ainda ao abrigo de convenções internacionais como a Convenção sobre zonas húmidas ou Convenção de Ramsar, para a proteção das zonas húmidas (<http://www.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/ei/ramsar>). Dois dos critérios desta convenção, e que classificam a maioria dos principais estuários portugueses como zonas húmidas de importância internacional, são específicos para aves aquáticas e permitem designar uma zona húmida como área de importância internacional se esta sustentar regularmente uma população de, pelo menos, 20000 aves aquáticas (critério 5) ou se sustentar, regularmente, 1% dos indivíduos da população de uma espécie ou subespécie de aves aquáticas (critério 6)⁶¹.

Do ponto de vista das aves, os estuários registam vários problemas de conservação, nomeadamente: (i) redução e/ou perturbação humana da área de vasa, onde as aves se alimentam; (ii) redução e deterioração de habitats supra-tidais, como os sapais, onde as

aves se refugiam durante a maré alta, por atividades económicas como a agricultura e a aquacultura; e (iii) poluição dos estuários, incluindo eutrofização.

7. Aquacultura

Das atividades antropogénicas, a aquacultura é desde há muito desenvolvida em estuários com a intenção de garantir uma quantidade e diversidade de recursos suficientes para colmatar as faltas de alimento de origem marinha recolhido na natureza. Mas, devido a uma escassez crescente de pescado (por sobrepesca ou aumento da procura), a atividade registou em anos mais recentes uma intensificação e diversificação no cultivo de espécies. Será de realçar que Portugal registou em 2014 um consumo de pescado (peixe, bivalves, crustáceos, etc.) de 55,3 kg/habitante/ano⁶², o que o coloca em primeiro lugar a nível Europeu, e em terceiro a nível mundial. Este fator, aliado ao desenvolvimento da tecnologia e conhecimento científico, tornou muito atrativa a prática de aquacultura nas zonas estuarinas e lagoas costeiras em Portugal. As Diretivas Comunitárias e a legislação nacional vieram impulsionar a atividade bem como a disponibilização de inúmeros incentivos económicos para o sector⁶³.

A maior parte da aquacultura bem sucedida em Portugal é realizada em águas de transição, nos estuários e rias, em sistema semi-intensivo. A aquacultura praticada nos estuários portugueses é diversificada, cultivando-se desde algas, bivalves, a várias espécies de peixe. As macroalgas estão a ser produzidas com sucesso na ria de Aveiro, complementando o processo produtivo normal de uma piscicultura, na designada aquacultura multitrófica integrada. A vantagem deste sistema é que as macroalgas retiram os nutrientes em excesso na água, ajudando na depuração e limpeza dos efluentes da aquacultura. As macroalgas podem depois ser comercializadas

secas ou integradas em vários outros produtos, de forma inovadora, e criando valor acrescentado ao produto final (pão, arroz, etc.).

Os bivalves, como a amêijoia-boia (*Ruditapes decussatus*) e a amêijoia-macha (*Venerupis pullastra*), são as culturas mais antigas em Portugal e realizam-se (inicialmente de forma extensiva) no intertidal, em estuários com zonas de sapal e em lagoas costeiras, com destaque para as rias de Aveiro, Alvor e Formosa. As ostras, como a ostra portuguesa (*Crassostrea angulata*) e a ostra japonesa (*C. gigas*), podem ser cultivadas no próprio leito, em zonas mais profundas, mas mais frequentemente, de forma suspensa dentro de sacos de malha plástica, em mesas na zona intertidal. Aqui, procede-se de forma mais fácil à retirada de algas ou outras incrustações que impeçam a circulação de água necessária a uma adequada alimentação dos organismos. Existem várias aquaculturas destas na ria de Aveiro, estuário do Sado, ria de Alvor e ria Formosa. O mexilhão (*Mytilus* sp.), apesar da maior parte ser cultivada em zonas oceânicas, já foi cultivado na Lagoa de Albufeira, em jangadas.

Em Portugal, as pisciculturas que se situam nos estuários estão implementadas habitualmente em tanques, alguns adaptados de antigas salinas. O modo de cultivo é semi-intensivo, ou seja, são postos alevins nos tanques, promove-se a circulação da água por intermédio de comportas e, embora haja a entrada de alimento natural com a água, alimentam-se os peixes com ração. Utilizam-se geralmente arejadores para evitar que o oxigénio baixe muito de noite e provoque mortalidade. Utiliza-se este processo no cultivo das douradas (*Sparus aurata*) e/ou robalos (*Dicentrarchus labrax*) nas zonas em que a salinidade desce muito, pois ambas as espécies são eurihalinas e suportam variações grandes de salinidade, produzindo peixe de qualidade superior a muitos outros locais no mundo.

Num sistema quase extensivo há a cultura de enguia. Esta prática está essencialmente restrita ao estuário do Mondego e ria Aveiro, obtendo-se os organismos pela abertura das comportas e entrada livre

nos tanques. Neste sistema, a rentabilidade é baixa mas a atividade começa a suscitar maior interesse com a possibilidade de se passar a sua prática para o sistema semi-intensivo. Como grande entrave à implementação deste tipo de aquacultura surge o facto de ainda não se conseguir fazer a reprodução de um modo sustentável, em circuito fechado, estando a quantidade produzida dependente da colheita dos juvenis (meixão) na natureza. Nota: Decreto-Lei n.º 40/2017 Diário da República, 1.ª série — N.º 67 — 4 de abril, define o regime jurídico relativo à instalação e exploração dos estabelecimentos de culturas.

8. Espécies não indígenas

Em geral, entende-se como poluição biológica aquela que é provocada por agentes patogénicos. No entanto, a introdução de espécies não indígenas (ENI), ou exóticas, é também uma forma de poluição, que pode causar impactos ambientais e socioeconómicos muito significativos. Apesar das espécies introduzidas poderem, a curto prazo, aumentar a diversidade de espécies dos sistemas aquáticos, logo após o seu estabelecimento bem-sucedido podem causar elevados danos nos ecossistemas, incluindo a eliminação de espécies nativas. Por esse motivo, a presença de espécies exóticas é um dos fatores considerados nos indicadores de avaliação do estado ecológico dos peixes⁶⁴, no entanto não é avaliada para os macroinvertebrados⁶⁵.

Apesar de não existir um inventário nacional das ENI em ecossistemas marinhos e estuarinos, o projeto DAISIE⁶⁶, dedicado a este tema, indicava a presença de 46 ENI em Portugal. Numa análise cuidada das publicações existentes mostrou que esse número era bastante superior, tendo-se registado 65 ENI até 2009 e um incremento exponencial desde o início de estudos específicos focados no tema⁶⁶, apontando o balanço mais atual para 153 ENI em Portugal continental e arquipélagos das Açores e Madeira⁶⁷ (Figura 16.7a).

Estes viajantes indesejados podem chegar às costas portuguesas de diversas formas, incluindo por introdução intencional, como se pensa ter acontecido com a amêijoa-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) no estuário do Tejo. Também podem vir à boleia de outras espécies importadas, como é o caso do isco vivo e das espécies produzidas em aquacultura. No primeiro caso, para além das próprias minhocas da pesca poderem ser libertadas em meio natural e depois virem a colonizar esses locais, as algas onde costumam vir acondicionadas e todos os pequenos organismos associados a essas algas são potenciais colonizadores dos locais onde são deixados. As espécies cultivadas em aquacultura também podem invadir os ecossistemas naturais, sobretudo nos casos em que as aquaculturas não se encontram isoladas do meio natural, como aconteceu com a dourada (*Sparus aurata*) na ilha da Madeira⁶⁸. A grande maioria das introduções de espécies exóticas não são intencionais e estão relacionadas com a navegação⁶⁶. O transporte dos organismos nas embarcações é realizado, inadvertidamente, nomeadamente através de incrustações nos cascos, âncoras e equipamentos, e nos tanques de lastro. As águas de lastro, usadas para garantir a segurança operacional do navio e sua estabilidade, podem transportar organismos vivos entre regiões distintas do mundo e libertá-los nos portos quando se efetuam operações de carga ou descarga. Sendo Portugal uma das nações primordiais da atividade comercial marítima, a introdução de ENI terá acompanhado a história do país, sendo a ostra japonesa, e espécies que viajaram com ela, as primeiras potenciais introduções em Portugal e na Europa.

