

Bruno dos Santos Saraiva

## Decomposição dos detritos vegetais em rios

Um indicador do efeito do uso do solo na integridade funcional  
do ecossistema

Orientador: Manuela Abelho

Coimbra, 2024



## MESTRADO EM GESTÃO AMBIENTAL

Bruno dos Santos Saraiva

# Decomposição dos detritos vegetais em rios

Um indicador do efeito do uso do solo na integridade funcional  
do ecossistema

Relatório de estágio apresentado à Escola Superior Agrária  
de Coimbra para cumprimento dos requisitos necessários à  
obtenção do grau de mestre em **GESTÃO AMBIENTAL**

Orientador: Manuela Abelho

Coimbra, 2024



[FALA O REPRESENTANTE DA EMPRESA]

O que ninguém lembra  
é que a destruição das nascentes  
das pastagens, da vida  
desta meia-dúzia  
de gente, da Paisagem,  
dos sonhos,  
se desenvolverá seguindo  
os mais elevados padrões  
de salvaguarda  
ambiental

*“Lítio – José Carlos Barros (2024)”*

# Agradecimentos

Quero agradecer à minha orientadora e professora Manuela Abelho, pela sua assistência, coordenação, instrução e orientação do meu trabalho de estágio, incluindo comentários e sugestões para o desenvolvimento de pesquisas importantes para a elaboração da minha tese, assim também de assistência psicológica e linguística para o meu desenvolvimento como pessoa.

Quero também agradecer às técnicas superiores dos laboratórios da ESAC, Sandra Santos, Liliana Assunção e Sandrine de Ressurreição pela sua orientação e assistência na análise química da água e na utilização da mufla.

Agradeço também à Professora Doutora Beatriz Fidalgo, pela disponibilidade e prestação de esclarecimentos de no uso do programa Arcmap versão 10.8.2.

Agradeço o apoio da minha colega de trabalho Alice Schroeter, pela assistência nos trabalhos de campo e nos procedimentos laboratoriais, incluindo comentários essenciais para o desenvolvimento deste relatório.

Quero também agradecer aos familiares e amigos que estiveram sempre ao meu lado, que me ajudaram a nunca desistir e a achar soluções para tantos problemas que enfrentei para a conclusão da dissertação, incluindo apoio emocional e linguístico, nos momentos mais difíceis e mais tortuosos.

Aos demais e aos não citados, agradeço a todos os que me ajudaram e suportaram até ao fim. Não existem limitações ou barreiras intransponíveis. Perseverança e paciência são a chave que alimenta o conhecimento, e aqueles que os valorizam serão recompensados no fim desta jornada que chamam vida.

Muito obrigado.

## Resumo

A decomposição da matéria orgânica é um processo vital para o funcionamento ecológico dos ecossistemas lóticos nos quais os detritos provenientes da vegetação ripícola constituem a principal fonte de energia para as teias alimentares aquáticas. As atividades humanas, através da alteração da vegetação ripícola, da carga de nutrientes ou de poluentes na água, podem afetar este processo, diminuindo a disponibilidade de energia para as comunidades aquáticas. Este trabalho, desenvolvido no âmbito do projeto LandComp, avaliou como quatro usos do solo (floresta nativa, agricultura, plantações de eucalipto e urbano) influenciam o processo de decomposição de folhada em ribeiros do Centro de Portugal. Em cada um dos quatro locais, as amostras de *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn, *Alnus acuminata* Humboldt, Bonpland & Kunth e *Quercus rubra* L. foram expostas em sacos de rede de malha grossa e de malha fina durante 49 dias para avaliar a perda de massa total, a perda de massa por decomposição microbiana, a perda de massa por fragmentação e a colonização por macroinvertebrados. A decomposição foi mais rápida em *A. glutinosa*, rica em nutrientes, pobre em compostos secundários e macia, que também teve maior perda de peso por decomposição microbiana e por fragmentação biótica e abiótica. As outras duas espécies, com maior teor de compostos secundários, decompuseram-se mais lentamente. *A. acuminata* teve a menor perda de peso por decomposição microbiana enquanto *Q. rubra*, mais resistente à abrasão física, teve a menor perda de peso por fragmentação. A decomposição foi mais rápida nos locais de eucalipto e de floresta nativa, onde a ação conjunta dos macroinvertebrados e da corrente provocou a maior perda de peso por fragmentação. A decomposição foi mais lenta no local urbano, onde a concentração de azoto inorgânico dissolvido era elevada e onde ocorreu a menor perda de peso por fragmentação. Apesar de no local de agricultura ter ocorrido a maior colonização por macroinvertebrados fragmentadores, a decomposição total foi semelhante ao local urbano e a perda de peso por fragmentação foi intermédia. A razão entre a perda de peso nos sacos de malha grossa e nos sacos de malha fina, utilizada frequentemente para avaliar a integridade funcional dos cursos de água, separou claramente o local de floresta nativa do local urbano, mostrando uma diminuição progressiva da contribuição da fragmentação, maior no local de floresta nativa, intermédia nos locais de eucalipto e de agricultura e menor no local urbano. Em conclusão, neste estudo a decomposição dos detritos diferiu entre os locais sujeitos a diferentes usos do solo, diminuindo com a redução da presença de vegetação ripícola, essas diferenças deveram-se principalmente à fragmentação, e a fragmentação terá sido em grande parte devida à abrasão física dos regimes hidrológicos torrenciais que ocorreram devido aos fenómenos de precipitação. O uso de sacos de malha grossa e de malha fina demonstrou, neste caso específico, ser capaz de avaliar o efeito das alterações dos usos do solo na integridade funcional dos ecossistemas ribeirinhos baseados em detritos.

