



volume 16 • 2025 • art. 1

Efeitos da invasão da floresta ripária por espécies do género *Acacia* na decomposição de folhada em ribeiros

Os ribeiros dependem da floresta ripária (e.g., como fonte de detritos vegetais que sustentam as comunidades aquáticas), pelo que são suscetíveis a alterações nas espécies que a compõem. As florestas ripárias do centro de Portugal estão ameaçadas por espécies invasoras, entre as quais espécies do género *Acacia* que têm características distintas daquelas das espécies nativas. Nos últimos anos foram realizados vários estudos em ribeiros da Serra da Lousã para perceber quais os efeitos (se alguns) da invasão das florestas ripárias nas comunidades e nos processos aquáticos. Aqui são reportados alguns resultados relativos à comparação da decomposição de detritos vegetais em três ribeiros em floresta de espécies nativas e três ribeiros em floresta invadida por *Acacia* spp. A invasão pode retardar a decomposição microbiana dos detritos vegetais, e consequentemente a reciclagem de nutrientes, principalmente por alteração do tipo de detritos que entra nos ribeiros (que são mais recalcitrantes em resultado da maior contribuição das espécies invasoras). O aumento das concentrações de nutrientes dissolvidos na água teve um pequeno efeito estimulatório da decomposição dos detritos e o acesso dos macroinvertebrados fragmentadores mitigou as diferenças na decomposição dos detritos entre tipos de ribeiros. Os efeitos podem agravar-se com o aumento da extensão da invasão.

Palavras-chave

acácia-negra
amieiro
carvalho
fixadora de azoto
funcionamento dos ribeiros
mimosa

Verónica Ferreira^{1*}

Ana Pereira¹

¹ MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, ARNET – Rede de Investigação Aquática, Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra, Portugal

* veronica@ci.uc.pt

ISSN 1647-323X

Artigo em acesso aberto sob [licença CC-BY](#)

© 2025 Autores

INTRODUÇÃO

As invasões biológicas (i.e., expansão da área ocupada por uma espécie fora da sua área de distribuição natural) são importantes ameaças à biodiversidade e ao funcionamento dos ecossistemas (IPBES, 2023). A floresta ripária (Ferreira, 2022) é particularmente sensível a invasões por plantas de espécies exóticas (i.e., espécies que têm origem noutra região) porque o rio pode transportar propágulos e sementes destas espécies de zonas invadidas a montante para zonas não invadidas a jusante e pode causar perturbação nas margens (e.g., durante cheias) criando espaços abertos que estas espécies podem colonizar (Ferreira et al., 2021). A floresta ripária também está sob grande pressão por parte das atividades humanas (e.g., a agricultura, a silvicultura e a urbanização) que, por um lado, aumentam a sua exposição a espécies exóticas e, por outro lado, reduzem a sua área, alteram a sua composição florística e tornam-na mais suscetível ao estabelecimento de espécies exóticas (Ferreira et al., 2021).

Os rios e os ribeiros dependem fortemente da floresta ripária que lhes presta vários serviços. Por exemplo, a floresta ripária confere sombra (que contribui para manter a água fresca e limita a produção primária, i.e., o crescimento de algas e de plantas aquáticas), fornece detritos vegetais (que sustentam as teias alimentares aquáticas durante grande parte do ano) e controla a concentração de nutrientes dissolvidos na água (quer pelo fornecimento de detritos vegetais que se decompõem na água quer pela alteração das concentrações de nutrientes no solo) (Ferreira, 2022). Nas zonas montanhosas do centro de Portugal, a floresta ripária nativa é constituída essencialmente por uma mistura de espécies arbóreas de folha caduca como o amieiro (*Alnus lusitanica*), o choupo-negro (*Populus nigra*) e o salgueiro-preto (*Salix atrocinerea*), com presença de castanheiro (*Castanea sativa*) e de carvalho (*Quercus* spp.), e um diverso estrato arbustivo. A diversidade da vegetação ripária está positivamente correlacionada com a diversidade de espécies aquáticas (Ferreira et al., 2016). Assim, a invasão da floresta ripária por espécies exóticas pode afetar as comunidades aquáticas e o funcionamento dos rios e dos ribeiros (Ferreira, 2022), principalmente quando a espécie invasora e as espécies nativas têm características distintas (Kominoski et al. 2013; Ferreira et al., 2021).

O género *Acacia* (família Leguminosae), maioritariamente nativo da Austrália, contém várias espécies que apresentam caráter invasor quando fora da sua área de distribuição natural, principalmente em regiões de clima mediterrâneo. A mimosa (*Acacia dealbata*) e a acácia-negra (*Acacia melanoxylon*) estão entre as principais espécies invasoras na região centro de Portugal, onde formam povoamentos monoespecíficos muito densos, sendo frequentes nas margens de rios e de ribeiros (Ferreira et al., 2021; Figura 1). Estas são espécies arbóreas que estabelecem relações simbióticas com bactérias fixadoras de azoto atmosférico ao nível das raízes, o que lhes confere a capacidade de colonizar solos pobres em nutrientes. Adicionalmente, estas espécies produzem muitas sementes, que se mantêm viáveis por muito tempo, e têm taxas de crescimento altas. Estas características dão-lhes vantagem competitiva em relação às espécies nativas que crescem mais lentamente e permite-lhes ocupar rapidamente áreas livres e estabelecer povoamentos muito densos (Figura 1). Estas são também espécies de folha persistente, que florescem no final do inverno e que produzem grande número de vagens e de sementes no verão, o que altera a sazonalidade da libertação de detritos vegetais que podem entrar nos rios e nos ribeiros (Pereira et al., 2024).

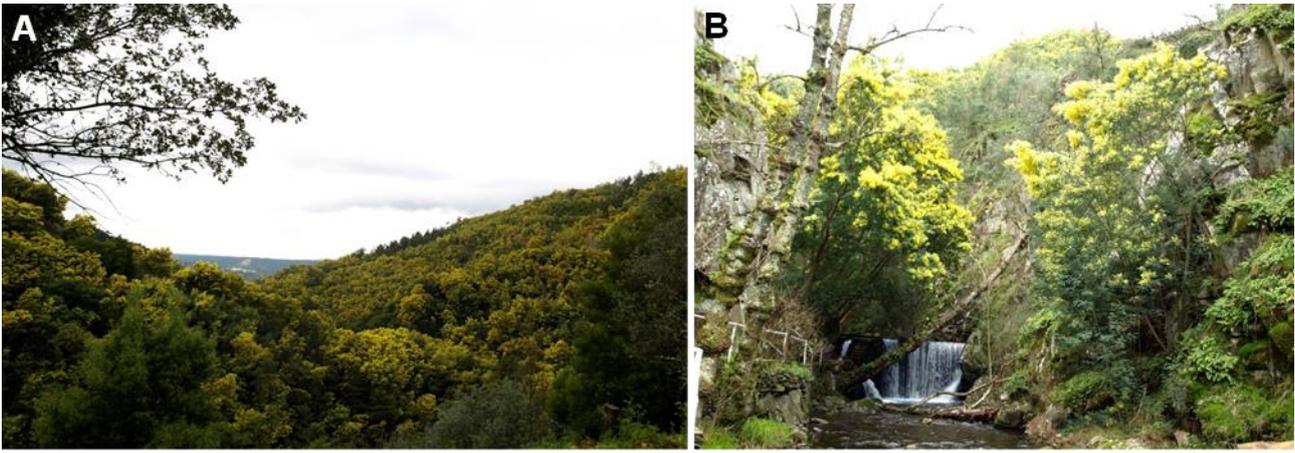


FIGURA 1: A) Área invadida por espécies do género *Acacia* (em particular mimosa, *Acacia dealbata*) na Serra da Lousã, centro de Portugal. A extensão da invasão é particularmente visível entre janeiro e março quando a mimosa está florida. B) Ribeira de São João, Serra da Lousã, com as margens invadidas por mimosa. Imagens captadas em fevereiro de 2017 (©Andreia Ferreira).