O reconhecimento deste problema a nível internacional levou à integração de um descritor sobre as espécies não indígenas, em particular aquelas que assumem um carácter invasor, na Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM⁶⁹), uma diretiva europeia que visa alcançar o bom estado ambiental das águas marinhas até 2020. A dimensão dos impactos resultantes da introdução de espécies através da navegação motivou ainda a aprovação da Convenção

Internacional para o Controlo e Gestão das Águas de Lastro e Sedimentos, à qual Portugal aderiu através da publicação do Decreto-Lei n.º 146/2017. Esta convenção obriga ao tratamento das águas de lastro que representem um risco relativamente à introdução de ENI, visando minimizar os riscos decorrentes dessa introdução. Efetivamente, o risco deste vetor de introdução tem vindo a aumentar consideravelmente a nível mundial e em Portugal, uma vez que a navegação marítima tem vindo a ser um setor cada vez mais representativo na área dos transportes. Os dados do tráfego marítimo de mercadorias indicam um aumento acentuado do volume transportado entre 2000 e 2015 (Figura 16.7b). Atualmente, os portos de Sines e de Leixões são os mais importantes, recebendo, respetivamente, 50% e 21% da mercadoria transportada para os portos continentais⁷⁰, prevendo-se que o número de ENI possa vir a aumentar nas regiões limítrofes a estas infraestruturas portuárias.

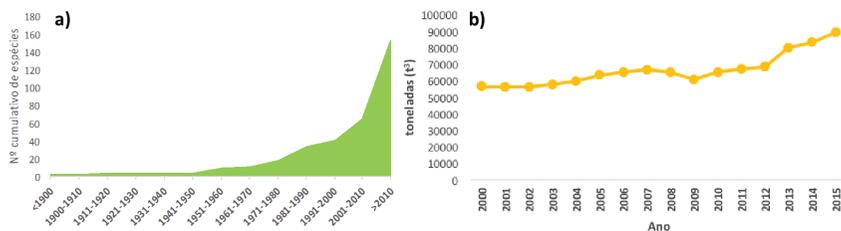


Figura 16.7. a) Número cumulativo de espécies não indígenas registadas em Portugal continental e arquipélagos dos Açores e Madeira. b) Evolução temporal do volume de mercadorias transportadas através de transporte marítimo, em Portugal continental (Portos de Viana do Castelo, Leixões, Aveiro, Figueira da Foz, Lisboa, Setúbal, Sines e Faro), no período de 2000 a 2015⁷⁰.

9. Outras leituras

Agência Portuguesa do Ambiente: <https://www.apambiente.pt>

Administração da região Hidrográfica do Tejo, I.P. & Gabinete de Ordenamento do Território (2009). *O Plano de Ordenamento do Estuário do Tejo - Saberes e Reflexões*. Editor ARH do Tejo. 1ª Edição. Portugal, Lisboa

Instituto da Conservação da natureza e das Florestas, Convenção Ramsar: <http://www.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/ei/ramsar>

Instituto da Conservação da natureza e das Florestas, Programa Nacional de Monitorização de Aves Aquáticas Invernantes: <http://www.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/ei/cempa/pp-monit/pnmaai>

Portal Português das Macroalgas: macoi.ci.uc.pt

10. Referências bibliográficas

- ¹Pritchard D.W., 1967. What is an estuary: a physical viewpoint. *Am. Ass. Adv. Sci.* 83: 3–5
- ²Day J.W., Hall C.A.S., Kemp W.M. & Yáñez-Arancibia A. 1989. Estuarine ecology. John Wiley & Sons. U.S.A., New York
- ³Carriker R.M. 1967. Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective. In: Lauff G.H. (ed.) *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science. U.S.A., Washington, D.C., pp. 442–487
- ⁴Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260
- ⁵Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Ofic. Com. Europeias* L327: 1–72
- ⁶Bettencourt A., Bricker S.B., Ferreira J.G., Franco A., Marques J.C., Melo J.J., Nobre A., Ramos L., Reis C.S., Salas F., Silva M.C., Simas T. & Wolff W. 2004. Typology and reference conditions for Portuguese transitional and coastal waters. Development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive. Relatório não publicado, Instituto do Mar e Instituto da Água. Portugal, Lisboa
- ⁷Gonzalez R., Dias J.A. & Ferreira O. 2005. Analysis of landcover shifts in time and their significance: An example from the Mouth of the Guadiana Estuary (SW Iberia). In: FitzGerald D. & Knight J. (eds.) High-resolution investigations of the morphodynamics and sedimentary evolution of estuaries. Springer. The Netherlands, Dordrecht, pp. 57–82
- ⁸Caetano M., Raimundo J., Prego R. & Vale C. 2016. Defining benchmark values for nutrients under the Water Framework Directive: application in twelve Portuguese estuaries. *Mar. Chem.* 185: 27–37
- ⁹Domingues R., Barbosa A. & Galvão H. 2005. Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). *Est., Coast. Shelf Sci.* 64: 249–260
- ¹⁰Peixoto M. 2008. *Qualidade Biológica da Água do Rio Cávado*. Tese de Mestrado, Universidade do Porto. Portugal, Porto
- ¹¹Azevedo I., Ramos S., Mucha A. & Bordalo A. 2013. Applicability of ecological assessment tools for management decision-making: A case study from the Lima estuary (NW Portugal). *Ocean & Coast. Manag.* 72: 54–63

- ¹²Comissão Europeia 2013. Diretiva 2013/39/EU, 2013 que altera as Diretivas 2000/60/CE e 2008/105/CE no que respeita às substâncias prioritárias no domínio da política da água. *J. Ofic. Com. Europ.* L226: 1–17
- ¹³Caetano M. comunicação pessoal
- ¹⁴Mil-Homens M., Vale C., Raimundo J., Pereira P., Brito P. & Caetano M. 2014. Major factors influencing the elemental composition of surface estuarine sediments: the case of 15 estuaries in Portugal. *Mar. Poll. Bull.* 84: 135–146
- ¹⁵Duarte A., Pinho J., Pardal M., Neto J.M., Vieira J. & Santos F. 2001. Effect of residence times on River Mondego estuary eutrophication vulnerability. *Water Sci. Technol.* 44: 329–336
- ¹⁶Patrício J., Neto J.M., Teixeira H. & Marques J.C. 2007. Opportunistic macroalgae metrics for transitional waters. Testing tools to assess ecological quality status in Portugal. *Mar. Poll. Bull.* 54: 1887–1896
- ¹⁷Fernandes T. 2010. *Dinâmica da flora macroalgal no estuário do Mondego. Respostas das métricas de avaliação ecológica ao longo do gradiente de salinidade*. Tese de Mestrado em Biodiversidade e Biotecnologia Vegetal. Universidade de Coimbra. Portugal, Coimbra
- ¹⁸Múrias T., Cabral J.A., Marques J.C. & Goss-Custard J.D. 1996. Short-term effects of intertidal macroalgal blooms on the macrohabitat selection and feeding behaviour of wading birds in the Mondego Estuary (West Portugal). *Est. Coast. Shelf Sci.* 43: 677–688
- ¹⁹Cabral J.A., Pardal M.A., Lopes R.J., Múrias T. & Marques J.C. 1999. The impact of macroalgal blooms on the use of the intertidal area and feeding behaviour of waders (Charadrii) in the Mondego estuary (west Portugal). *Acta Oecol.* 20: 417–427
- ²⁰Lopes R.J., Pardal M.A. & Marques J.C. 2000. Impact of macroalgal blooms and wader predation on intertidal macroinvertebrates: experimental evidence from the Mondego estuary (Portugal). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 249: 165–179
- ²¹Marques J.C., Maranhão P. & Pardal M.A. 1993. Human impact assessment on the macrobenthic community structure in the Mondego estuary (Western Portugal). *Est. Coast. Shelf Sci.* 37: 403–419
- ²²Marques J.C., Nielsen S.N., Pardal M.A. & Jørgensen S.E. 2003. Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. *Ecol. Model.* 166: 147–168
- ²³Lillebo A.I., Pardal M.A. & Marques J.C. 1999. Population structure, dynamics and production of *Hydrobia ulvae* (Pennant) (Mollusca: Prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecol.* 20: 289–304
- ²⁴Cardoso P.G., Pardal M.A., Lillebø A.I., Ferreira S.M., Raffaelli D., Marques J.C., 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 302: 233–248
- ²⁵Martins I., Lopes R.J., Lillebø A.I., Neto J.M., Pardal M.A., Ferreira J.G. & Marques J.C. 2007. Significant variations in the productivity of green macroalgae in a mesotidal estuary: Implications to the nutrient loading of the system and the adjacent coastal area. *Mar. Poll. Bull.* 54: 678–690
- ²⁶Wilkinson M., Telfer T.C., Grundy S., 1995. Geographical variations in the distribution of macroalgae in estuaries. *Netherlands J. Aqu. Ecol.* 29: 359–368