**Palavras-chave:** Decomposição microbiana, Detritos foliares, Macroinvertebrados, Projeto LandComp, Ribeiros

## Abstract

The decomposition of organic matter is a vital process for the ecological functioning of lotic ecosystems when detritus from the riparian vegetation constitutes the main source of energy for the aquatic food webs. Human activities, by altering riparian vegetation, increasing the load of nutrients or of pollutants, may affect this process, decreasing the availability of energy for the aquatic communities. This work, developed in the framework of the LandComp project, evaluated how four land uses (native forest, agriculture, eucalypt plantations, and urban) influence the process of leaf litter decomposition in streams of Central Portugal. In each of the four sites, samples of *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn, *Alnus acuminata* Humboldt, Bonpland & Kunth and *Quercus rubra* L. were exposed in coarse and in fine mesh bags for 49 days to assess total mass loss, mass loss by microbial decomposition, mass loss by fragmentation, and macroinvertebrate colonization. Decomposition was fastest in *A. glutinosa*, rich in nutrients, poor in secondary compounds, and soft, which also lost more mass by microbial decomposition, biotic and abiotic fragmentation. The other two species, with higher contents of secondary compounds, decomposed slower. *A. acuminata* had the lowest mass loss by microbial decomposition while *Q. rubra*, more resistant to physical abrasion, had the lowest mass loss by fragmentation. Decomposition was fastest in eucalypt and native forest sites, where the joint action of the macroinvertebrates and current promoted the higher mass loss by fragmentation. Mass loss was slowest in the urban site, where the concentration of dissolved inorganic nitrogen was highest and where the mass lost by fragmentation was lowest. Although the highest shredder macroinvertebrate colonization occurred in the agriculture site, total decomposition was similar to the urban site, and mass loss by fragmentation was intermediate. The ratio between mass loss in coarse mesh bags and in fine mesh bags, often used to evaluate functional integrity of streams, clearly separated the native forest from the urban site, showing a decrease in the contribution of fragmentation to decomposition, highest in the native forest site, intermediate in the eucalypt and agriculture sites, and lowest in the urban site. In conclusion, in this study, leaf litter decomposition differed among the sites, decreasing with the decrease in riparian vegetation cover, those differences were mainly due to fragmentation, and fragmentation was mainly due to current abrasion promoted by the torrential discharge after heavy rain events. The use of coarse and fine mesh bags was capable to evaluate the effect of land use in detritus-based streams, at least in this specific case.

**Keywords:** Microbial decomposition, Leaf litter, Macroinvertebrates, LandComp project, Streams

## Índice geral

Resumo.....	iii
Abstract.....	iv
1. Introdução.....	1
1.1 Ameaças e estado dos ecossistemas de água doce.....	1
1.2 Ecossistemas lóticos baseados em detritos.....	3
1.3 Decomposição dos detritos vegetais de origem alóctone.....	4
1.4 Efeitos do uso do solo nos ecossistemas lóticos baseados em detritos.....	5
1.4.1 Plantações de eucalipto.....	6
1.4.2 Agricultura.....	7
1.4.3 Urbanização.....	8
1.5 A decomposição de detritos vegetais como indicador da integridade funcional dos cursos de água.....	10
1.6 Objetivo e Hipóteses.....	11
2. Material e Métodos.....	13
2.1 Espécies estudadas.....	13
2.2 Locais de estudo.....	14
2.2.1 Perfil climático.....	14
2.2.2 Usos do solo nas bacias hidrográficas.....	16
2.2.2.1 Metodologia.....	16
2.2.2.2 Ribeiro dos Polomos.....	17
2.2.2.3 Ribeira dos Canários.....	18
2.2.2.4 Ribeira de Coselhas.....	19
2.2.3 Caracterização dos locais de estudo.....	20
2.2.3.1 Metodologia.....	20
2.2.3.2 Floresta nativa.....	20
2.2.3.3 Agricultura.....	22
2.2.3.4 Eucalipto.....	23
2.2.3.5 Urbano.....	24
2.3 Preparação e processamento das amostras.....	25
2.4 Macroinvertebrados.....	27
2.5 Análise química da água.....	28
2.6 Cálculos e análise estatística.....	29
3. Resultados.....	31
3.1 Parâmetros físico-químicos.....	31
3.2 Decomposição.....	34
3.2.1 Malha grossa.....	34
3.2.2 Malha fina.....	36
3.2.3 Diferença entre malha grossa e malha fina.....	36
3.2.4 Razão entre malha grossa e malha fina.....	36
3.3 Macroinvertebrados.....	36
3.3.1 Abundância de indivíduos.....	36
3.3.2 Abundância de taxa e composição taxonómica.....	37

3.3.3 Grupos funcionais.....	39
4. Discussão.....	41
4.1 Efeito da espécie de folha na decomposição.....	41
4.2 Efeito do local na decomposição .....	43
4.3 A decomposição como ferramenta de avaliação da integridade funcional do ecossistema	45
5. Conclusão .....	48
6. Bibliografia.....	49
Apêndices.....	63
Apêndice A – Resultados da análise estatística .....	64
A1. Parâmetros físico-químicos da água.....	64
A.1.1. Velocidade da corrente.....	64
A.1.2. Caudal.....	65
A.1.3. Temperatura .....	66
A.1.4. Percentagem de oxigénio dissolvido .....	67
A.1.5. Concentração de oxigénio dissolvido .....	68
A.1.6. pH.....	69
A.1.7. Condutividade .....	70
A.1.8. Alcalinidade .....	71
A.1.9. Concentração de azoto nítrico (N-NO <sub>3</sub> ).....	72
A.1.10. Concentração de azoto amoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ).....	73
A.1.11. Concentração de fosfato (P-PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> ) .....	74
A2. Perda de massa (PSLC) .....	75
A.2.1. Malha grossa.....	75
A.2.2. Malha fina.....	76
A.2.3. Diferença entre malha grossa e malha fina .....	79
A.2.4. Razão entre malha grossa e malha fina .....	82
A3. Colonização por macroinvertebrados.....	85
A.3.1. Número de taxa .....	85
A.3.2. Número de indivíduos .....	87
A.3.3. Proporção de detritívoros fragmentadores .....	89
Apêndice B – Composição taxonómica dos macroinvertebrados associados às folhas em decomposição .....	91