Estudos recentes na Serra da Lousã, uma área no centro de Portugal grandemente invadida por mimosa e por acácia-negra, encontraram diferenças na altura do ano em que são libertados detritos vegetais (i.e., folhas, flores, frutos e sementes), e na diversidade e identidade das espécies de folhas libertadas (e que potencialmente entram nos ribeiros), entre florestas de espécies nativas e florestas invadidas por *Acacia* spp. (Pereira et al., 2024). Nas florestas de espécies nativas, 29 espécies de árvores e arbustos contribuíram para a libertação de folhas ao longo do ano, sendo a quantidade de folhas libertadas maior no outono/inverno (50 – 65% do total anual), com o castanheiro, o carvalho e o salgueiro-preto a fazerem a maior contribuição (Pereira et al., 2024). Já nas florestas invadidas apenas 16 espécies contribuíram para a libertação de folhas ao longo do ano, sendo a quantidade de folhas libertadas maior na primavera/verão (48 – 65% do total anual), com a mimosa a fazer a maior contribuição (Pereira et al., 2024). Também foram encontradas concentrações de nutrientes na água mais altas (2x) em ribeiros que fluem por floresta invadida do que em ribeiros que fluem por floresta de espécies nativas (Pereira et al., 2021, 2024; Pereira & Ferreira, 2022).

Uma vez que nos ribeiros de floresta o ensombramento limita a produção primária, as comunidades aquáticas dependem dos detritos vegetais produzidos pela vegetação ripária como fonte de carbono e de nutrientes (Ferreira et al., 2019). Uma vez na água, os detritos vegetais, principalmente folhas, perdem compostos solúveis e são rapidamente colonizados pelos microrganismos decompositores (i.e., fungos e bactérias) que medeiam a transferência do carbono e de nutrientes para níveis mais elevados das teias alimentares (e.g., macroinvertebrados fragmentadores) (Ferreira et al., 2019; Barreto & Ferreira, 2023). A velocidade a que os detritos vegetais perdem massa devido às atividades dos decompositores e dos fragmentadores depende em parte das condições ambientais e das características dos próprios detritos. Por exemplo, aumentos na concentração de azoto na água estimulam as atividades dos decompositores, e consequentemente aceleram a decomposição dos detritos vegetais (Gulis & Suberkropp, 2003; Ferreira et al., 2006). Detritos vegetais mais moles e palatáveis (e.g., ricos em nutrientes e pobres em compostos recalcitrantes, como as folhas de amieiro) são colonizados mais rapidamente, suportam picos de atividade de decompositores e de fragmentadores mais precoces e intensos, e consequentemente decompõem-se mais rapidamente do que detritos vegetais mais recalcitrantes (e.g., madeira, folhas duras e/ou

quimicamente protegidas) (Gulis et al., 2006).

Neste estudo avaliámos os efeitos da invasão da floresta ripária nativa por *Acacia* spp. na decomposição de folhadas de origem terrestre (de espécies nativas e de acácia-negra), comparando três ribeiros que fluem por floresta nativa e três ribeiros que fluem por floresta invadida, na Serra da Lousã, para testar as seguintes hipóteses: (i) a decomposição da folhada é mais rápida nos ribeiros que fluem por floresta invadida do que nos ribeiros que fluem por floresta de espécies nativas devido às suas concentrações mais altas de nutrientes na água e (ii) a decomposição da folhada de acácia-negra é mais lenta do que a de espécies nativas (i.e., amieiro e carvalho) devido à sua maior dureza.

METODOLOGIA

Área de estudo e ribeiros

O estudo decorreu em seis ribeiros localizados na Serra da Lousã, centro de Portugal. Os ribeiros drenam bacias hidrográficas de pequena dimensão ($\leq 6,05 \text{ km}^2$), onde as áreas urbanas, agrícolas e industriais cobrem uma fração diminuta do território (Tabela I; Pereira et al., 2024). Três ribeiros fluem essencialmente por áreas de vegetação nativa que incluem comunidades arbustivas de tojo (*Genista triacanthus*) e urze (*Calluna vulgaris*) e floresta caducifólia dominada por castanheiro (*Castanea sativa*) e carvalho (*Quercus robur*) ('ribeiros nativos') (Tabela I; Pereira et al., 2024). Os outros três ribeiros fluem essencialmente por áreas de floresta alterada, incluindo plantações de coníferas (*Pinus* spp.) e de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) e povoamento de espécies do género *Acacia* (principalmente mimosa, mas também acácia-negra) ('ribeiros invadidos'); a mimosa domina (94 – 100%) na zona ripária dos ribeiros invadidos (Tabela I; Pereira et al., 2021).

TABELA I: Localização, elevação, área da bacia hidrográfica e uso do solo (percentagem de cobertura) na bacia hidrográfica de ribeiros que fluem por floresta de espécies nativas (ribeiros nativos) e por floresta invadida por espécies do género *Acacia* (ribeiros invadidos) na Serra da Lousã, centro de Portugal. As áreas agrícolas (0 – 0,5 %) e urbanas/industriais (0 – 2,76 %) são reduzidas em todas as bacias hidrográficas. Adaptado de Pereira et al. (2024). *Zona ripária definida como uma área com 50 m de largura em cada margem do ribeiro e 250 m de comprimento para montante do segmento de estudo.

Parâmetros	Ribeiros nativos			Ribeiros invadidos		
	Cerdeira	Candal	Maior	Sotão	Fiscal	Sra. Piedade
Latitude (N)	40°05'23,1"	40°04'54,1"	40°07'53,3"	40°07'54,1"	40°06'40,2"	40°05'52,6"
Longitude (W)	8°12'05,0"	8°12'16,6"	8°11'40,7"	8°09'08,3"	8°13'35,1"	8°14'11,5"
Elevação (m)	529	634	195	373	329	250
Área da bacia hidrográfica (km ²)	3,37	0,98	6,05	1,14	1,24	2,15
Floresta e arbustos nativos (%)	74,1	94,2	63,3	13,6	22,6	40,9
Plantações de coníferas (%)	22,8	4,1	24,2	45,4	27,8	48,6
Plantações de eucalipto (%)	1,4	0,0	9,4	26,2	4,1	0,0
Povoamentos de <i>Acacia</i> spp. (%)	0,0	0,0	2,4	14,8	42,8	9,9
<i>Acacia dealbata</i> na zona ripária* (%)	1	0	1	94	100	100

Os ribeiros têm características hidromorfológicas semelhantes (alternância entre zonas com velocidade de corrente alta/profundidade baixa e zonas com velocidade de corrente baixa/profundidade alta) e o leito é dominado por substrato grosseiro (essencialmente areia grossa, seixos e calhaus; 0,5 – 256 mm) de xisto (Figura 2). Em cada ribeiro foi selecionada uma secção de 50 m (< 4 m de largura, < 50 cm de profundidade) representativa do ribeiro para estudo.