- ²⁷Pereira L. 2009. *Guia ilustrado das macroalgas – conhecer e reconhecer algumas espécies da flora portuguesa*. Imprensa da Universidade de Coimbra. Portugal, Coimbra
- ²⁸Pereira L. & Correia F. 2015. *Algas marinhas da costa portuguesa - ecologia, biodiversidade e utilizações*. Nota de Rodapé Edições. França, Paris
- ²⁹Vinagre P.A., Pais-Costa A.J., Marques J.C. & Neto J.M. 2015. Setting reference conditions for mesohaline and oligohaline macroinvertebrate communities sensu WFD: helping to define achievable scenarios in basin management plans. *Ecol. Ind.* 56: 171–183
- ³⁰Neto J.M., Barroso D.V. & Barría P. 2013. Seagrass Quality Index (SQI), a Water Framework Directive compliant tool for the assessment of transitional and coastal intertidal areas. *Ecol. Ind.* 30: 130-137
- ³¹Cunha A.H., Assis J.F. & Serrão E.A. 2013. Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aq. Bot.* 104: 193–203
- ³²Leitão R, Martinho F, Cabral H.N., Neto J.M., Jorge I. & Pardal M.A. 2007. The fish assemblage of the Mondego estuary: composition structure and trends over the past two decades. *Hydrobiologia* 587: 269–279
- ³³Martinho F, Leitão R, Cabral H., Neto J.M., Marques J.C. & Pardal M.A. 2007. The use of nursery areas by fish in a temperate estuary, Portugal. *Hydrobiologia* 587: 269–279
- ³⁴Martins I., Neto J.M., Fontes M.G., Marques J.C. & Pardal M.A. 2005. Seasonal variation in short-term survival of *Zostera noltii* transplants in a declining meadow in Portugal. *Aq. Bot.* 82: 132–142
- ³⁵Davy A.J. 2000. Development and structure of salt marshes: community patterns in time and space. In: Weinstein M.P. & Kreeger D.A. (eds.) *Concepts and controversies in tidal marsh ecology*. Kluwer Academic Publishers. U.K., London, pp.137–159
- ³⁶Caçador I., Caetano M., Duarte B. & Vale C. 2009. Stock and losses of trace metals from salt marsh plants. *Mar. Environ. Res.* 67: 75–82
- ³⁷Caçador I., Vale C., Catarino F.M., 1996. The influence of plants on concentration and fractionation of Zn, Pb, and Cu in salt marsh sediments (Tagus Estuary, Portugal). *J. Aq. Ecosyst. Health* 5: 193–198
- ³⁸Caçador I., Costa A.L. & Vale C. 2004. Carbon storage in Tagus salt marsh sediments. *Water, Air, Soil Poll.: Focus* 4: 701–714
- ³⁹Best M., Massey A. & Prior A. 2007. Developing a salt marsh classification tool for the European Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.* 55: 205–214
- ⁴⁰Caçador I., Neto J.M., Duarte B., Barroso D.V., Pinto M. & Marques J.C. 2013. Development of an Angiosperm Quality Assessment Index (AQuA – Index) for ecological quality evaluation of Portuguese water bodies. A multi-metric approach. *Ecol. Ind.* 25: 141–148
- ⁴¹Coutinho M.T.C.P. 2003. *Comunidade fitoplânctónica do estuário do Sado – estrutura, dinâmica e aspetos ecológicos*. Instituto Nacional de Investigação Agrária e das Pescas – IPIMAR. Portugal, Lisboa
- ⁴²Dias J.A. & Ferreira O. 2001. *Projeto EMERGE – Estudo Multidisciplinar do Estuário do Rio Guadiana*. Relatório Final, Portugal, Olhão

- ⁴³Gonçalves A.M.S.M. 2011. *Small-sized Zooplankton in the Mondego estuary – distribution and trophic ecology*. Tese de Doutoramento. Universidade de Coimbra. Portugal, Coimbra
- ⁴⁴Morgado F.M.R. 1997. *Ecologia do zooplâncton da Ria de Aveiro. Caracterização espaço-temporal, transporte longitudinal e dinâmica tida, nictemeral e lunar*. Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro. Portugal, Aveiro
- ⁴⁵Gonçalves F.J.M. 1991. *Zooplâncton e ecologia larvar de crustáceos decápodes no estuário do rio Mondego*. Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra. Portugal, Coimbra
- ⁴⁶Paula J. 1993. *Ecologia da fase larvar e recrutamento de crustáceos decápodes no estuário do Rio Mira*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ⁴⁷Queiroga H., Costlow J.D. & Moreira M.A. 1994. Larval abundance patterns of *Carcinus maenas* (Decapoda, Brachyura) in Canal de Mira (Ria de Aveiro, Portugal). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 111: 63–72
- ⁴⁸Vieira L.R., Guilhermino L. & Morgado F. 2015. Zooplankton structure and dynamics in two estuaries from the Atlantic coast in relation to multi-stressors exposure. *Est. Coast. Shelf Sci.* 167B: 347–367
- ⁴⁹Cabeçadas G., Monteiro M.T., Brogueira M.J., Guerra M., Gaudêncio M.J., Passos M., Cavaco M.H., Gonçalves C., Ferronha H., Nogueira M., Cabeçadas P. & Ribeiro A.P. 2004. *Caracterização ambiental da zona costeira adjacente aos estuários do Tejo e Sado*. Relat. Cient. Téc. IPIMAR, Série digital (<http://ipimar-iniap.ipimar.pt>) n° 20
- ⁵⁰Franco J.N., Ceia F.R., Patrício J., Modesto V., Thompson J., Marques J.C. & Neto J.M. 2012. Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in mesohaline and oligohaline habitats: invasion success in a Southern Europe estuary. *Est. Coast. Shelf Sci.* 112: 31–39
- ⁵¹Teixeira H., Neto J.M., Patrício J., Veríssimo H., Pinto R., Salas F. & Marques J.C. 2009. Quality assessment of benthic macroinvertebrates under the scope of WFD using BAT, the Benthic Assessment Tool. *Mar. Poll. Bull.* 58: 1477–1486
- ⁵²Chainho P., Costa J.L., Chaves M.L., Dauer D.N. & Costa M.J. 2007. Influence of seasonal variability in benthic invertebrate community structure on the use of biotic indices to assess the ecological status of a Portuguese estuary. *Mar. Poll. Bull.* 54: 1586–1597
- ⁵³Neto J.M., Teixeira H., Patrício J., Baeta A., Veríssimo H., Pinto R. & Marques J.C. 2010. The response of estuarine macrobenthic communities to natural-and human-induced changes: dynamics and ecological quality. *Est. Coasts* 33: 1327–1339
- ⁵⁴Costa J.L. 2004. *A biologia do xarroco Halobatrachus didactylus (Bloch & Schneider, 1801) e o seu papel na estrutura e funcionamento dos ecossistemas em que se insere; referência especial à população do estuário do Mira*. Tese de doutoramento. Universidade de Lisboa. Portugal, Lisboa
- ⁵⁵França S., Costa M.J. & Cabral H.N. 2009. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Est. Coast. Shelf Sci.* 83: 1–12
- ⁵⁶Costa M.J. 1999. *O estuário do Tejo*. Cotovia, Lisboa
- ⁵⁷Almeida P.R. 2002. Ictiofauna fluvial. In: Moreira I., Ferreira M.T., Cortes R., Pinto P. & Almeida P.R. (eds.) *Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos*. Ecologia, Gestão e Conservação. INAG. Portugal, Lisboa, pp. 7.1–1.25

- ⁵⁸Costa L., Nunes M., Gerales P. & Costa H. 2003. *Zonas importantes para as aves em Portugal*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Portugal, Lisboa
- ⁵⁹Dias M.P., Peste F., Granadeiro J.P. & Palmeirim J.M. 2008. Does traditional shellfishing affect foraging by waders? The case of the Tagus estuary (Portugal). *Acta Oecol.* 33: 188–196
- ⁶⁰Farinha J.C. & Trindade A. 1994. *Contribuição para o inventário e caracterização de zonas húmidas em Portugal Continental*. Publicação MedWet/ Instituto da Conservação da Natureza. Portugal, Lisboa
- ⁶¹Farinha J.C., Costa L., Trindade A., Araújo P.R. & Silva E.P. 2001. *Zonas húmidas portuguesas de importância internacional. Sítios inscritos na convenção de Ramsar*. Instituto de Conservação da Natureza. Portugal, Lisboa
- ⁶²EUMOFA. 2017. *EU consumer habits regarding fishery and aquaculture products. Relatório Final*. European market observatory for fisheries and aquaculture products. UE
- ⁶³DGRM. 2014. *Plano estratégico para a piscicultura portuguesa 2014–2020*. DGRM, Governo de Portugal. Portugal, Lisboa
- ⁶⁴Cabral H.N., Fonseca V.F., Gamito R., Gonçalves C.I., Costa J.L., Erzini K., Gonçalves J., Martins J., Leite L., Andrade J.P., Ramos S., Bordalo A., Amorim E., Neto J.M., Marques J.C., Rebelo J.E., Silva C., Castro N., Almeida P.R., Domingos I., Gordo L.S. & Costa M.J. 2012. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecol. Ind.* 19: 144–153
- ⁶⁵Vandekerkhove J., Cardoso A.C. & Boon P.J. 2013. Is there a need for a more explicit accounting of invasive alien species under the Water Framework Directive? *Manag. Biol. Inv.* 4: 25–36
- ⁶⁶Chainho P., Fernandes A., Amorim A., Ávila S., Canning-Clode J., Castro J., Costa A., Costa J.L., Cruz T., Gollasch S., Grazziotin-Soares C., Melo R., Micael J., Parente M., Semedo J., Silva T., Sobral D., Sousa M., Torres P., Veloso V. & Costa M.J. 2015. Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries, and islands. *Est. Coast. Shelf Sci.* 167: 199–211
- ⁶⁷ICES. 2017. *Interim report of the working group on introductions and transfers of marine organisms (WGITMO)*, 13–15 March 2017, Woods Hole, USA. ICES CM 2017/SSGEPI: 09
- ⁶⁸Alves F. & Alves C. 2002. Two new records of seabreams (Pisces: Sparidae) from the Madeira Archipelago. Arquipélago. *Ciências Biológicas e Marinhas* 19A: 107–109
- ⁶⁹Comissão Europeia. 2008. Directiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de Junho de 2008 que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política para o Meio Marinho (Directiva-Quadro «Estratégia Marinha») France, Estrasburgo
- ⁷⁰Autoridade da Mobilidade e dos Transportes. 2017. Relatório do Mercado Portuário referente ao tráfego marítimo de mercadorias movimentadas em 2016 nos portos do Continente. Autoridade da Mobilidade e dos Transportes. Portugal, Lisboa