## Índice de figuras

Figura 1 – A. Normais climatológicas (1971-2000) da temperatura e da precipitação médias anuais de Coimbra, registadas na Estação de Bencanta: 40°12'N; 8°27' W; altitude 35 m (IPMA, 2024). B. Precipitação durante o período de estudo (dezembro de 2023 a janeiro de 2024), registada em 40°21'N; 8°42'W, altitude 98 m (meteoblue, 2024). .....	15
Figura 2 - Bacia hidrográfica do ribeiro de Polomos na escala 1:20 000, com indicação das áreas ocupadas pelos diferentes usos da terra, seguindo o sistema de cores da COS2018_ptcontinental. A linha verde-marinho delimita a área da bacia que drena para o local de floresta nativa (a montante) e a linha roxa delimita a área da bacia que drena para o local de agricultura (a jusante).....	17
Figura 3 - Bacia hidrográfica da ribeira dos Canários na escala 1:25 000, com indicação das áreas ocupadas pelos diferentes usos da terra, seguindo o sistema de cores da COS2018_ptcontinental. A linha verde-marinho delimita a área da bacia que drena para o local de eucalipto.....	18
Figura 4 - Bacia hidrográfica da ribeira de Coselhas na escala 1:15 000, com indicação das áreas ocupadas pelos diferentes usos da terra, seguindo o sistema de cores da COS2018_ptcontinental. A linha verde-marinho delimita a área da bacia que drena para o local urbano .....	19
Figura 5 – Local de floresta nativa. A. Vista geral da vegetação ripícola; B. Troço de exposição das amostras a montante; C. Troço de exposição das amostras a jusante. ....	21
Figura 6 – Local de agricultura. A. Pormenor dos bambus na zona ripícola; B. Troço de exposição das amostras.....	23
Figura 7 - Local de eucalipto. A. Vista geral dos eucaliptais; B. Troço de exposição das amostras. ....	24
Figura 8 – Local urbano. A. Vista geral; B. Pormenor mostrando a inexistência de vegetação ripícola.....	25
Figura 9 – A. Amostras de carvalho-americano humedecidas, B. Sacos de malha grossa com folhas, etiqueta e saco de malha fina no interior. ....	26
Figura 10 – A. Variação da velocidade da corrente (média $\pm$ 1 desvio padrão das medições em cada dia, indicado pelo algarismo na base das colunas) e B. do caudal em cada local durante o período de estudo. Letras minúsculas diferentes denotam diferenças significativas entre os locais após o teste de Tukey. ....	32
Figura 11 - Massa perdida de cada espécie após 49 dias em cada local (média $\pm$ 1 desvio padrão). A. Malha grossa; B. Malha fina, C. Diferença entre malha grossa e malha fina, D. Razão entre malha grossa e malha fina. Letras minúsculas diferentes denotam diferenças significativas entre as espécies (eixo das abcissas) ou entre os locais (legenda) após o teste de Tukey. ....	35
Figura 12 – Colonização por macroinvertebrados das folhas de cada espécie após 49 dias em cada local (média $\pm$ 1 desvio padrão). A. Abundância de indivíduos. B. Abundância de taxa. Letras minúsculas diferentes denotam diferenças significativas entre as espécies (eixo das abcissas) ou entre os locais (legenda) após o teste de Tukey. ....	37
Figura 13 - Composição taxonómica da comunidade de macroinvertebrados associada às folhas de cada espécie após 49 dias em cada local.....	39
Figura 14 - Grupos funcionais de macroinvertebrados associados às folhas de cada espécie após 49 dias em cada local.....	40

## Índice de tabelas

Tabela 1 – Avaliação da integridade funcional dos cursos de água através da razão entre a taxa de decomposição (k) em sacos de malha grossa e em sacos de malha fina (Gessner & Chauvet, 2002).....	11
Tabela 2 - Concentração de azoto e fósforo nas folhas das três espécies estudadas (amplitude dos valores ou média $\pm$ 1 desvio padrão* ou média $\pm$ limites de confiança 95%**). .....	13
Tabela 3 - Características gerais dos quatro locais de estudo, determinadas a partir da Carta de Uso e Ocupação do Solo de 2018 (COS2018: DGT, 2019). O declive foi calculado nos 1000 m acima de cada local. Uso da terra refere-se à ocupação da área drenada pelo uso da terra correspondente a cada tipologia de local. ....	22
Tabela 4 - Composição do substrato nos quatro locais de estudo. No local de floresta nativa são apresentados, entre parênteses, os valores do troço a montante e a do troço a jusante. ....	22
Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos da água nos quatro locais durante o período de estudo. Os valores são a média $\pm$ 1 desvio padrão (e amplitude) de 4 medições (temperatura, oxigénio, pH e condutividade) ou de 2 medições (alcalinidade e nutrientes). ....	33
Tabela 6 - Resultados da ANOVA, testando o efeito do local nos parâmetros físico-químicos da água. Os resultados completos, assim como os testes dos pressupostos da estatística paramétrica encontram-se no Apêndice A. Letras sobrescritas diferentes denotam diferenças significativas entre os locais após o teste de Tukey. Nos resultados do teste de Tukey, os locais são apresentados por ordem decrescente do seu valor. Nat=floresta nativa; Agr=agricultura; Euc=eucalipto; Urb=urbano.....	33
Tabela 7 - Resultados das ANOVA testando o efeito da espécie, do local e da sua interação na perda de massa. Os resultados completos, assim como os testes dos pressupostos da estatística paramétrica encontram-se no Apêndice A. Letras minúsculas sobrescritas diferentes denotam diferenças significativas entre espécies ou entre locais. Os efeitos assinalados com * foram determinados usando ANOVA de um fator, com os dados transformados em função logarítmica onde é indicado (x'). Nos resultados do teste Tukey, as espécies e os locais são apresentados por ordem decrescente do seu valor. A.glu=A. glutinosa; A.acu=A. acuminata; Q.rub=Q. rubra; Nat=floresta nativa; Agr=agricultura; Euc=eucalipto; Urb=urbano.....	34
Tabela 8 - Resultados das ANOVA testando o efeito da espécie, do local e da sua interação na colonização das folhas por macroinvertebrados. Os resultados completos, assim como os testes dos pressupostos da estatística paramétrica encontram-se no Apêndice A. Os dados foram transformados com função logarítmica (x') ou com função arco seno (p') onde indicado. Letras minúsculas sobrescritas diferentes denotam diferenças significativas entre espécies ou entre locais após o teste de Tukey. Nos resultados do teste Tukey, as espécies e os locais são apresentados por ordem decrescente do seu valor. Nat=floresta nativa; Agr=agricultura; Euc=eucalipto; Urb=urbano.....	38
Tabela 9 – Diferença e razão entre a perda de peso nos sacos de malha grossa e a perda de peso nos sacos de malha fina, ordenadas da maior para a menor média dos valores obtidos com as três espécies. Na floresta nativa, os valores entre parêntesis foram calculados apenas com os resultados das quatro amostras do troço a jusante. ....	46

# 1. Introdução

## 1.1 Ameaças e estado dos ecossistemas de água doce

Os ambientes aquáticos de água doce são essenciais para o desenvolvimento de vida. São caracterizados pela sua diversidade biológica, por fornecer valores ecológicos, mas também por assegurar benefícios socioeconómicos, educacionais, culturais, saúde e científicos, constituindo um bem comum para a humanidade e sendo um elo essencial para a preservação e conservação, assegurando que as gerações futuras possam usufruir destas fontes naturais e serviços (Dudgeon et al., 2006). No entanto, mesmo conseguindo identificar riscos, o ser humano tem vindo a degradar, ao longo da história, os ecossistemas aquáticos e terrestres, tanto de forma direta como indireta (Maddock, 1999). Independentemente das fontes de degradação, estes fenómenos podem alterar a qualidade e a quantidade de água disponível para as espécies aquáticas, afetando a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos e comprometendo o futuro dos seus serviços (National Research Council, 1992; Maddock, 1999; Cooper et al., 2013; Anh et al., 2023).