FIGURA 2: Ribeiros na Serra da Lousã, centro de Portugal, que fluem por floresta de espécies nativas (ribeiros nativos; A – C) e por floresta invadida por espécies do género *Acacia* (ribeiros invadidos; D – F): A) Ribeira de Candal, B) Ribeira da Cerdeira, C) Ribeira Maior, D) Ribeira de Ponte de Sotão, E) Ribeira de Fiscal, F) Ribeira das Hortas (Sra. da Piedade). Imagens captadas em fevereiro de 2019 (@Verónica Ferreira).

Decomposição de folhada

Folhada e suas características

Filódios (i.e., pecíolo achatado com aspeto de folha) de acácia-negra (espécie invasora) e folhas de carvalho e de amieiro (espécies nativas) foram recolhidos do solo logo após a senescência natural, no outono de 2016, sob um grupo de árvores de cada espécie na Serra da Lousã. A folhada (filódios e folhas) foi seca ao ar e guardada em caixas de cartão, mantidas no escuro e em ambiente seco. Uma porção da folhada foi usada para determinar as suas características físicas e químicas iniciais usando métodos estandardizados (Bärlocher et al., 2020). A folhada de acácia-negra é muito dura, e tem concentrações de nutrientes (azoto e fósforo) inferiores às da folhada das espécies nativas, apesar de ser uma espécie fixadora de azoto (Tabela II; Pereira et al., 2021). A folhada das espécies nativas apresenta características contrastantes; a folhada de carvalho é dura e tem baixas concentrações de azoto e altas concentrações de fósforo e de polifenóis (compostos de defesa com atividade antimicrobiana e capacidade para inativar enzimas digestivas de macroinvertebrados fragmentadores) enquanto a folhada de amieiro (espécie fixadora de azoto) é mole, tem alta concentração de azoto e baixa concentração de polifenóis (Tabela II; Pereira et al., 2021).

Decomposição microbiana de diferentes folhadas no outono/inverno

A folhada de cada espécie foi pesada em porções de cerca de 3 g, humedecida com água destilada e colocada em sacos de rede de malha fina (12 cm × 15 cm, 0,5 mm de poro) (Figura 3A–C; Pereira et al., 2021). A malha fina limita a entrada dos macroinvertebrados pelo que a decomposição da folhada é essencialmente microbiana. A 21 de novembro de 2016, 12 sacos de folhada de cada espécie foram submersos e fixados a barras de ferro cravadas no leito de cada ribeiro. Após 14, 28, 63 e 98 dias de

incubação nos ribeiros, 3 sacos de folhada de cada espécie foram recuperados, colocados individualmente em sacos de plástico e transportados em malas térmicas com algum gelo até ao laboratório.

TABELA II: Características físicas e químicas iniciais da folhada de acácia-negra, de carvalho e de amieiro; os valores representam médias (\pm erro padrão) de 10 amostras de folhada para a dureza e de 3 amostras de folhada para as características químicas. A dureza é apresentada como a massa (g) necessária para fazer uma barra de aço com 0,79 mm de diâmetro perfurar a folhada, e as concentrações de lignina (composto estrutural), polifenóis (compostos de defesa), carbono, azoto e fósforo (nutrientes) são apresentadas em percentagem de massa seca (MS). As características que diferem entre espécies de folhada estão indicadas com um asterisco (*); as espécies com letras diferentes apresentam diferenças significativas ($p < 0,050$). Adaptado de Pereira et al. (2021).

Espécie	Dureza (g)*	Lignina (% MS)	Polifenóis (% MS)*	Carbono (% MS)	Azoto (% MS)*	Fósforo (% MS)*
Acácia-negra	229 \pm 8 ^a	38,05 \pm 1,18	04,79 \pm 0,36 ^a	49,42 \pm 0,31	1,53 \pm 0,08 ^a	0,01 \pm 0,00 ^a
Carvalho	096 \pm 5 ^b	34,14 \pm 2,15	13,20 \pm 0,10 ^b	47,73 \pm 0,48	0,81 \pm 0,03 ^a	0,31 \pm 0,04 ^b
Amieiro	057 \pm 3 ^c	38,54 \pm 0,71	03,78 \pm 0,75 ^a	47,98 \pm 0,77	2,29 \pm 0,03 ^b	0,09 \pm 0,01 ^a



FIGURA 3: Folhada de A) acácia-negra, B) de carvalho e C) de amieiro em sacos de rede de malha fina (0,5 mm de poro) para avaliar a decomposição induzida pelos microorganismos decompositores, e folhada de D) carvalho (*Quercus robur*) em sacos de rede de malha grossa (10 mm de poro) para avaliar a decomposição induzida pelas atividades conjuntas dos microorganismos decompositores e dos macroinvertebrados fragmentadores. Todos os sacos têm uma massa conhecida de folhada e uma etiqueta que os identifica. (©Verónica Ferreira).

Decomposição total de folhada de carvalho mensalmente ao longo do ano

A folhada de carvalho foi pesada em porções de cerca de 3 g e colocada em sacos de rede de malha grossa (12 cm \times 15 cm, 10 mm de poro) (Figura 3D; Pereira et al., 2024). A malha grossa permite a entrada dos macroinvertebrados pelo que a decomposição da folhada resulta das atividades conjuntas da comunidade microbiana e dos macroinvertebrados. Entre 22 de outubro de 2018 e 21 de outubro de 2019, a cada 28 dias, 3 – 4 sacos de folhada foram submersos e fixados a barras de ferro cravadas no leito de cada ribeiro enquanto os sacos previamente incubados foram recolhidos (13 períodos de incubação de 28 dias ao longo de um ano). Após 28 dias de incubação, os sacos de folhada foram recuperados, colocados individualmente em sacos de plástico e transportados em malas térmicas com algum gelo até ao laboratório.

Processamento da folhada no laboratório e cálculo da taxa de decomposição

No laboratório, os sacos de folhada foram abertos, a folhada foi lavada com água sobre um crivo com 0,5 mm de malha para retenção de partículas de folhada pequenas e a massa de folhada remanescente foi colocada em caixas de alumínio pré-pesadas. As caixas foram colocadas numa estufa (105°C, 48 h) e pesadas para determinação da massa seca remanescente da folhada (= massa da caixa+folhada – massa da caixa). Em seguida, as caixas foram colocadas num incinerador (550°C, 5 h) e pesadas para determinação da massa de cinzas (= massa da caixa+cinzas – massa da caixa). A massa seca livre de cinzas (MSLC) remanescente foi calculada como a diferença entre massa seca da folhada e a massa de cinzas e os resultados foram expressos como % MSLC (= MSLC remanescente / MSLC inicial × 100). A MSLC inicial foi estimada a partir de cinco sacos adicionais de folhada de cada espécie que foram tratados do modo descrito antes (exceto a incubação) e usados para estimar um fator de conversão entre massa seca ao ar inicial e MSLC inicial (= MSLC inicial / massa seca ao ar inicial) que foi aplicado a todos os sacos para estimar a MSLC inicial a partir da massa seca ao ar inicial (MSLC inicial = massa seca ao ar inicial × fator de conversão) (Ferreira et al., 2019; Ferreira & Graça, 2024).