(Página deixada propositadamente em branco)

CAPÍTULO 17
FONTES TERMO-MINERAIS EM PORTUGAL
CONTINENTAL E ILHAS DOS AÇORES

**Cristina Delgado¹, Maria João Feio², Vítor Gonçalves³, Pedro Raposeiro⁴ &
Salomé F.P. de Almeida⁵**

¹GeoBioTec – Unidade de Investigação Geobiociências, Geotecnologias e Geoengenharias e Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal e Departamento de Ecologia e Biologia Animal, Universidade de Vigo, Espanha e MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal cdelgado.cristina@gmail.com

²MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Portugal, mjf@ci.uc.pt

³CIBIO – Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, InBIO – Laboratório Associado, Pólo dos Açores, Departamento de Biologia da Universidade dos Açores, Portugal, vitor.mc.goncalves@uac.pt

⁴CIBIO – Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, InBIO – Laboratório Associado, Pólo dos Açores, Departamento de Biologia da Universidade dos Açores, Portugal, pedro.mv.raposeiro@uac.pt

⁵GeoBioTec – Unidade de Investigação Geobiociências, Geotecnologias e Geoengenharias e Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal, salmeida@ua.pt

Resumo: As águas termo-minerais apresentam diferentes quantidades de sais minerais que dependem do tempo e da natureza das rochas com as quais a água esteve em contacto. Dentro destas, as águas termais são aquelas cuja temperatura é mais elevada que a temperatura ambiente, em pelo menos 5°C. Portugal é um dos países da Europa mais rico neste tipo de ocorrências termo-minerais, sendo a maioria das fontes

termais sulfúreas devido ao seu conteúdo em formas reduzidas de enxofre. Cinco das nove ilhas dos Açores possuem também águas termais de origem vulcânica. Os organismos que habitam estas fontes (a maioria são procaríotas) são considerados termófilos por se conseguirem reproduzir em altas temperaturas. A flora associada a estes sistemas termo-minerais é formada por espécies macro e microscópicas em associação complexa e estreitamente relacionadas com a mineralização, temperatura e acidez. Os organismos melhor estudados em fontes termais são algas azuis ou cianobactérias, diatomáceas e sulfobactérias. Neste capítulo descrevem-se os tipos de águas termo-minerais, a sua distribuição no Mundo e em Portugal e os organismos que nelas se encontram.

Palavras-chave: águas minerais, áreas vulcânicas, diatomáceas, organismos termófilos, temperatura

1. Águas termo-minerais

As águas termo-minerais são consideradas importantes recursos naturais, sobretudo devido à sua utilização em terapia médica, turismo, recreação, reabilitação e consumo¹. Depois da Segunda Guerra Mundial, a investigação das águas minerais teve um grande incremento como resultado do crescente interesse dos consumidores e dos seus potenciais usos múltiplos².

As águas termo-minerais apresentam diferentes quantidades de sais minerais e oligoelementos (elementos químicos inorgânicos necessários aos seres vivos em pequenas quantidades, que desempenham diversas funções metabólicas nos organismos, principalmente na formação de enzimas vitais aos diversos processos bioquímicos realizados pelas células). A quantidade de iões, presentes na água,

depende do tempo e da natureza das rochas com as quais a água esteve em contacto³. De acordo com as características das águas subterrâneas, estas podem classificar-se como: (i) águas minerais naturais, (ii) águas de nascente ou (iii) águas termais. As duas primeiras podem ser consumidas pelo homem e comercializadas sem adição de substâncias químicas ou outros aditivos. A composição química das águas minerais naturais é estável ao longo do tempo, ao contrário das de nascente, o que requer que esta seja engarrafada no local onde nasce (p. ex., Pedras Salgadas).

As águas termais distinguem-se pela sua temperatura mais elevada que a temperatura ambiente (em pelo menos 5°C) e, como tal, possuem várias aplicações nomeadamente em balneologia, aquecimento de instalações e produção de energia elétrica⁴. Devido à sua temperatura elevada, estas águas podem dissolver mais rapidamente as rochas. Entre as fontes termais, aquelas que se denominam *thermal springs* têm temperaturas da água claramente mais altas do que a temperatura média anual do ar, enquanto as *hot springs* têm temperaturas que excedem a temperatura do corpo humano³. Estas águas termais podem ter origens diferentes: circularem próximo de uma fonte de calor no interior da Terra (como em regiões vulcânicas como os Açores) ou serem águas de origem muito profunda que sobem à superfície deslocando-se através de falhas (tal como acontece ao longo da falha de Régua-Verin onde se situam algumas das águas termais mais importantes de Portugal como, por exemplo, as termas de Chaves).

2. Tipos de águas termo-minerais

De acordo com a legislação europeia (2009/54/CE)⁵, as águas minerais classificam-se de acordo com a sua composição química. Tendo em conta a concentração total de sais minerais dissolvidos (mg/L), calculada como resíduo fixo, na água podemos encontrar: (i) água

muito pouco mineralizada, cujo teor em sais minerais não é superior a 50 mg/L; (ii) água oligomineral ou pouco mineralizada, cujo teor em sais minerais não é superior a 500 mg/L; (iii) água mineralizada, cujo teor em sais minerais é entre 500 e 1500 mg/L; e (iv) água rica em sais minerais, cujo teor em sais minerais é superior a 1500 mg/L.

Se tivermos em conta a quantidade do ião dominante podemos classificar a água nos seguintes tipos:

- (i) bicarbonatada, com elevada concentração de bicarbonato (o teor em bicarbonato é superior a 600 mg/L), são águas geralmente frias e alcalinas e utilizam-se para aliviar os sintomas de doenças gastrointestinais;
- (ii) sulfatada, o teor em sulfatos é superior a 200 mg/L mas se o enxofre dissolvido na água é reduzido a sulfureto de hidrogénio, origina águas sulfúreas;
- (iii) cloretada, o teor em cloro é superior a 200 mg/L;
- (iv) fluoretada, o teor em flúor é superior a 1 mg/L;
- (v) sódica, o teor em sódio é superior a 200 mg/L;
- (vi) cálcica, o teor em cálcio é superior a 150 mg/L;
- (vii) magnésiana, o teor em magnésio é superior a 50 mg/L;
- (viii) acidulada, o teor em gás carbónico livre é superior a 250 mg/L;
- (xix) ferruginosa, o teor em ferro bivalente é superior a 1 mg/L, e são águas utilizadas para tratamento de doenças hepáticas;
- (x) água pobre em sódio, o teor em minerais é baixo ($\text{Na}^+ < 20$ mg/L), sendo adequada para todas as pessoas, inclusive bebés e gestantes, e é indicado para o consumo diário com fins diuréticos.

As águas minerais naturais provêm de fontes naturais ou perfurações de águas subterrâneas, procedentes de aquíferos, e podem ser efervescentes quando libertam espontaneamente, na origem ou após engarrafamento, gás carbónico nas condições normais de tempera-

tura e pressão. Repartem-se em três categorias às quais se aplicam, respetivamente, as seguintes denominações da Diretiva Europeia⁵:

- (i) água mineral natural gasosa, o teor em gás carbónico proveniente da nascente é o mesmo que à saída da nascente;
- (ii) água mineral natural reforçada com gás carbónico natural, o teor em gás carbónico proveniente do lençol ou mesmo do jazigo é superior ao verificado à saída da nascente;
- (ii) água mineral natural gaseificada, água à qual foi adicionado gás carbónico de outra origem que não seja o lençol ou o jazigo de onde esta água provém.