A biodiversidade tem um papel crítico na manutenção da estabilidade do funcionamento dos ecossistemas, diminuindo a sua vulnerabilidade face às ameaças ambientais (Chauvet et al., 2016). A biodiversidade dos ecossistemas de água doce tem vindo a diminuir ao longo das últimas décadas (WWF, 2022). De acordo com o Relatório Planeta Vivo 2022 (WWF, 2022), as populações de água doce diminuíram 83%, entre 1970 e 2018, estimando-se que aproximadamente 28% das 157 190 espécies de água doce descritas se encontram em risco de extinção, 17% das quais devido aos efeitos das alterações climáticas (IUCN, 2022). Os ecossistemas lóticos representam menos de 1% de toda a água doce disponível na terra, mas contêm mais de 10% das espécies conhecidas nos ecossistemas de água doce (Friberg, 2014), representando quase 30% dos macroinvertebrados conhecidos e albergando mais de 25% das espécies aquáticas. Estes ecossistemas são muito vulneráveis a quaisquer perturbações que gerem impactes sobre a organização e a heterogeneidade das comunidades de organismos, especialmente se as causas forem humanas (Friberg, 2014). Impactes como secas, desertificação, eutrofização, fragmentação de habitats, etc. Dependendo da variabilidade das perturbações, frequência, localização e gestão organizacional, as comunidades aquáticas podem desenvolver diferentes respostas para tentar se adaptar às novas condições de mudança. Porque os rios e os seus subafluentes seguem um sistema de organização hierárquico de estruturas e processos naturais, que podem sobrepor-se um dos outros, a gravidade dos impactes podem acabar por influenciar na hidrologia e na organização e desenvolvimento de diferentes grupos de espécies ao longo dos rios, podendo afetar comunidades que necessitam deste recurso para sobreviver. (Friberg, 2014; Amorim & Moura, 2021; Nakamura, 2022).

Dada a importância da água doce como recurso para os seres humanos, estes ecossistemas têm sido alvo de sobre-exploração, desviados, contidos, confinados ou

contaminados de diferentes maneiras que comprometem o valor final dos habitats para os diferentes organismos (Dudgeon et al., 2006).

As principais ameaças à biodiversidade dos ecossistemas aquáticos podem ser agrupadas em seis categorias (Dudgeon et al., 2006; Abell et al., 2007; WWF, 2022; Sanders et al., 2024):

- (1) Exploração excessiva de água doce, que diminui os níveis de caudais;
- (2) Poluição, uma consequência do contexto de produção e desenvolvimento da sociedade, que afeta a integridade física do habitat e ameaça as populações aquáticas, diminuindo a sua sobrevivência;
- (3) Modificação do fluxo da água, através da implantação de estruturas hídricas que impedem o fluxo da água e da artificialização dos habitats aquáticos, conduzindo à alteração dos regimes hidrológicos, à degradação dos ecossistemas fluviais e ao declínio da biodiversidade aquática (Dudgeon et al., 2006; Gücker et al., 2024);
- (4) Destruição e degradação dos habitats, que resultam em perdas ou no isolamento de habitats por fragmentação. Por exemplo, a substituição e a eliminação da vegetação terrestre, que podem provocar mudanças no escoamento superficial e aumento da erosão, que conseqüentemente levam ao aumento da carga de sedimentos finos na água, alterando os habitats aquáticos;
- (5) Invasão por espécies exóticas, uma das consequências da eliminação ou degradação dos habitats em geral, que ao competirem com as espécies autóctones por recursos promovem a diminuição da diversidade de fauna e flora;
- (6) Alterações climáticas, que representam uma das maiores ameaças aos sistemas aquáticos de água doce (WWF, 2022; Sanders et al., 2024), alterando os regimes térmicos e aumentando a frequência de fenómenos extremos, como secas e inundações. A alteração da temperatura afeta a distribuição de espécies endémicas, mas também conduz a mudanças comportamentais ou morfológicas como adaptação às novas condições ambientais (Ahmed et al., 2022), diminuindo a capacidade de sobrevivência de muitas espécies e estimulando a propagação de espécies fotossintéticas que podem favorecer fenómenos de eutrofização, como a pinheirinha-de-água (*Myriophyllum aquaticum* (Velloso) Verdc.) (Morais et al., 2017; Gross et al., 2020), o jacinto-de-água (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.) (Brundu et al., 2013; Morais et al., 2017) e/ou de toxicidade, como as cianobactérias (Amorim & Moura, 2021).

## 1.2 Ecossistemas lóticos baseados em detritos

Os ecossistemas ribeirinhos que ladeiam os cursos de água ligam a floresta e o habitat aquático num único sistema complexo, com elevada biodiversidade e grande capacidade de resiliência em atribuir funções únicas para desenvolver vida e, eventualmente, capaz de fornecer serviços ecossistémicos vitais, tais como: água potável, controlo de escoamentos, regulação climática, gerar e abrigar biodiversidade para muitos habitats para muitas espécies de animais e vegetais, estimular o ciclo de nutrientes, gerar produtividade através do consumo, energia, agricultura, navegação, emprego e turismo, e entre outros, que podem ser alcançados se existir uma gestão adequada da qualidade e da quantidade dos recursos hídricos (Eubanks & Meadows, 2002; Suberkropp et al., 2010; Lizotte et al., 2021; United Nations, 2021; WWF, 2022).