A taxa de decomposição da folhada (i.e., a velocidade a que a folhada perde massa; *k*) foi estimada assumindo que a perda de massa segue um modelo exponencial negativo (i.e., perda de massa mais acentuada no início devido à rápida solubilização de compostos após a submersão da folhada na água e à utilização de compostos lábeis pelos decompositores, e mais lenta à medida que a disponibilidade de compostos lábeis se reduz e restam os compostos mais recalcitrantes): % MSLC remanescente = 100 × e^{-k × tempo}, sendo 100 o interseção (= % MSLC ao dia zero), tempo a duração da incubação em dias e *k* a taxa de decomposição (Figura 4; Ferreira et al., 2019; Ferreira & Graça, 2024).

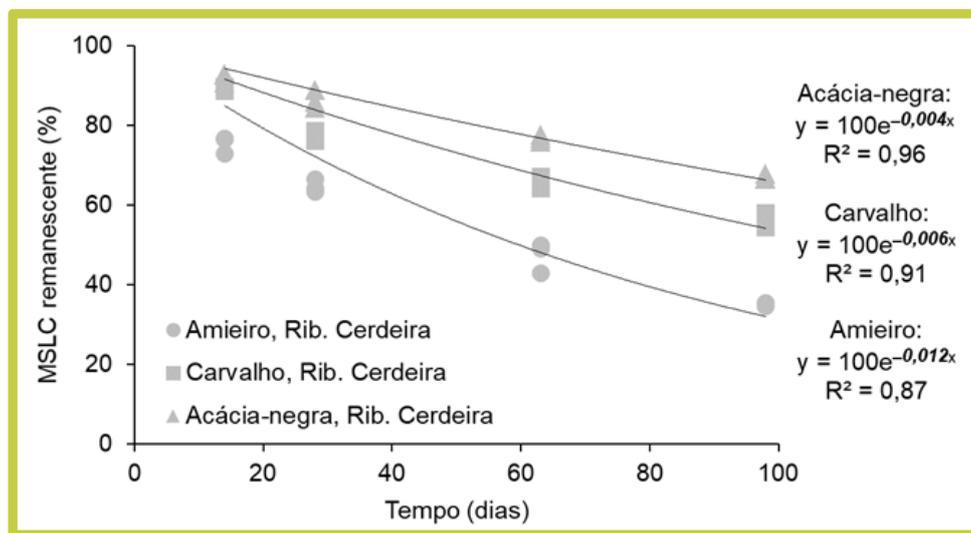


FIGURA 4: Exemplo do cálculo da taxa de decomposição (*k*) por aplicação do modelo exponencial negativo: % MSLC remanescente = 100 × e^{-k × tempo} para folhada de amieiro, de carvalho (espécies nativas) e de acácia-negra (espécie invasora) em sacos de malha fina (onde a decomposição é essencialmente microbiana) na Ribeira da Cerdeira (ribeira nativa). Neste exemplo, a taxa de decomposição é mais alta para a folhada de amieiro (*k* = 0,012), intermédia para a folhada de carvalho (*k* = 0,006) e mais lenta para a folhada de acácia-negra (*k* = 0,004) já que a % de MSLC remanescente é menor para a folhada de amieiro, seguida da de carvalho e da de acácia-negra em cada tempo. Um coeficiente de determinação (*R*², intervalo: 0 – 1) alto indica que o modelo exponencial negativo está bem ajustado aos dados. No Excel, o modelo exponencial surge no gráfico pela aplicação de uma linha de tendência (exponencial) a cada conjunto de dados.

Características químicas e físicas da água

Durante a incubação de folhada nos ribeiros foram medidas várias características da água. A temperatura da água foi medida com registadores automáticos fixados a barras de ferro cravadas no leito de cada ribeiro e que registaram a temperatura a intervalos de 1 h. A condutividade elétrica, o pH e a concentração de oxigénio dissolvido foram medidos com uma sonda de campo a cada visita. A cada visita foram também recolhidas amostras de água, que foram filtradas e congeladas para posterior determinação das concentrações de nutrientes dissolvidos. As concentrações de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e amónia (NH_4^+) foram determinadas por métodos colorimétricos no laboratório CACTI (Universidade de Vigo, Espanha), e usadas para estimar a concentração de azoto (N) inorgânico dissolvido (= $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^- + \text{N-NH}_4^+$). O fósforo reativo solúvel foi determinado por espectrofotometria (APHA, 1995).

Análise de dados

As características físicas e químicas iniciais da folhada foram comparadas entre espécies com análise de variância (ANOVA) de uma-via, seguida de teste de Tukey quando detetados efeitos significativos. As características físicas e químicas da água dos ribeiros durante o período em que decorreu a decomposição microbiana de diferentes folhadas no outono/inverno foram comparadas entre tipos de ribeiros (ribeiros nativos e ribeiros invadidos) e datas com ANOVA de duas-vias (com transformação Box-Cox para o pH e a concentração de azoto inorgânico dissolvido). As características físicas e químicas da água dos ribeiros durante o período em que decorreu a decomposição de folhada de carvalho ao longo do ano (médias dos três ribeiros) foram comparadas entre tipos de ribeiros (ribeiros nativos e ribeiros invadidos) para cada mês com teste t emparelhado.

A decomposição microbiana de diferentes folhadas no outono/inverno (média da fração de MSLC remanescente (= % MSLC remanescente / 100) por ribeiro, espécie e data; com transformação Box-Cox) foi comparada entre tipos de ribeiros (ribeiros nativos e ribeiros invadidos), espécies de folhada (acácia-negra, carvalho e amieiro) e tempos de incubação (14, 28, 63 e 98 dias) com ANOVA de três-vias, seguida de teste de Tukey para identificar as condições em que a decomposição diferiu. A decomposição de folhada de carvalho ao longo do ano (média da % MSLC remanescente e média da taxa de decomposição por tipo de ribeiro) foi comparada entre tipos de ribeiros (ribeiros nativos e ribeiros invadidos) para cada mês com teste t emparelhado.

Os pressupostos dos testes paramétricos foram avaliados (a homogeneidade das variâncias com o teste de Levene e a normalidade dos dados com o teste de Shapiro-Wilk) e os dados foram transformados quando necessário ao seu cumprimento (i.e., quando $p < 0,010$). Para os testes paramétricos, valores de $p < 0,050$ indicam efeitos ou diferenças significativas.

RESULTADOS

Características químicas e físicas da água

Os ribeiros apresentaram água fresca, circumneutral, bem oxigenada, e com baixa condutividade elétrica e baixas concentrações de nutrientes dissolvidos (Tabela III). A condutividade elétrica e a concentração de azoto inorgânico dissolvido foram significativamente mais altas (1.57× a 2.29×) nos ribeiros invadidos do que nos ribeiros nativos nos dois períodos de estudo (Tabela III). A temperatura e a concentração de fósforo reativo solúvel foram significativamente mais altas (1.04× e 1.71×, respetivamente) nos ribeiros invadidos do que nos ribeiros nativos no período em que decorreu a decomposição de folhada de carvalho ao longo do ano (Tabela III).