3. Distribuição das águas termais

3.1. No Mundo

As águas termais, geralmente, aparecem em áreas com alta atividade geotérmica (produzida a partir do calor proveniente do interior do planeta Terra), onde ocorrem grandes acumulações de água quente entre rochas impermeáveis (aquelas que impedem a migração dos fluidos, sejam água, petróleo ou gás, até à superfície)⁶. Estas áreas com atividade geotérmica são muito comuns em torno dos limites das placas tectónicas (fragmentos da crosta terrestre). Atualmente, a Terra possui 12 placas tectónicas principais e dezenas de subplacas menores (seus movimentos são responsáveis pelos terremotos, maremotos e erupções vulcânicas) ou áreas vulcânicas, mas a literatura referente às fontes termais é escassa. Temperaturas inferiores a 50°C são comuns na Terra, enquanto temperaturas superiores a 55–60°C são muito mais raras na natureza e estão associadas quase exclusivamente a ambientes geotérmicos (Figura 17.1).

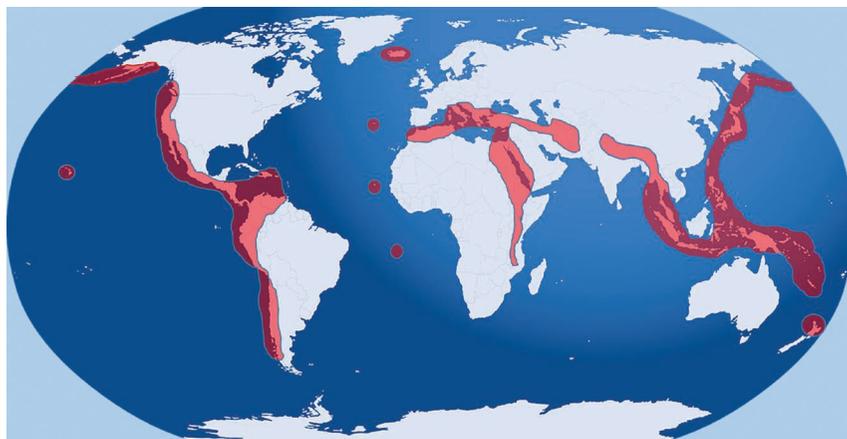


Figura 17.1. Localização das áreas geotérmicas mais quentes do mundo (a vermelho; dados obtidos da *US Geological Survey*, www.usgs.gov).

A atividade térmica está concentrada em áreas muito diversas como, por exemplo a costa ocidental dos Estados Unidos (parque de Yellowstone), Islândia, Nova Zelândia (Rotorua) e Japão⁷. Há ainda fontes termais em pequenas áreas disseminadas pela Europa central e meridional, Ásia, Índias Orientais, Melanésia, África e América do Sul⁸.

3.2. Em Portugal continental

A região noroeste da Península Ibérica é particularmente rica em ocorrências hidrominerais sulfatadas alcalinas⁹. As nascentes termais localizam-se principalmente na zona norte e centro do Maciço Hespérico, designadamente na Zona Centro-Ibérica, estando a sua distribuição intimamente relacionada com grandes acidentes tectónicos, como é o caso do acidente Penacova-Régua-Verin¹⁰. Portugal é um dos países da Europa mais rico neste tipo de ocorrências termo-minerais¹¹, com nascentes termais situadas em faixas

tectonizadas do Maciço antigo e faixas sedimentares ocidentais¹². Em todo o território continental¹⁰, estão identificadas 52 insurgências com temperaturas superiores a 20°C, encontrando-se a maioria no norte e no centro de Portugal¹³, devido às características geológicas e estruturais destas zonas.

Portugal contempla nove tipos hidrogeoquímicos bem definidos de águas minerais¹⁴: sulfatada sódica, gasocarbónica, bicarbonatada sódica, bicarbonatada cálcica e/ou magnésiana, cloretada sódica, cloretada sódica em ambiente metalífero, sulfatada cálcica em ambiente evaporítico, sulfatada cálcica em ambiente metalífero e oxidrilada. A maioria das fontes termais de Portugal (Tabela 17.1) são sulfúreas caracterizando-se pelo cheiro a “ovos podres” devido ao seu conteúdo em formas reduzidas de enxofre⁹.

As fontes termais mais quentes do continente português estão localizadas no norte do país, ao longo de uma grande falha com cerca de 200 km de comprimento e orientação NE-SW, que se estende em território nacional desde a fronteira a norte de Chaves até uma área a sul de Penacova, e que atinge uma profundidade de 30 km¹⁵.

É ao longo dessa linha que surgem as águas quentes de Chaves (Figura 17.2), mas também numerosas emanações de águas mais frias e salinas, ricas em CO₂: Vilarelho de Raia, Campilho, Vidago, Sabroso e Pedras Salgadas (Figura 17.2).



Figura 17.2. Fontes termais de Portugal: a) nascente de Pedras Salgadas; b) termas de Chaves; c) termas de Torneiros (Parque Natural do Gêses-Xures); e d) termas de São Lourenço. Fotografias: Cristina Delgado.

Tabela 17.1.

Características das fontes termais em Portugal incluindo temperatura máxima, características químicas e quimismo (dados do Instituto Geológico e Mineiro de Portugal¹⁰).

Nº	Emergência termal	Temperatura máxima registada (°C)	Características químicas	Quimismo	Nº	Emergência termal	Temperatura máxima registada (°C)	Características químicas	Quimismo
1	Monção	50	H ₂ S, HCO ₃ , F, Na	Sulfúrea	27	Luso	27	SiO ₂ , Cl, Na, K	Hipossalina
2	Chaves	76	HCO ₃ , Na, F, CO ₂	Gasocarbónica	28	São Paulo	23	H ₂ S, HCO ₃ , Na	Sulfúrea
3	Gêres	47	HCO ₃ , Na, F, S ₂ O ₃	Bicarbonatada	29	Unhais da Serra	37	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea
4	Carvalhinhos	22	HCO ₃ , Na, F	Bicarbonatada	30	Amieira	27	Cl, Ca, Na	Cloretada
5	Caldelas	33	HCO ₃ , Ca, F	Bicarbonatada	31	Bicinho	28	Cl, Ca, Mg, Na	Cloretada
6	Eitogo	25	H ₂ S, Cl, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	32	Azenha	29	Cl, Na	Cloretada
7	Taipas	32	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	33	Monfortinho	28	SiO ₂ , Cl, Na, K	Hipossalina
8	S. Miguel das Aves	22	H ₂ S, HCO ₃ , Na	Sulfúrea	34	Fonte Quente	24	Cl, HCO ₃ , Na	Cloretada
9	Vizela	62	H ₂ S, HCO ₃ , Na	Sulfúrea	35	Salgadas	23	Cl, Na	Cloretada
10	Saúde	30	H ₂ S, Cl, Na, F	Sulfúrea	36	Envidos	22	SiO ₂ , Cl, Na, K	Hipossalina
11	Carlão	29	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	37	Piedade	27	Cl, HCO ₃ , Na	Cloretada
12	São Lourenço	30	H ₂ S, HCO ₃ , Na, K	Sulfúrea	38	Salir	20	Cl, Na	Cloretada
13	Canavezes	35	H ₂ S, F, HCO ₃ , Na	Sulfúrea	39	Caldas da Rainha	36	H ₂ S, Cl, SO ₄ , Na, Ca, Mg	Sulfúrea
14	Moledo	45	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	40	Arrábidos	29	H ₂ S, Cl, Na	Sulfúrea
15	Fonte Sta. Do Seixo	21	H ₂ S, HCO ₃ , Na	Sulfúrea	41	Vimeiro	26	HCO ₃ , Cl, Na, Ca	Cloretada
16	Aregos	62	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	42	Cucos	40	Cl, Na, F	Cloretada
17	Longroiva	34	H ₂ S, HCO ₃ , Na	Sulfúrea	43	Alcaçarias	30	Cl, Na	Cloretada
18	S. Jorge	23	H ₂ S, Cl, Na	Sulfúrea	44	Hosp. Força Aérea	50	HCO ₃ , Ca, Mg	Bicarbonatada
19	Carvalhal	41	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	45	Oeiras - S.S.F.A.	30	HCO ₃ , Na	Bicarbonatada
20	Cavaca	29	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	46	Estoril	35	Cl, Na	Cloretada
21	S. Pedro do Sul	69	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	47	Santa Comba	22	HCO ₃ , Ca	Bicarbonatada
22	Alcafache	51	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	48	Malhada Quente	28	HCO ₃ , Na, SO ₄	Bicarbonatada
23	Sangemil	50	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	49	Alferce	27	HCO ₃ , Na,	Bicarbonatada
24	Cró	23	H ₂ S, HCO ₃ , Na	Sulfúrea	50	Monchique	32	HCO ₃ , Na, F	Bicarbonatada
25	Felgueira	36	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	51	Santo António	25	HCO ₃ , Ca	Bicarbonatada
26	Manteigas	48	H ₂ S, HCO ₃ , Na, F	Sulfúrea	52	Fte. Sta de Quarteira	21	HCO ₃ , Na, Ca, Mg	Bicarbonatada