Nos ecossistemas lóticos de baixa ordem que passam através de florestas ou que têm vegetação ripícola, o sombreamento diminui a disponibilidade de luz, limitando a produção primária dentro de água (Abelho, 2001). A lacuna de produção de matéria orgânica dentro de água é preenchida pela entrada de detritos alóctones produzidos pela vegetação terrestre, que constituem uma das principais fontes de nutrientes para as comunidades aquáticas de água doce (Danger, 2020). A vegetação ripícola estabiliza os solos e forma microclimas húmidos e frescos estáveis no ambiente terrestre, mas também influencia de forma significativa o ambiente aquático, ao providenciar sombra, diminuindo a temperatura da água, e ao fornecer alimento a macroinvertebrados detritívoros e microrganismos decompositores que se alimentam dos detritos provenientes da vegetação terrestre (Vannote et al., 1980; Eubanks & Meadows, 2002; Suberkropp et al., 2010; Pereira et al., 2024).

Após o processo de abscisão ou deiscência (Patharkar & Walker, 2019), a entrada dos detritos no ecossistema aquático pode suceder de duas formas: (1) direta, por queda vertical na água; (2) indireta, através do transporte pelos ventos e/ou pelas variações do volume de água transportado pelo canal (Abelho, 2001). Após a entrada nos rios, os detritos podem ser retidos por estruturas como pedras, raízes ou troncos, que atuam como obstáculos ou podem ser transportados para jusante, podendo ocorrer fragmentação por abrasão física. Em qualquer dos casos, os detritos são eventualmente decompostos por microrganismos e incorporados nas cadeias tróficas aquáticas, através do consumo por macroinvertebrados detritívoros (Abelho, 2001; Nuven et al., 2022).

Os detritos de origem alóctone que chegam à água são maioritariamente constituídos por folhas (cerca de 41 – 98%), mas também por ramos ou outros componentes da vegetação ripícola, constituindo uma fonte de carbono (C), fósforo (P) e azoto (N) para as comunidades aquáticas (Abelho, 2001; Harner et al., 2009). A quantidade e a composição química dos detritos varia sazonalmente, com as espécies de árvore e com as características morfológicas dos cursos de água (Jefferies, 2000; Abelho, 2001; Harner et al., 2009).

Acredita-se que nos próximos 200 anos, cerca de 80% da floresta ripícola da Europa possa vir a desaparecer, especialmente em países desenvolvidos (Riis et al., 2020). A perda destes habitats e em particular da vegetação nativa, pode gerar o aumento da temperatura da água, a perda da conectividade ecológica com o meio terrestre, e alterar drasticamente as fontes de energia do ecossistema aquático, diminuindo a variedade taxonómica de microrganismos decompositores e de macroinvertebrados detritívoros, incluindo a macrofauna superior, como os peixes e outras espécies dependentes destas comunidades. (Cooper et al., 2013; Nakamura, 2022; Suárez et al., 2022).

### 1.3 Decomposição dos detritos vegetais de origem alóctone

A decomposição dos detritos vegetais provenientes da vegetação terrestre é um processo metabólico muito complexo e sensível que envolve várias etapas, desde a libertação de compostos solúveis à transformação da matéria orgânica particulada grossa (CPOM - “Coarse Particulate Organic Matter”), em matéria orgânica particulada fina (FPOM - “Fine Particulate Organic Matter”) (Abelho, 2001; Gessner & Chauvet, 2002; Harner et al., 2009).

O processo da decomposição foliar completa-se em três fases interdependentes e que se podem sobrepor: lixiviação, condicionamento e fragmentação. Inicia-se com a lixiviação dos compostos solúveis das folhas, libertando-os sob a forma de compostos dissolvidos (DOM - “Dissolved Organic Matter”). Segue-se a esta fase, o condicionamento, que consiste na colonização por microrganismos - maioritariamente microfungos do grupo dos hifomicetes aquáticos (Iñiguez-Armijos et al., 2016), que ao crescerem no substrato foliar o amolecem e enriquecem em nutrientes, principalmente N, aumentando a qualidade nutritiva das folhas (condicionando-as) para serem consumidas por macroinvertebrados detritívoros. O consumo por macroinvertebrados promove a sua fragmentação, convertendo a CPOM em FPOM (Abelho, 2001). A fragmentação também pode ocorrer por abrasão física, através da ação da corrente e do caudal (Abelho, 2001; Elozegi & Sabater, 2009).

A velocidade do processo de decomposição depende das características físicas-químicas próprias do local, como a temperatura, dureza, pH, quantidade de nutrientes dissolvidos, pH, luz, velocidade da corrente, espécies presentes, atividade biótica, entre outros (Abelho, 2001; Gessner & Chauvet, 2002; Torres, 2015), que podem retardar ou acelerar a decomposição. A taxa de decomposição depende também das características dos próprios detritos. Folhas que apresentam maiores concentrações de N e P, elementos essenciais ao metabolismo microbiano, são mais rapidamente decompostas (Follstad Shah et al., 2017), enquanto a presença de lenhina ou de compostos secundários, como taninos e polifenóis, retarda o processo da decomposição (Abelho, 2001; Bogatov et al., 2024).

A concentração de N e de P na água estimula o desenvolvimento microbiano, traduzindo-se no aumento da velocidade da decomposição da matéria orgânica

(Suberkropp et al., 2010; Torres, 2015). O pH da água, determinado pela geologia e/ou pelas práticas utilizadas na gestão dos solos (Rotteveel et al., 2022) é também um fator relevante, já que valores mais baixos normalmente diminuem a velocidade de decomposição pela sua influência nas comunidades de fungos, bactérias e invertebrados (Gessner & Chauvet, 2002). A temperatura atua também como um importante agente regulador da decomposição dos detritos de origem alóctone pela sua influência no metabolismo tanto microbiano como dos macroinvertebrados (Irons lli et al., 1994; Abelho, 2001; Pereira et al., 2024).

A preferência dos macroinvertebrados detritívoros pelo tipo de folha está relacionada com a superação dos desequilíbrios estequiométricos dos teores de carbono (C) e azoto (N), procurando matéria orgânica com base por elementos nutritivos importantes: altos teores de N e fósforo (P), baixos rácios de C:N, carboidratos lábeis (especialmente açúcares), micronutrientes (Ca e Mg) e ácidos gordos (Bogatov et al., 2024) procurando em áreas específicas, rejeitando folhas que apresentam carboidratos refratários, ou seja, elementos secundários (lignina, taninos e polifenóis) que possam dificultar e retardar o processo da decomposição da matéria orgânica (Marks, 2019). A escolha de certas espécies de folhas está também associada à dureza do material foliar uma vez que folhas mais resistentes são mais difíceis de fragmentar que folhas mais macias; adicionalmente as folhas mais macias tendem também a facilitar a colonização por microrganismos (Marks, 2019).