TABELA III: Características físicas e químicas da água de ribeiros que fluem por floresta de espécies nativas (ribeiros nativos) e de ribeiros que fluem por floresta invadida por espécies do género *Acacia* (ribeiros invadidos) em dois períodos; os valores representam médias (\pm erro padrão) de 3 ribeiros para cada um dos períodos (os valores de cada ribeiro resultaram das médias das datas de amostragem contidas em cada período). As características que diferem entre tipos de ribeiros estão indicadas com um asterisco (*); tipos de ribeiros com letras diferentes apresentam diferenças significativas ($p < 0,050$). Adaptado de Pereira et al. (2021, 2024). ¹ Período em que decorreu a decomposição microbiana de diferentes folhadas no outono/inverno; ² Período em que decorreu a decomposição de folhada de carvalho ao longo do ano.

Parâmetro	21/11/2016 – 27/02/2017 ¹		22/10/2018 – 21/10/2019 ²	
	Ribeiros nativos	Ribeiros invadidos	Ribeiros nativos	Ribeiros invadidos
Temperatura (°C)*	08,66 \pm 0,24 ^a	09,22 \pm 0,43	12,02 \pm 0,56 ^a	12,54 \pm 0,09 ^b
pH	07,15 \pm 0,05	07,26 \pm 0,07	06,96 \pm 0,10	06,94 \pm 3,32
Oxigénio dissolvido (mg L ⁻¹)	10,98 \pm 0,10	11,13 \pm 0,15	10,65 \pm 0,19	10,57 \pm 0,39
Condutividade elétrica (μ S cm ⁻¹)*	39,87 \pm 6,91 ^a	71,13 \pm 5,10 ^b	43,33 \pm 8,80 ^a	67,94 \pm 3,32 ^b
Azoto inorgânico dissolvido (μ g L ⁻¹)*	38,42 \pm 1,04 ^a	76,72 \pm 16,1 ^b	16,18 \pm 1,60 ^a	37,12 \pm 7,02 ^b
Fósforo reativo solúvel (μ g L ⁻¹)*	12,22 \pm 4,23	09,59 \pm 2,13	07,87 \pm 0,62 ^a	13,45 \pm 2,01 ^b

Decomposição microbiana de diferentes folhadas no outono/inverno

As folhadas em sacos de malha fina perderam massa ao longo do tempo ($p < 0,001$), tendo atingido 27 – 67% de MSLC remanescente após 98 dias nos ribeiros durante o outono/inverno (Figura 5A). A percentagem de MSLC remanescente diferiu significativamente entre tipos de ribeiros ($p = 0,006$), sendo menor nos ribeiros invadidos do que nos ribeiros nativos (Figura 5A), o que se traduziu em taxas de decomposição 14 – 18% mais altas nos ribeiros invadidos do que nos ribeiros nativos (Figura 5B). A percentagem de MSLC remanescente também diferiu significativamente entre espécies de folhada ($p < 0,001$), sendo menor para o amieiro e maior para a acácia-negra (Figura 5A), o que se traduziu em taxas de decomposição mais altas para o amieiro, seguidas do carvalho e mais baixas para a acácia-negra (Figura 5B).

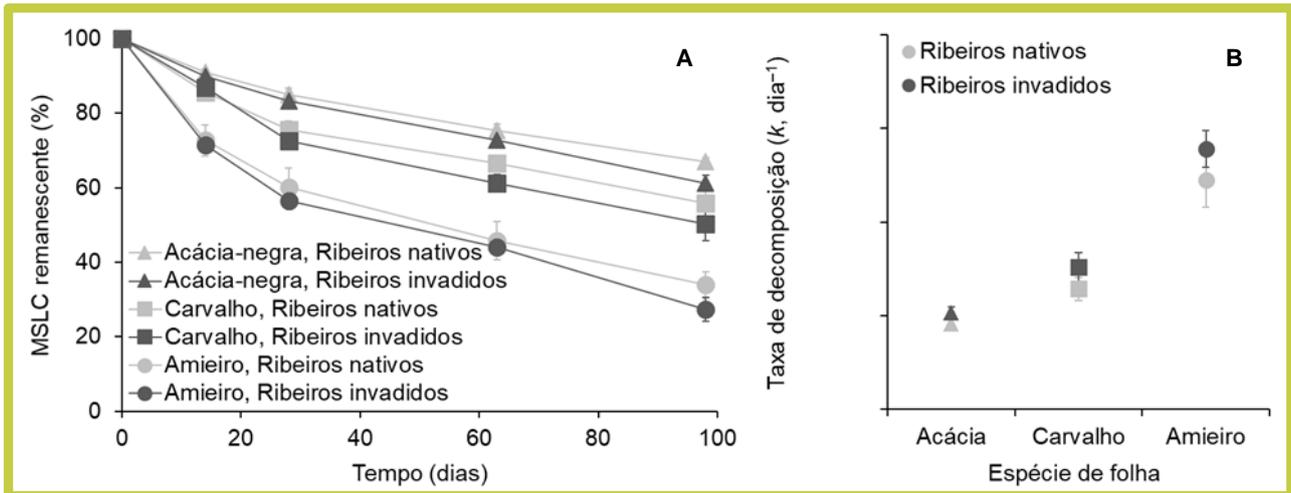


FIGURA 5: A) Massa seca livre de cinzas (MSLC) remanescente de folhada de acácia-negra (espécie invasora), de carvalho e de amieiro (espécies nativas) em sacos de malha fina (onde a decomposição é essencialmente microbiana) em quatro datas de amostragem ao longo de 98 dias de incubação (nov. 2016 – fev. 2017) em ribeiros que fluem por floresta de espécies nativas (ribeiros nativos) e em ribeiros que fluem por floresta invadida por espécies do género *Acacia* (ribeiros invadidos); os símbolos representam a média (\pm erro padrão) de 3 ribeiros (3 amostras por ribeiro e por tempo). B) Taxa de decomposição de folhada de acácia-negra, de carvalho e de amieiro incubada em ribeiros nativos e em ribeiros invadidos; os símbolos representam a média (\pm erro padrão) de 3 ribeiros (12 amostras por ribeiro). Adaptado de Pereira et al. (2021).

Decomposição total de folhada de carvalho mensalmente ao longo do ano

A decomposição de folhada de carvalho em sacos de malha grossa por períodos de 28 dias apresentou uma dinâmica anual com uma maior perda de massa (i.e., menor % MSLC remanescente) nos meses de primavera/verão, tendo atingido um mínimo de aproximadamente 20% MSLC em junho, e uma menor perda de massa (i.e., maior % MSLC remanescente) nos meses de outono/inverno, principalmente nos ribeiros nativos (Figura 6A). A percentagem de MSLC remanescente foi significativamente mais alta nos ribeiros nativos do que nos ribeiros invadidos ($p = 0,041$), devido à diferença observada entre os dois tipos de ribeiros nos meses de novembro – janeiro (Figura 6A). No entanto, quando consideradas as taxas de decomposição, as diferenças entre tipos de ribeiros deixaram de ser significativas ($p = 0,053$) (Figura 6B).