3.3. Nas ilhas dos Açores

As ilhas dos Açores possuem uma grande quantidade de águas termais que, no entanto, têm uma origem diferente das águas termominerais de Portugal continental. Devido à sua localização na junção de três placas tectônicas (Euroasiática, Africana e Americana), o arquipélago apresenta uma intensa atividade vulcânica que origina a circulação das águas subterrâneas perto de fontes de calor no interior da Terra. Esta interação entre aquíferos e fontes de calor subjacentes leva à emergência de numerosas nascentes termais e fumarolas (conhecidas nos Açores por caldeiras), normalmente associadas a vulcões centrais do Quaternário, como nas ilhas São Miguel, Terceira, Faial e Graciosa, ou anteriores ao Quaternário como na ilha das Flores¹⁶. São conhecidas fontes termais em 5 das 9 ilhas que compõem o arquipélago dos Açores: São Miguel, Terceira, Graciosa, Faial e Flores. Um estudo recente sobre as características das águas minerais dos Açores revela a existência de 79 fontes termais no arquipélago¹⁷. A ilha com maior número de fontes termais é São Miguel¹⁷ com fontes maioritariamente associadas aos vulcões do Fogo (p.ex., Ladeira da Velha, Caldeiras da Ribeira Grande, Caldeira Velha, Lombadas) e das Furnas (p.ex., Caldeiras da Lagoa das Furnas, Caldeiras das Furnas, Poça da Tia Silvina, Poça da Dona Beija) mas também nos Mosteiros e na Ferraria (Figura 17.3).

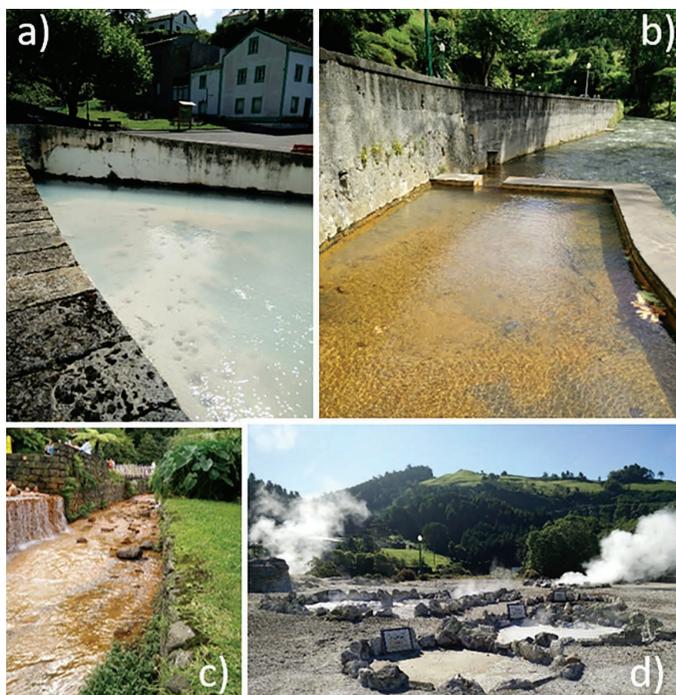


Figura 17.3. Nascentes da ilha de São Miguel (Açores): a) caldeiras da Ribeira Grande; b) Poça da Tia Silvina; c) Poça da Dona Beija; e d) caldeiras das Furnas. Fotografias: Cristina Delgado.

Na Graciosa e Faial encontram-se fontes termais na costa sudeste de ambas as ilhas (Termas do Carapacho e Termas do Varadouro, respetivamente), nas Flores na costa sul da ilha (Lagedo) e na Terceira na caldeira de Santa Bárbara.

Nos Açores podemos encontrar três tipos de águas termais: (i) nascentes termais e caldeiras de águas sulfatadas provenientes de aquíferos superficiais aquecidos por vapor de um sistema hidrotermal localizado em profundidade¹⁶; (ii) caldeiras com emanações de águas bicarbonatadas sódicas que provêm de aquíferos situados a baixa profundidade aquecidos a temperaturas de 150–160°C por lava remanescente do vulcanismo mais recente¹⁶; e (iii) nascentes termais de águas cloretadas sódicas provenientes do aquífero basal em que a

água do aquífero se mistura com água do mar e é aquecida pelo magma subjacente¹⁶. Contrariamente aos dois primeiros, este último tipo de nascentes termais emerge a baixa altitude junto à linha de costa.

4. Organismos que habitam as fontes termais

Principalmente a partir de meados do século XIX começaram a ser feitas observações de organismos que vivem em águas termais¹⁸. Os organismos destas fontes são considerados termófilos por se conseguirem reproduzir a altas temperaturas. No entanto, o limite superior de tolerância das espécies varia com o grupo de organismos, sendo menor para os organismos multicelulares e maior para os organismos unicelulares¹⁹. A temperatura que os organismos conseguem tolerar depende do grupo a que pertencem: 110–115°C para os archaea, 70–90°C para os microrganismos procarióticos, 55–62°C para microrganismos eucarióticos, 45–50°C para plantas e 38–50°C para animais¹⁹. A incapacidade dos eucariotas crescerem a temperaturas tão elevadas como os procariotas pode estar relacionada com a complexidade da membrana celular que é maior nos eucariotas. De forma similar, os procariotas fotossintéticos não crescem a temperaturas tão elevadas como os não fotossintéticos devido à maior complexidade do sistema de membrana fotossintética¹⁸.

A temperatura não é, no entanto, o único grande desafio dos organismos das fontes termais uma vez que estas águas quentes têm elevadas concentrações de iões inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Si e H_2S) e um pH bastante ácido ou básico²⁰. A este tipo de condições só conseguem sobreviver organismos altamente adaptados como os químio-autotróficos e as bactérias heterotróficas.

A dinâmica da rede alimentar das fontes termais não é bem compreendida. Em sistemas muito quentes ($> 70^\circ\text{C}$), os bacteriófagos podem ser o único predador de bactérias e cianobactérias²¹. Outros

consumidores ocorrem em condições menos extremas, mas poucos seres multicelulares toleram temperaturas superiores a cerca de 50°C. Perto deste limite encontram-se invertebrados ostrácodes, ácaros aquáticos e rotíferos, mas pouco se sabe sobre a sua dinâmica ou redes alimentares. As moscas de salmoura (*Paracoenia*, *Ephydra*) colocam ovos em tapetes microbianos no *Yellowstone Park* dentro da faixa dos 30–40°C e ambos estádios, adulto e larva, consomem algas e bactérias¹⁸.

A flora associada a estes sistemas termo-minerais é formada por espécies macro e microscópicas em associação complexa e estreitamente relacionadas com a mineralização, temperatura, pH, entre outras. Os organismos melhor estudados em fontes termais são algas azuis ou cianobactérias, diatomáceas e sulfobactérias diretamente relacionadas com a mineralização e oxidação do ácido sulfídrico a sulfuretos até liberar enxofre. Em Portugal, esse estudo é ainda muito reduzido^{22–26} desconhecendo-se a maioria dos organismos que habitam as suas águas termais.

4.1. Cianobactérias

As cianobactérias são os organismos fotossintéticos mais comuns em águas termais, com um limite de tolerância superior a 74°C²⁷. As cianobactérias das águas termais incluem espécies de géneros unicelulares e coloniais como *Aphanocapsa*, *Chroococcus*, *Cyanothece* e *Synechococcus*, e filamentosos como *Mastigocladus laminosus*, *Geitlerinema* e *Leptolyngbya*^{27, 28}. As cianobactérias dominam as comunidades das fontes termais mais quentes enquanto a temperaturas mais moderadas as comunidades são mais diversificadas. É o caso do género *Oscillatoria*, que domina as comunidades de uma fonte termal a 62°C na Costa Rica, enquanto as comunidades de fontes próximas a 35–36°C incluem também géneros de cianobactérias como *Phormidium* e *Lyngbya* e diatomáceas como *Pinnularia*. Em fontes

termais mais frias proliferam outras diatomáceas (*Achnantheidium*, *Pinnularia*) e também algas verdes (*Spirogyra*, *Mougeotia*)²⁹.

Os estudos recentes sobre as cianobactérias que integram os biofilmes, presentes nas fontes termais dos Açores, revelam a existência de uma elevada diversidade destes organismos^{24,26}, alguns dos quais com aplicações biotecnológicas²⁶. O Banco de Microalgas e Cianobactérias dos Açores integra atualmente 12 isolados de cianobactérias termais pertencentes a 6 géneros diferentes (*Chlorogloeopsis*, *Coleospermum*, *Leptolyngbya*, *Mastigocladus*, *Microchaete* e *Phormidium*)²⁶. Entre as espécies mais frequentes destacam-se *Leptolyngbya gelatinosa*, *Microchaete bulbosa*, *Chlorogloeopsis fritschii* e *Mastigocladus laminosus* (Figura 17.4).