O tipo de folha influencia também o modo como a decomposição reflete os efeitos da atividade antropogénica. A decomposição de espécies de folhas recalcitrantes, duras, que apresentam baixas concentrações de nutrientes e altas concentrações de carbono, é especialmente sensível ao enriquecimento da água em nutrientes enquanto a decomposição de folhas lábeis, macias e ricas em nutrientes, é especialmente sensível às alterações climáticas que afetam as comunidades de macroinvertebrados (Ferreira & Graça, 2023). Uma vegetação ripícola diversa promove a existência de detritos variados que fornecem matéria orgânica às comunidades aquáticas durante todo o ano (Abelho, 2001).

#### 1.4 Efeitos do uso do solo nos ecossistemas lóticos baseados em detritos

Vários estudos têm demonstrado que o uso do solo, nomeadamente quando envolve a remoção ou a alteração da vegetação ripícola, influenciam negativamente os ecossistemas ribeirinhos baseados em detritos, promovendo a desconexão da rede hidrológica com as fontes terrestres, provocando a fragmentação dos habitats e alterando a entrada de matéria orgânica de origem alóctone (Schürings et al., 2022). O desaparecimento do sombreamento contribui para o aumento da temperatura das águas, alterando e diminuindo as quantidades e a qualidade de detritos de origem alóctone, afetando os organismos aquáticos (Cooper et al., 2013). Ecossistemas lóticos influenciados por atividades antropogénicas têm normalmente maior carga de nutrientes inorgânicos dissolvidos e acumulação de substrato fino (Torres & Ramírez, 2014), que

favorecem a decomposição pelas comunidades microbianas. Por outro lado, o aumento da atividade microbiana pode baixar a concentração de oxigênio dissolvido inibindo a decomposição face à perda de diversidade e abundância de invertebrados detritívoros (Ferreira & Graça, 2023).

Dada a dependência das comunidades aquáticas da vegetação terrestre, a substituição da vegetação ripícola por espécies exóticas, quer voluntária (plantações), quer involuntária (invasões), também afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, indicando sinais de vulnerabilidades a possíveis invasões para o controlo da qualidade dos habitats a longo prazo. Por exemplo, em zonas invadidas por espécies do género *Acacia*, tem-se verificado uma tendência de alteração da estrutura das comunidades aquáticas, quer de macroinvertebrados, com o desaparecimento de *taxa* sensíveis, como as famílias Lepidostomatidae, Nemouridae e os Limnephilidae, por outras mais tolerantes, como as famílias Chironomidae e Simuliidae, quer dos microrganismos (Pereira et al., 2024). Por serem espécies de rápida propagação, com taxas de crescimento rápidas, ao reter mais N por associações simbióticas com bactérias do género *Rhizobium*, as acácias conseguem alterar as propriedades químicas dos solos e consequentemente do ecossistema aquático (Pereira et al., 2024). A carga de sedimentos finos, que ocorre em resultado do desaparecimento da vegetação ripícola, é mais elevada em períodos de grande precipitação, que é um problema para a integridade ecológica de muitas ribeiras (Friberg, 2014), pois altera o substrato bentónico tornando-o menos próprio para a colonização pelos macroinvertebrados detritívoros e contribui para o aumento da decomposição da vegetação alóctone por abrasão física (Cooper et al., 2013; Nuven et al., 2022).

Na região Mediterrânica, os cursos de água apresentam regimes hidrológicos com fortes variações sazonais, que se refletem em grandes variabilidades ao nível do fluxo, com valores mínimos no Verão e máximos no Outono. Estes ecossistemas são particularmente vulneráveis às alterações climáticas, que têm o potencial para agravar o contexto sazonal e as extensões dos períodos de seca, gerando situações de conflito com países vizinhos para satisfazer as necessidades humanas em situações de escassez. Adicionalmente, a incerteza gerada pelas variações sazonais e climáticas, tende a escalar a magnitude das respostas aos usos do solo (Cooper et al., 2013). Na União Europeia (EU) e em Portugal, tentam-se implementar soluções práticas e que exigem soluções e medidas de mitigação de curto e longo prazo, tendo em conta ao novo quadro de proteção da biodiversidade 2030, implementado pela EU (European Commission, 2020; Godinho et al., 2021).

Entre os usos do solo capazes de afetar os ecossistemas lóticos baseados em detritos, encontram-se as plantações de espécies exóticas como o eucalipto, a agricultura e a urbanização.

#### 1.4.1 *Plantações de eucalipto*

Os solos das plantações de eucalipto são conhecidos por serem altamente hidrofóbicos, devido à composição química dos detritos, cujas ceras, polifenóis, óleos

essenciais e cutículas (compostos retardantes), tendem a cobrir as partículas minerais e/ou se acumulam como matéria intersticial no solo (Graça et al., 2002). A hidrofobicidade e a alta demanda por água, diminuem a entrada de água nos lençóis freáticos, aumentando o escoamento superficial nas alturas de maior precipitação, o que resulta em grandes oscilações do caudal nos cursos de água que drenam eucaliptais (Abelho & Graça, 1996; Graça et al., 2002; Bispo et al., 2023).

Para além do aspeto hidrológico, alguns estudos demonstram que as plantações de eucalipto tendem a afetar o funcionamento dos ecossistemas lóticos, alterando a disponibilidade anual e a qualidade dos detritos para as comunidades aquáticas, mas também o processamento e a retenção de folhas (Abelho & Graça, 1996; Graça et al., 2002; Molinero & Pozo, 2004). Tal como nas florestas nativas de folha caduca, a maior parte dos detritos provenientes dos eucaliptais é composta maioritariamente por folhas (72%), mas o seu período de abscisão ocorre maioritariamente durante o Verão, quando o caudal circulante é mínimo (Abelho & Graça, 1996). Em comparação com as florestas nativas, os rios das plantações de eucalipto acumulam muito mais detritos devido à coincidência do período de maior queda da folha com o período de menor caudal (Abelho & Graça, 1996; Ferreira et al., 2000).