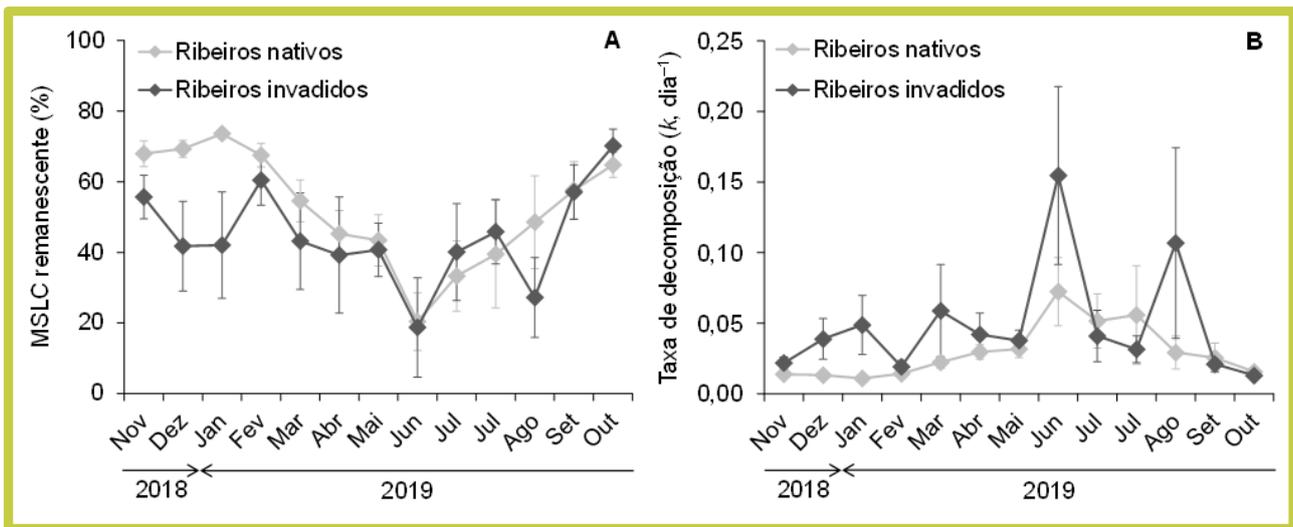


FIGURA 6: A) Massa seca livre de cinzas (MSLC) remanescente de folhada de carvalho (espécie nativa) em sacos de malha grossa (onde a decomposição é levada a cabo pelas atividades conjuntas de microrganismos decompositores e de macroinvertebrados fragmentadores) após períodos de incubação de 28 dias, ao longo de um ano (out. 2018 – out. 2019), em ribeiros que fluem por floresta de espécies nativas (ribeiros nativos) e em ribeiros que fluem por floresta invadida por espécies do género *Acacia* (ribeiros invadidos); os símbolos representam a média (\pm erro padrão) de 3 ribeiros (3 – 4 amostras por ribeiro e por período de incubação). B) Taxa de decomposição de folhada de carvalho incubada por períodos de 28 dias ao longo de um ano em ribeiros nativos e em ribeiros invadidos; os símbolos representam a média (\pm erro padrão) de 3 ribeiros (3 – 4 amostras por ribeiro). Adaptado de Pereira et al. (2024).

DISCUSSÃO

A decomposição de folhada foi mais rápida nos ribeiros invadidos e mais lenta para a folhada de acácia-negra

A taxa de decomposição microbiana da folhada (em sacos de rede de malha fina) foi mais alta (14 – 18%) nos ribeiros invadidos do que nos ribeiros nativos, comprovando a nossa primeira hipótese, provavelmente em resultado duma estimulação da atividade dos microrganismos decompositores pela maior disponibilidade de nutrientes na água dos ribeiros invadidos (Pereira et al., 2021). É sabido que o aumento da concentração de nutrientes na água estimula as atividades dos microrganismos decompositores, o que se traduz numa aceleração da decomposição da folhada (Gulis & Suberkropp, 2003; Ferreira et al., 2019). A maior concentração de nutrientes dissolvidos nos ribeiros invadidos resulta provavelmente da invasão já que a atividade humana (e.g., agricultura) é reduzida e outros estudos demonstraram já uma relação direta entre a presença de espécies fixadoras de azoto na bacia hidrográfica e as concentrações de azoto dissolvido (Compton et al., 2003; Goldstein et al., 2009).

Por outro lado, a taxa de decomposição microbiana foi mais baixa (30 – 63%) para a folhada de acácia-negra do que para a folhada das espécies nativas, comprovando a nossa segunda hipótese. A folhada de acácia-negra é mais dura e tem concentrações de nutrientes menores do que a folhada das espécies nativas o que a torna comparativamente menos palatável do que folhadas mais moles e com concentrações de nutrientes mais altas (Pereira et al., 2021). Estes resultados estão de acordo com os reportados em estudos anteriores que compararam a decomposição de folhadas com características distintas (Ostrowsky, 1997; Ramos et al., 2021).

No entanto, a estimulação (14 – 18%) das taxas de decomposição nos ribeiros invadidos em comparação com os ribeiros nativos não compensa as taxas de decomposição mais baixas (30 – 63%) da folhada de acácia-negra em comparação com as outras espécies. Assim, os níveis atuais da invasão da floresta por *Acacia* spp. podem levar a uma diminuição geral da taxa de decomposição microbiana da folhada nos ribeiros porque a folhada mais recalcitrante de acácia-negra suporta atividade microbiana menos intensa do que a folhada de espécies nativas, e esta diminuição não é contrariada pela estimulação da taxa de decomposição provocada pelo aumento da concentração de nutrientes na água (que permanece em condição oligotrófica) (Pereira et al., 2021). Uma decomposição da folhada de acácia-negra mais lenta pode levar a uma diminuição na taxa a que os nutrientes dos detritos vegetais são incorporados nas teias alimentares aquáticas, afetando as comunidades aquáticas e a reciclagem de nutrientes.

As taxas de decomposição microbiana da folhada de amieiro (0.0101 – 0.0152, d⁻¹) e da folhada de carvalho (0.0054 – 0.0085, d⁻¹), para os seis ribeiros, encontram-se entre os valores reportados anteriormente para folhada das mesmas espécies incubadas em ribeiros não muito afetados por atividades humanas (ribeiros de 'referência') na região centro de Portugal durante o inverno (amieiro: 0.0101 – 0.0284, d⁻¹; carvalho: 0.0057 – 0.0122, d⁻¹; Feio et al., 2010). As taxas de decomposição microbiana da folhada de acácia-negra variaram entre 0.0040 e 0.0055 (d⁻¹), sendo mais baixas do que as taxas de decomposição encontradas para folhada da mesma espécie em ribeiros nos Açores (0.0053 – 0.0102, d⁻¹; Raposeiro et al., 2014; Ferreira et al., 2016; Raposeiro et al., 2018). No entanto, as taxas de decomposição mais altas nos ribeiros açorianos podem ser atribuídas a uma maior estimulação da atividade microbiana por temperaturas e concentrações de nutrientes na água mais altas (Raposeiro et al., 2014; Ferreira et al., 2016; Raposeiro et al., 2018) do que as observadas nos ribeiros na Serra da Lousã (Pereira et al., 2021). A semelhança entre as taxas de decomposição observadas neste estudo e as reportadas na literatura para ribeiros semelhantes sugere que o pequeno aumento das taxas de decomposição microbiana observado nos ribeiros invadidos estará ainda dentro do que é considerada variação natural. Esta observação reforça a noção de que os maiores efeitos desta fase de invasão nos ribeiros serão devidos a uma maior entrada de folhada de acácia-negra e menor entrada de folhadas nativas nos ribeiros e não tanto devidos ao aumento da concentração de nutrientes na água (Pereira et al., 2024).