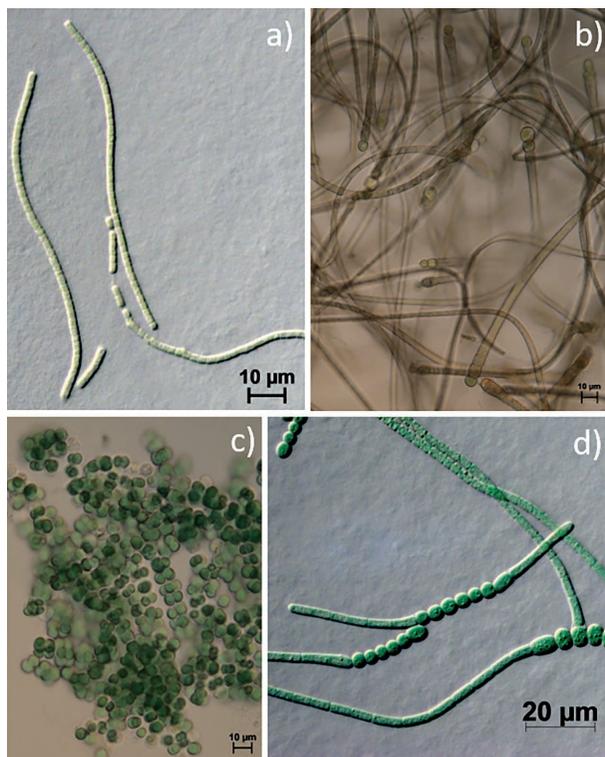


Figura 17.4. Espécies de cianobactérias características de águas termais dos Açores: a) *Leptolyngbya gelatinosa*; b) *Microchaete bulbosa*; c) *Chlorogloeopsis fritschii*; e d) *Mastigocladus laminosus*.

4.2. Algas eucariotas

Existem poucas algas eucariotas termofílicas e estas estão restringidas a máximos de aproximadamente 55°C³⁰. O limite superior para as algas eucariotas fotossintéticas é de cerca de 57°C. A alga vermelha *Cyanidium caldarium* que se encontra nas fontes termais tem um ótimo de temperatura de 45°C²⁰. Nas fontes termais é comum observarem-se diferentes zonas de cores correspondente ao gradiente de tolerância das espécies.

As diatomáceas são um grupo complexo de algas eucariotas fotossintéticas unicelulares pigmentadas (Capítulo 4) e encontram-se entre os grupos de algas eucarióticas com maior número de espécies termófilas. A diversidade deste grupo baseia-se na morfologia das suas frústulas com formas com simetria radiada ou bilateral²⁰. O seu ciclo de vida curto permite observar uma resposta rápida das comunidades a fatores ambientais em mudança e, por isso, são recomendados como bioindicadores na avaliação da qualidade das águas doces (Diretiva Quadro da Água – DQA³¹) (Capítulos 4 e 14). As diatomáceas não são consideradas um grupo termófilo, mas a distribuição ubíqua de diatomáceas neste tipo de águas foi documentada em estudos taxonómicos e ecológicos³². Foram registadas diatomáceas em fontes termais de vários pontos do mundo, tais como em África³³, nos Açores²⁵, na Macedónia⁴, na Islândia e na Nova Zelândia³¹. No noroeste da Península Ibérica existem apenas alguns registos de diatomáceas dispersos na Galiza^{34,35} mas nenhum deles inclui dados de Portugal.

Nesta área do noroeste da Península Ibérica iniciou-se, há cerca de dois anos, o estudo das diatomáceas de águas termais. Foram identificados um total de 124 taxa de diatomáceas em águas com temperaturas entre 20,9 e 42,4°C. As diferenças nas comunidades dessas algas é explicada pelas diferenças na temperatura da água (comunidades diferentes abaixo dos 25°C e acima dos 35°C) e nas concentrações de SiO₂, Na⁺, Mg²⁺, O₂, NO₃⁻, SO₄²⁻, K⁺, Ca²⁺ e pH³⁶.

A análise das comunidades indica que *Achnanthydium minutissimum* e *Eolimna minima* são comuns em todas as fontes termais enquanto *Diadesmis confervacea*, *Nitzschia amphibia* e *Achnanthydium exiguum* preferem temperaturas acima dos 25°C, e *Achnanthydium subhudsonis*, *Karayevia oblongella*, *Planothbidium frequentissimum* e *Planothbidium lanceolatum* temperaturas inferiores a 25°C (Figura 17.5). Os locais com maior diversidade de espécies de diatomáceas localizam-se na confluência das águas termais com o rio Minho (Termas da Chavasqueira e Outariz). As águas termais com menor influência de água dos rios mostram menor diversidade³⁷.

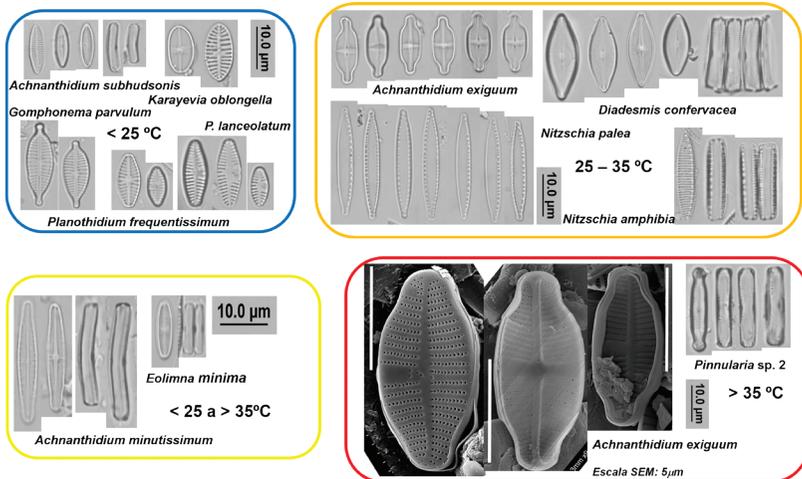


Figura 17.5. Espécies de diatomáceas que aparecem em águas termais no noroeste da Península Ibérica.

6. Outras leituras

Beyond Lisbon: <http://www.beyondlisbon.pt/cat-thermal.html>

Carlos Franquinho: <http://carlos.franquinho.info/2011/04/a-energia-geotermica-em-portugal/>

Infopédia: [https://www.infopedia.pt/\\$energia-geotermica](https://www.infopedia.pt/$energia-geotermica)

Laboratório Nacional de Energia e Geologia espaço web (LNEG): http://www.lneg.pt/CienciaParaTodos/edicoes_online/diversos/rec_geotermicos

Lourenço M.C. 1998. *Recursos geotérmicos em Portugal continental: baixa entalpia*. Instituto Geológico e Mineiro. Portugal, Lisboa

Novo Aquilégio: <http://www.aguas.ics.ul.pt/>

Nuno Correia: <http://cienciasdavidadaterra25.blogspot.com.es/2011/09/aguas-termiais-minerais-e-de-nascente.html>

Portal São Francisco: <http://www.portalsaofrancisco.com.br/meio-ambiente/agua-mineral>

7. Referências bibliográficas

- ¹Khater A.E.M. 2003. Radiological aspects of some Egyptian Thermo-mineral springs. *J. Environ. Monitor.* 5: 414–418
- ²Košić K., Pivac T., Romelić J., Lazić L. & Stojanović V. 2011. Characteristics of thermal–mineral waters in Backa region (Vojvodina) and their exploitation in spa tourism. *Renew. Sustainable Energy Rev.* 15: 801–807
- ³Glazier, D.S. 2009. Springs. In: Likens G.E. (ed.) *Encyclopedia of inland waters*, vol 1. Academic Press. U.S.A., San Diego, pp. 734–755
- ⁴Stavreva-Veselinovska S. & Todorovska A. 2010. Ecology of the diatomic flora in Thermo Mineral springs of Katlanovska Banja in the Republic of Macedonia. *Ecol. Balk.* 2: 1–6
- ⁵Directiva 2009/54/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 18 de Junho de 2009 relativa à exploração e à comercialização de águas minerais naturais (Reformulação). *J. Oficial da União Europeia* 164/45
- ⁶Barbier E. 2002. Geothermal energy technology and current status: an overview. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 6: 3–65
- ⁷O’Gorman E.J., Benstead J.P., Cross W.F., Friberg N., Hood J.M., Johnson P.J., Sigurdssons B.D. & Woodward G. 2015. Climate change and geothermal ecosystems: natural laboratories, sentinel systems, and future refugia. *Global Change Biol.* 20: 3291–3299
- ⁸Castenholz R.W. 1996. Endemism and biodiversity of thermophilic cyanobacteria. *Nova Hedwigia Beib.* 112: 33–47
- ⁹Pinheiro A.J.A. 2011. Ocorrências hidrominerais associadas ao acidente Gerês-Lobios: conceptualização do funcionamento hidrogeológico do sistema hidrotermal. Tese de mestrado. Universidade do Minho. Portugal, Braga
- ¹⁰Instituto Geológico e Mineiro. 1998. *Recursos geotérmicos em Portugal continental: baixa entalpia*. Ministério de Economia e Instituto Geológico e Mineiro. Portugal, Lisboa
- ¹¹Lepierre, C. 1930–31. Chimie et Physico-Chimie des Eaux. In: *Indústrias Gráficas* (ed.) *Le Portugal hydrologique et climatique*. Portugal, Lisboa, pp. 75–106