Nos cursos de água dos eucaliptais, a atividade microbiana tende a ser baixa, o que pode dever-se à concentração de compostos polifenólicos e óleos essenciais na água, que tendem a limitar a colonização microbiana (Graça et al., 2002; Tomé et al., 2021). Adicionalmente, ocorre também uma menor riqueza de *taxa* de macroinvertebrados, nomeadamente detritívoros fragmentadores, o que muitas vezes abranda o processo de decomposição (Abelho & Graça, 1996; Graça et al., 2002; Chauvet et al., 2016; Ferreira et al., 2019; Bispo et al., 2023; Larrañaga et al., 2023).

### 1.4.2 Agricultura

A agricultura tem sido uma das principais causas da degradação dos habitats aquáticos (Suárez et al., 2022), gerando mudanças na geomorfologia e hidrologia dos cursos de água, biota fluvial, na cobertura vegetal e nas condições físicas e químicas da água (Cooper et al., 2013), tendo sido usado para diversos estudos para estudos de qualidade e de deterioração da biota dos rios (Suárez et al., 2022). Em zonas sujeitas a agricultura, a remoção da vegetação ripícola promove a carga de nutrientes e de pesticidas, a entrada de sedimentos finos e mudanças na temperatura, que alteram a composição e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos e tendem a influenciar a velocidade do processo da decomposição dos detritos (Torres & Ramírez, 2014; Schürings et al., 2022; Suárez et al., 2022; Ferreira & Graça, 2023).

Devido à carga de sedimentos finos, de nutrientes e de pesticidas, as comunidades de macroinvertebrados em rios sob a influência de agricultura tendem a ser pouco diversas e mais tolerantes à poluição, sendo compostas, principalmente, por filtradores e coletores, como os dípteros Simuliidae e de anélídeos como os Oligochaeta, com baixa representatividade de detritívoros fragmentadores, representados por *taxa* sensíveis à poluição como os efémeropteros, plecópteros e tricópteros (EPT), principalmente na presença de concentrações muito altas de nutrientes e de pesticidas

(Iñiguez-Armijos et al., 2016; Salmaso et al., 2021; Suárez et al., 2022; Schürings et al., 2022; Anh et al., 2023; Gücker et al., 2024). A menor representatividade dos detritívoros fragmentadores pode resultar na diminuição da velocidade do processo da decomposição dos detritos.

Por outro lado, a carga de nutrientes, como fosfatos, nitratos e amónia, as alterações no pH e o aumento da temperatura associada ao aumento da exposição solar, podem resultar no aumento da produtividade e/ou atividade microbiana (Torres & Ramírez, 2014; Lambert et al., 2017; Larrañaga et al., 2023) levando a uma evolução progressiva do ambiente aquático, para um carácter mais microbiano, com aumento das taxas de decomposição microbiana (Lambert et al., 2017). Adicionalmente, o crescimento de biofilmes sobre as folhas pode estimular a colonização por macroinvertebrados raspadores que, ao consumirem os biofilmes podem acelerar o processo de decomposição (Torres & Ramírez, 2014; Marks, 2019).

### 1.4.3 Urbanização

Tal como a agricultura, a urbanização influencia negativamente os habitats aquáticos, podendo afetar, de forma permanente, a estabilidade e a segurança destes ecossistemas (Suárez et al., 2022). As alterações na cobertura vegetal, nas condições físicas e químicas da água e na geomorfologia alteram os regimes hidrológicos, aumentando os fluxos de inundação, removendo e transportando invertebrados e promovendo a colonização lenta e gradual de espécies exóticas (Cooper et al., 2013).

A urbanização constitui um ambiente muito complexo de interações causa-efeito, que simplifica os habitats e prejudica a morfologia e a estabilidade dos canais, mas também contribui para a deterioração do funcionamento do ecossistema fluvial, (Thompson & Parkinson, 2012; Anh et al., 2023; Bohus et al., 2023) num conjunto de alterações denominadas por “urban stream syndrome” (Walsh et al., 2005). Muitos dos sintomas incluem mudanças do regime de fluxo das águas, aumento da erosão e da concentração de sedimentos finos e o aparecimento de impactes associados com a carga de poluentes (Walsh et al., 2005). Nestes sistemas, níveis elevados de nutrientes e poluentes emergentes reduzem a riqueza biótica dos ecossistemas lóticos (Gál et al., 2019) levando ao domínio de *taxa* mais tolerantes, muitas vezes associados a espécies exóticas (Walsh et al., 2005; Booth et al., 2016).

Hidrologicamente, a expansão das áreas urbanas pode levar ao aumento da impermeabilização dos solos – diminuindo a sua capacidade de infiltração das águas e ao aumento do escoamento superficial, que podem, juntamente com a implementação de sistemas de drenagem, desviar essas águas para os cursos de água mais próximos (Imberger et al., 2008; Kominoski & Rosemond, 2012; Moggridge et al., 2014; Anh et al., 2023), aumentando a magnitude das inundações e a carga de nutrientes e de poluentes para as restantes redes de água, mas também facilitando o processo de contaminação para outras bacias hidrográficas, ao estimular e facilitar as entradas de azoto inorgânico, fósforo e elementos contaminantes, como metais pesados, por ligação de canais (Caro-Borrero et al., 2021; Anh et al., 2023). Essas alterações geomorfológicas são mais

severas quanto maiores forem as modificações, como o reforço de margens, modificação de canais e/ou a criação de novos canais e barreiras artificiais, que tendem a desviar os cursos naturais das águas, mas também limitando a entrada de matéria orgânica ao longo dos sistemas lóticos (Moggridge et al., 2014). Consequentemente, refletem-se, a longo prazo, na acumulação de substrato fino e na linearização dos canais, mas também na limitação do desenvolvimento de comunidades diversas de macroinvertebrados mais especializadas em decompor CPOM e FPOM e facilitar a transação e propagação de espécies invasoras, podendo retardar o processo microbiótico da decomposição da matéria orgânica (Imberger et al., 2008; Thompson & Parkinson, 2012).

Dependendo da extensão e do tipo de urbanização, as zonas urbanas tendem a eliminar e/ou modificar áreas de vegetação ripícola, que não só diminui a entrada de detritos vegetais na água, especialmente FPOM e CPOM mas também permite maior entrada de nutrientes e poluentes emergentes pelas vias DOM e FPOM, estimulando mudanças da qualidade e de preferências de nutrientes das espécies presentes, recorrendo mais fontes de origens autóctones do que alóctones, o que faz aumentar a carga orgânica das águas e, consequentemente diminuindo as concentrações de oxigénio dissolvido e do pH (Iñiguez-Armijos et al., 2016; Suárez et al., 2022), o que, associado ao aumento da disponibilidade de luz, permite o crescimento descontrolado de plantas herbáceas e algas (Roberts, 2009; Iñiguez-Armijos et al., 2016; Suárez et al., 2022; Bohus et al., 2023).