A decomposição total de folhada de carvalho foi semelhante entre tipos de ribeiros

A decomposição total de folhada de carvalho (em sacos de rede de malha grossa) não diferiu grandemente entre ribeiros invadidos e ribeiros nativos ao longo do ano (contrariando a nossa primeira hipótese), o que pode ter várias explicações. (i) A duração da invasão, ou a sua extensão, pode ainda não ter sido suficiente para provocar efeitos nos macroinvertebrados fragmentadores, que pertencem a níveis mais elevados das teias alimentares ao contrário dos microrganismos decompositores que são os primeiros a colonizar dos detritos vegetais. (ii) Os macroinvertebrados fragmentadores que participam na decomposição da folhada em sacos de rede de malha grossa, onde o processo de decomposição mimetiza mais realisticamente o que acontece no leito dos ribeiros, podem ter a capacidade para mitigar os efeitos observados ao nível dos decompositores microbianos que são mais sensíveis a diferenças nas características da água entre tipos de ribeiros (Pereira & Ferreira, 2021; Pereira et al., 2021). (iii) A utilização de sacos de rede com folhada de carvalho, que é menos dura que a folhada de acácia-negra (Pereira et al., 2021) e tem concentrações de

lignina menores que detritos de mimosa (Madureira & Ferreira, 2022), pode ter concentrado os macroinvertebrados fragmentadores nos ribeiros invadidos, mascarando possíveis diferenças na sua abundância entre tipos de ribeiros. No entanto, estudos nos mesmos ribeiros revelaram já que o número de famílias de macroinvertebrados aquáticos associados à folhada de carvalho em decomposição é significativamente menor em ribeiros invadidos (5 – 12) do que em ribeiros nativos (7 – 13) (Pereira et al., 2024) e que o número de espécies de macroinvertebrados aquáticos de grupos sensíveis (insectos efemerópteros, plecópteros e tricópteros) no leito dos ribeiros é significativamente menor em ribeiros invadidos (14 – 17) do que em ribeiros nativos (20 – 23) (Gómez-Arcusa et al., 2025). Isto sugere que a diversidade de macroinvertebrados aquáticos está já a ser afetada pela invasão (tornando pouco provável a nossa primeira explicação). Perceber se comunidades de macroinvertebrados aquáticos menos diversas têm capacidade para continuar a realizar a decomposição de folhada (segunda explicação), ou se a ausência de diferenças entre ribeiros na taxa de decomposição de folhada de carvalho se deveu a um artefacto resultante da concentração dos indivíduos nos sacos de rede de malha grossa (terceira explicação), requer mais investigação.

As invasões biológicas afetam os ecossistemas invadidos, mas também ecossistemas adjacentes

Os efeitos das invasões biológicas têm sido amplamente estudados nos ecossistemas invadidos, enquanto os seus efeitos em ecossistemas adjacentes têm recebido menos atenção. No entanto, a invasão da floresta ripária por espécies do género *Acacia* pode afetar os ribeiros que dependem fortemente da floresta circundante (Ferreira et al., 2021; Pereira et al., 2024). Aqui mostramos que um processo fundamental em ribeiros de floresta – a decomposição de detritos vegetais – pode ser alterado pela invasão da floresta ripária, principalmente em resultado de uma maior entrada para os ribeiros de detritos de *Acacia* spp., mais recalcitrantes que a folhada de espécies nativas (Pereira et al., 2024). Assim, este estudo contribui para alertar para a interdependência entre ecossistemas adjacentes, com os efeitos das invasões biológicas a repercutirem-se para além das fronteiras do ecossistema invadido (Hladyz et al., 2021; Ferreira et al., 2021; Pereira et al., 2024).

Decomposição de folhada como indicador do funcionamento dos ribeiros

A decomposição de folhada é um processo fundamental em ribeiros de floresta e pode ser usada como indicador da integridade ecológica destes ecossistemas, por comparação com uma situação de referência ou minimamente alterada (Ferreira & Graça, 2024). Alterações às taxas de decomposição da folhada afetam a velocidade a que o carbono, o azoto, o fósforo, e outros nutrientes, contidos nos detritos vegetais são incorporados nas teias alimentares, consequentemente afetando a taxa de reciclagem dos nutrientes e as comunidades aquáticas. Uma aceleração das taxas de decomposição microbianas (e.g., devido ao aumento das concentrações de nutrientes na água) pode levar ao desaparecimento precoce da folhada do leito dos ribeiros, resultando numa diminuição da disponibilidade de recursos alimentadores para os macroinvertebrados fragmentadores. Um retardamento das taxas de decomposição (e.g., devido a um aumento da proporção de folhada recalcitrante) pode diminuir a incorporação do carbono e nutrientes de origem vegetal nas teias alimentares.

O método para avaliar a decomposição de folhada é bastante simples e baseia-se essencialmente em diferenças de massa (massa inicial – massa final); os resultados podem ser expressos em termos de percentagem de MSLC ou de taxas de decomposição (caso seja relevante a comparação com dados da literatura onde diferentes tempos de incubação podem ter sido usados), como exemplificado. Os resultados podem também ser expressos simplesmente em termos de percentagem de massa seca (i.e., sem necessidade de incineração) caso se garanta que após a recolha dos sacos de folhada esta é bem limpa para remover as areias e outros sedimentos. Recomendamos a consulta de Ferreira & Graça (2024) para considerações adicionais e uma ilustração da metodologia.

Este método pode também ser usado para avaliar a decomposição de folhada no solo, onde este é igualmente um processo fundamental. Também aqui, a comparação de folhadas de diferentes espécies, de folhada em sacos de malha grossa e de malha fina, ou entre locais sujeitos a diferentes usos (e.g., terreno agrícola vs. terreno florestal) permitirá elucidar vários aspetos do funcionamento do ecossistema.



PERSPETIVAS FUTURAS

As florestas ripárias são ecossistemas altamente suscetíveis à invasão por plantas exóticas. No entanto, restaurar uma floresta ripária invadida ao seu estado original é muitas vezes impraticável porque a área invadida é extensa e/ou de difícil acesso (Figura 1). Também, qualquer ação de controlo de espécies invasoras requer continuidade a médio/longo prazo o que não é compatível com programas de financiamento de curta duração. Assim, para evitar situações difíceis de gerir, é importante eliminar precocemente qualquer indivíduo de uma espécie com potencial invasor. No entanto, o corte nem sempre é a melhor opção e não deve ser tentado no caso da mimosa e da acácia-negra (que rebentam vigorosamente de touça e de raiz), devendo ser privilegiado o arranque no caso de plantas de pequeno porte e o descasque no caso de plantas que já não é possível arrancar com raiz (<https://invasoras.pt/pt/especies-invasoras-portugal>).