- ¹²Carvalho M.J. & Carvalho M.R. 2004. Geothermal resources and applications in Portugal. *Cad. Lab. Xeol. Laxe* 29: 97–117
- ¹³Marques J.M, Matias M.J., Basto M.J., Carreira P.M., Aires-Barros L.A & Goff F. E. 2010. Hydrothermal alteration of Hercynian granites, its significance to the evolution of geothermal systems in granitic rocks. *Geothermics* 39: 152–160
- ¹⁴Calado C. 1995. *Carta das Nascentes Minerais: Notícia explicativa*. Atlas do Ambiente. Direcção-Geral do Ambiente. Portugal, Lisboa
- ¹⁵Aires-Barros L, Marques J.M. Graça R.C., Matias M.J., Van der Weijden C., Kreulen R. & Eggenkamp H.G.M. 1998. Hot and cold CO₂-rich mineral waters in Chaves Geothermal area (Northern Portugal). *Geothermics* 27: 89–100
- ¹⁶Cruz J.V. & França Z. 2006. Hydrogeochemistry of thermal and mineral water springs of the Azores archipelago (Portugal). *J. Volcanol. Geotherm. Res.* 151: 382–398
- ¹⁷Freire P, Andrade C., Viveiros F., Silva C., Coutinho R. & Cruz J.V. 2015. Mineral water occurrence and geochemistry in the Azores archipelago (Portugal): insight from an extended database on water chemistry. *Environ. Earth Sci.* 73: 2749–2762
- ¹⁸Brock, T.D. 1967. Life at high temperatures. *Science* 158: 1012–1019
- ¹⁹Brock T. D. 2001. The origins of research on thermophiles. In: Reysenbach A.-L., Voytek M. & Mancinelli R. (eds.) *Thermophiles: Biodiversity, Ecology and Evolution*. Kluwer Academic/Plenum Publishers. U.S.A., New York, pp. 1–9
- ²⁰Werh J.D. & Sheath R.G. 2015. Habitats of Freshwater Algae. In: Wehr J.D. & Sheath R.G. (eds.) *Freshwater Algae of North America*, 2nd. Academic Press. U.S.A., San Marcos, pp.13–74
- ²¹Breitbart M., Wegley L., Leeds S., Schoenfeld T. & Rohner F. 2004. Phage community dynamics in hot springs. *Appl. Environ. Microbiol.* 70: 1633–1640
- ²²Aguiar P, Beveridge T.J. & Reysenbach A.L. 2004. *Sulfurihydrogenibium azorense*, sp. nov., a thermophilic hydrogen-oxidizing microaerophile from terrestrial hot springs in the Azores. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 54: 33–39
- ²³Camara J., Pereira C.L., Gonçalves V., Medeiros J., Nunes J.C., Sá H., Gaspar C., Raposo J.P. & Aguiar P. 2010. Variation on chemical composition among microbial biofilms from Furnas hot springs, S. Miguel, Azores. *13th International Society for Microbial Ecology Conference*. U.S.A., Seattle pp. 149
- ²⁴Pereira C.L., Gonçalves V. & Aguiar P. 2010. Cyanobacteria diversity in Furnas thermal mats, S. Miguel, Azores. *XV Congresso da Associação Ibérica de Limnologia*. Portugal, Ponta Delgada, pp. 88
- ²⁵Quintela A., Almeida S., Terroso D., Ferreira da Silva E., Forjaz V. & Rocha F. 2013. Diatom assemblages of thermal and mineral waters from volcanic environments in São Miguel Island, Azores. *Diatom Res.* 28: 407–417
- ²⁶Luz R., Cordeiro R., Rosa G., Barreto C. & Gonçalves V. 2017. Biological activity of extracts of cyanobacteria isolated from lakes and thermal waters from the Azores islands. *I Congresso Iberoamericano de Cianotoxinas*. Espanha, Lugo, pp. 22
- ²⁷Ward D.M., Castenholz R.W. & Miller S.R. 2012. Cyanobacterial in geothermal habitats. In: Whitton B.A. (ed.). *Ecology of cyanobacterial II: their diversity in time and space*. Springer, Science + Business Media BV. U.S.A., New York, pp. 39–64

- ²⁸Finsinger K., Scholz I., Serrano A., Morales S., Uribe-Lorio L., Mora M., Sittenfeld A., Weckesses J. & Hess W.R. 2008. Characterization of true-branching cyanobacteria from geothermal sites and hot spring of Costa Rica. *Environ. Microbiol.* 10: 460–473
- ²⁹Stockner J.G. 1967. Observations of the thermophilic algal communities in Mount Rainier and Yellowstone National Parks. *Limnol. Oceanogr.* 12: 13–17
- ³⁰Kashefi K. & Lovley DR. 2003. Extending the upper temperature limit for life science. *Science* 301: 934
- ³¹Comissão Europeia. 2000. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água. *J. Oficial Com. Europeias* L327: 1–72
- ³²Owen R.B., Renaut R.W. & Jones B. 2008. Geothermal diatoms: a comparative study of floras in hot springs systems of Iceland, New Zealand and Kenya. *Hydrobiologia* 610: 175–192
- ³³Mpawenayo B. & Mathooko J.M. 2004. Diatom assemblages in the hot springs associated with Lakes Elmenteia and Baringo in Kenya. *African J. Ecol.* 42: 363–367
- ³⁴Noguerol A. 1991. Algas de fuentes termales del NW de España: Baños de Molgas y Caldas de Partovia. *Acta Bot. Malac.* 16: 27–30
- ³⁵Leira M., Meijide-Failde R. & Torres E. 2017. Diatom communities in thermo-mineral springs in Galicia (NW Spain). *Diatom Res.* 32: 29–42
- ³⁶Delgado C., Feio M.J., Pardo I. & Almeida S.F.P. 2016. Diatom communities from thermal springs in NW Iberian Peninsula. *Congress Programme SIL (International Society of Limnology)*. Italy, Turin, pp. 319–320
- ³⁷Delgado C., Feio M.J., Pardo I e Almeida S.F.P. 2019. Benthic diatom communities from springs' thermal gradients: insights of water temperature effects. *Plant. Ecol. Divers* in press

(Página deixada propositadamente em branco)

Verónica Ferreira doutorou-se em Biologia (especialização: Ecologia) pela Universidade de Coimbra em 2007, tendo estudado os efeitos da fertilização e da alteração da floresta nas comunidades e processos de ribeiros na zona centro de Portugal. Entre 2007 e 2015 realizou pós-doutoramentos no Instituto do Mar (IMAR, Universidade de Coimbra, Portugal), no EcoLab (CNRS, Toulouse, França) e na School of Biological Sciences (Royal Holloway University of London, Inglaterra) a fim de avaliar os efeitos dos fatores de alteração global (p.ex., fertilização, aquecimento, alteração da floresta, aumento da concentração atmosférica de CO₂) em ribeiros e realizar revisões sistemáticas por meio de meta-análise para avaliar os efeitos das atividades antropogénicas na decomposição de folhas. Participou de 11 projetos de investigação (6 integrados em redes internacionais de investigadores). Desenvolve actividades de comunicação de ciência para o público.

Maria João Feio é mestre em Ecologia e doutorada em Biologia (especialidade de Ecologia) pela Universidade de Coimbra (2005). Realizou pós-doutoramentos nas universidades de Canberra (Austrália) e Lyon (França) e foi investigadora na Estação Biológica de Lunz am See, Áustria. Tem se dedicado especialmente ao estudo dos ecossistemas aquáticos de águas doces e à avaliação e modelação da sua integridade ecológica com base nas suas comunidades biológicas e interações funcionais e processos ecológicos. Participou nos processos de implementação da monitorização ecológica dos rios em Portugal e nos países Mediterrânicos. Tem coordenado e participado em diversos projectos nacionais e internacionais, nomeadamente no Brasil com rios tropicais. É investigadora da Universidade de Coimbra e do Marine and Environmental Sciences Centre e professora visitante nas Universidades de Brasília (Brasil) e Granada (Espanha).

Série Investigação

•
Imprensa da Universidade de Coimbra

Coimbra University Press

2019



UNIVERSIDADE D
COIMBRA

I
U
IMPRESA DA UNIVERSIDADE DE COIMBRA
COIMBRA UNIVERSITY PRESS