Também é crucial proteger os ecossistemas onde as espécies com potencial invasor ainda não chegaram, o que pode não ser compatível com o estabelecimento de acessos fáceis a zonas antes inacessíveis. Por exemplo, a implantação de passadiços facilita o acesso humano a novos locais, o que pode potenciar o transporte, ainda que inadvertido, de propágulos e sementes de espécies invasoras para estes locais.

agradecimentos • Este estudo foi suportado por fundos nacionais através da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT), no âmbito dos projetos UIDB/04292/2020 (<https://doi.org/10.54499/UIDB/04292/2020>) e UIDP/04292/2020 (<https://doi.org/10.54499/UIDP/04292/2020>) concedidos ao MARE, do projeto LAP/0069/2020 (<https://doi.org/10.54499/LA/P/0069/2020>) concedido ao Laboratório Associado ARNET, e dos projetos IF/00129/2014 e 2023.13656.PEX (<https://doi.org/10.54499/2023.13656.PEX>) concedidos a Verónica Ferreira. Verónica Ferreira foi apoiada pela FCT (IF/00129/2014, CEECIND/02484/2018, <https://doi.org/10.54499/CEECIND/02484/2018/CP1585/CT0010>) e Ana Pereira recebeu uma bolsa de doutoramento da FCT (SFRH/BD/118069/2016), financiada pelo Fundo Social Europeu (FSE) através do Programa Operacional Capital Humano (POCH) e pelos Fundos Nacionais do Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior (MCTES) através do Programa Operacional Regional do Centro (CENTRO 2020). Este manuscrito apresenta uma versão reduzida e simplificada de resultados já publicados em revistas internacionais (Pereira et al., 2021, 2024).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19^a ed., Washington D.C., EUA.
- Bärlocher, F., Gessner, M. O., & Graça, M. A. S. (2020). Methods to study litter decomposition. A practical guide. Springer, Dordrecht.
- Barreto, G., & Ferreira, V. (2023). Aquário de fragmentadores – um recurso para explorar a ecologia dos ribeiros de floresta. *Revista Captar*, 12, art.3. <https://proa.ua.pt/index.php/captar/article/view/32745/22732>
- Compton, J. E., Church, M. R., Larned, S. T., & Hogsett, W. E. (2003). Nitrogen export from forested watersheds in the Oregon Coast Range: The role of N₂-fixing red alder. *Ecosystems*, 6, 773–785. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0207-4>
- Feio, M. J., Alves, T., Boavida, M., Medeiros, A., & Graça, M. A. S. (2010). Functional indicators of stream health: A river-basin approach. *Freshwater Biology*, 55(5), 1050–1065. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02332.x>
- Ferreira, V. (2022). A floresta ripária. *Revista de Ciência Elementar*, 10(2), 23. <http://doi.org/10.24927/rce2022.023>
- Ferreira, V., Canhoto, C., Pascoal, C., & Graça, M. A. S. (2019). Capítulo 12. Processos ecológicos e serviços. In: Feio, M. J., & Ferreira, V. (eds.) *Rios de Portugal. Comunidades, Processos e Alterações*. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal. Pp. 281–312. https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7_12
- Ferreira, 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. *Aquatic Ecology*, 50, 711–725. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9588-x>
- Ferreira, V., Figueiredo, A., Graça, M. A. S., Marchante, E., & Pereira, A. (2021). Invasion of temperate deciduous broadleaf forests by N-fixing tree species—consequences for stream ecosystems. *Biological Reviews*, 96(3), 877–902. <https://doi.org/10.1111/brv.12682>
- Ferreira, V., & Graça, M. A. S. (2024). A decomposição de matéria vegetal como ferramenta para avaliar a integridade funcional de rios e ribeiros – avançando para uma monitorização integrada da condição ecológica do ecossistema. *Recursos Hídricos*, 44(1), 13–25. <https://doi.org/10.5894/rh44n1-cti1>
- Ferreira, V., Gulis, V., & Graça, M. A. S. (2006). Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. *Oecologia*, 149(4), 718–729. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0478-0>
- Ferreira, 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. *Freshwater Biology*, 61(5), 783–799. <https://doi.org/10.1111/fwb.12749>
- Goldstein, C. L., Williard, K. W., & Schoonover, J. E. (2009). Impact of an invasive exotic species on stream nitrogen levels in Southern Illinois. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45(3), 664–672. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00314.x>
- Gómez-Arcusa, S., Coimbra, N., & Ferreira, V. (2025). Invasion of temperate riparian forests by *Acacia dealbata* affects macroinvertebrate community structure in streams. *Limnetica*, 44(1), 1–12. <https://doi.org/10.23818/limn.44.01>
- Gulis, 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. *Freshwater Biology*, 51(9), 1655–1669. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01615.x>
- Gulis, V., & Suberkropp, K. (2003). Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology*, 48(1), 123–134. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00985.x>
- Hladyz, S., Åbjörnsson, K., Giller, P. S., & Woodward, G. (2011). Impacts of an aggressive riparian invader on community structure and ecosystem functioning in stream food webs. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 443–452. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01924.x>
- IPBES (2023). Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Truong, T. R., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P.E., Ikeda, T., Sankaran, K. V., McGeoch, M.A., Meyerson, L. A., Núñez, M.A., Ordonez, A., Rahlao, S. J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A. W., & Vandvik, V. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>
- Kominoski, J. S., Shah, J. J. F., Canhoto, C., Fischer, D. G., Gilling, D. P., González, E., Griffiths, N. A., Larrañaga, A., LeRoy, C. J., Mineau, M. M., McElarney, Y. R., Shirley, S. M., Swan, C. M., & Tieggs, S. D. (2013). Forecasting functional implications of global changes in riparian plant communities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(8), 423–432. <https://doi.org/10.1890/120056>
- Madureira, K. H., & Ferreira, V. (2022). Colonization and decomposition of litter produced by invasive *Acacia dealbata* and native tree species by stream microbial decomposers. *Limnetica*, 41(2), 201–218. <https://doi.org/10.23818/limn.41.25>
- Ostrofsky, M. L. (1997). Relationship between chemical characteristics of autumn-shed leaves and aquatic processing rates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(4), 750–759.



- Pereira, A., & Ferreira, V. (2021). Invasion of native riparian forests by *Acacia* species affects in-stream litter decomposition and associated microbial decomposers. *Microbial Ecology*, 81(1), 14–25. <https://doi.org/10.1007/s00248-020-01552-3>
- Pereira, A., & Ferreira, V. (2022). Increasing inputs of invasive N-fixing *Acacia* litter decrease litter decomposition and associated microbial activity in streams. *Freshwater Biology*, 67(2), 292–308. <https://doi.org/10.1111/fwb.13841>
- Pereira, A., Figueiredo, A., & Ferreira, V. (2021). Invasive *Acacia* tree species affect instream litter decomposition through changes in water nitrogen concentration and litter characteristics. *Microbial Ecology*, 82, 257–273. <https://doi.org/10.1007/s00248-021-01749-0>
- Pereira, A., Figueiredo, A., Coimbra, N., Graça, M. A. S., & Ferreira, V. (2024). Effects of *Acacia* invasion on water quality, litterfall, aquatic decomposers and leaf litter decomposition in streams. *Freshwater Biology*, 69, 705–723. <https://doi.org/10.1007/10.1111/fwb.14240>
- Ramos, S. M., Graça, M. A. S., & Ferreira, V. (2021). A comparison of decomposition rates and biological colonization of leaf litter from tropical and temperate origins. *Aquatic Ecology*, 55(3), 925–940. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09872-3>
- Raposeiro, P. M., Ferreira, V., Gea, G., & Gonçalves, V. (2018). Contribution of aquatic shredders to leaf litter decomposition in Atlantic island streams depends on shredder density and litter quality. *Marine and Freshwater Research*, 69(9), 1432–1439. <https://doi.org/10.1071/MF18020>
- Raposeiro, P. M., Martins, G. M., Moniz, I., Cunha, A., Costa, A. C., & Gonçalves, V. (2014). Leaf litter decomposition in remote oceanic islands: The role of macroinvertebrates vs. microbial decomposition of native vs. exotic plant species. *Limnologica*, 45, 80–87. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.10.006>