A carga de nutrientes (azoto inorgânico e fósforo) e o aumento da temperatura, facilitam a colonização e a atividade da comunidade microbiana, especialmente em substratos com baixas concentrações de nutrientes, podendo aumentar as taxas de decomposição (Gál et al., 2019; Marks, 2019; Bohus et al., 2023). Porém, não se pode dizer que a decomposição nestes locais decorre de maneira constante e rápida, pois a carga de contaminantes pode afetar negativamente a comunidade de macroinvertebrados e a menor entrada de detritos alóctones pode alterar o padrão de alimentação sazonal dos detritívoros fragmentadoras.

A urbanização modifica os ambientes aquáticos em diferentes intensidades, diminuindo os teores de oxigénio dissolvido e aumentando a acumulação de sedimentos finos como um fator de stress natural (Roberts, 2009; Caro-Borrero et al., 2021; Gao et al., 2022). Assim, os rios urbanos tendem a ter menor diversidade de *taxa*, com perda de *taxa* sensíveis e comunidades dominadas por *taxa* mais tolerantes como os Oligochaeta, e/ou por diferentes grupos e *taxa* de caracóis e de bivalves (Imberger et al., 2008; Thompson & Parkinson, 2012; Iñiguez-Armijos et al., 2016; Suárez et al., 2022).

## 1.5 A decomposição de detritos vegetais como indicador da integridade funcional dos cursos de água

Em estudos de integridade ecológica dos cursos de água, os critérios de avaliação da qualidade são determinados de acordo com a combinação dos componentes estruturais (comunidades aquáticas, características físico-químicas e hidromorfológicas), e dos componentes funcionais relacionados com os processos do ecossistema, incluindo o processo da decomposição de detritos (Torres & Ramírez, 2014; Brosed et al., 2022)

Quer as medidas funcionais quer as estruturais têm sido usadas para o biomonitorização dos rios, tendo sido mais usadas medidas estruturais, nomeadamente as baseadas nas comunidades aquáticas (Rincón et al., 2017; Brosed et al., 2022). No entanto, as medidas funcionais, como o processo de decomposição dos detritos, são métodos fáceis de aplicar, permitindo avaliar o estado do funcionamento ecológicos do ecossistema (Frainer et al., 2021). Um ponto controverso importante do estudo do efeito dos impactes ambientais na integridade funcional destes ecossistemas, envolve a escolha de parâmetros e de indicadores específicos que consigam ligar as comunidades de espécies presentes com as variáveis ambientais, mas também que sejam facilmente perceptíveis e de fácil acessibilidade, permitindo simultaneamente avaliar os gradientes de stress (Gessner & Chauvet, 2002; Friberg, 2014; Frainer et al., 2021).

Gessner & Chauvet (2002) sugeriram a utilização do processo de decomposição dos detritos de origem alóctone, um método simples e prático, como uma ferramenta de bioavaliação que liga a ecologia trófica dos grupos de macroinvertebrados e de microrganismos ao processo de decomposição, através do efeito da sua atividade sobre os detritos, proporcionando uma medida integradora da capacidade de manutenção de serviços e funções do ecossistema (Marks, 2019; Frainer et al., 2021; Brosed et al., 2022). Vários estudos na Europa (Lambert et al., 2017; Salmaso et al., 2021; Brosed et al., 2022), América Central (Iñiguez-Armijos et al., 2016; Pérez et al., 2023), América do Sul (Suárez et al., 2022; Gücker et al., 2024), Ásia (Gao et al., 2022; Bogatov et al., 2024) e Oceânia (Thompson & Parkinson, 2012), suportam este método como um indicador eficiente para avaliar a condição ecológica dos ecossistemas fluviais (Rincón et al., 2017).

O uso de sacos de diferentes tamanhos de malha permite avaliar se o processo de decomposição ocorre principalmente por ação dos microrganismos decompositores, como as bactérias e/ou fungos, ou por ação da fragmentação, maioritariamente atribuída aos macroinvertebrados detritívoros fragmentadores (Brosed et al., 2022). Os sacos de malha fina – tipicamente de 0,5 mm - impedem o acesso dos macroinvertebrados aos detritos foliares, permitindo avaliar a ação dos microrganismos decompositores. Os sacos de malha grossa – tipicamente com malha de 5 a 10 mm – permitem o acesso de macroinvertebrados e de microrganismos, pelo que a perda de peso nestes sacos é o resultado de todos os intervenientes no processo. A diferença entre a perda de peso nos sacos de malha grossa e de malha fina, permite estimar a contribuição da fragmentação,

quer biótica, quer abiótica, para o processo da decomposição (Frainer et al., 2021). Dada a influência do tipo de folha na importância relativa dos diferentes mecanismos que intervêm na decomposição, normalmente estes estudos são efetuados usando pelo menos duas espécies de folha, uma de fácil biodegradação e uma recalcitrante (Gessner & Chauvet, 2002).

Os resultados obtidos nos sacos de malha grossa e de malha fina podem ser utilizados de duas formas, calculando a diferença entre a percentagem de massa perdida em cada malha (Frainer et al., 2021) ou calculando a razão entre a taxa de decomposição nos sacos de malha grossa e nos sacos de malha fina (**Tabela 1**). Porém, os resultados devem ser interpretados com precaução (Frainer et al., 2021), já que a poluição da água, a degradação das características hidromorfológicas e/ou geomorfológicas podem reduzir a presença de macroinvertebrados, podendo resultar no aumento do rácio que não corresponde a uma melhor funcionalidade do ecossistema (Frainer et al., 2021; Brosted et al., 2022; Gao et al., 2022). De acordo com Ferreira et al. (2016), as taxas de decomposição podem ser semelhantes em sacos de malha fina e de malha grossa quando a abundância de invertebrados detritívoros é naturalmente baixa e quando a decomposição de folhada é essencialmente microbiana.

**Tabela 1 – Avaliação da integridade funcional dos cursos de água através da razão entre a taxa de decomposição (k) em sacos de malha grossa e em sacos de malha fina (Gessner & Chauvet, 2002)**

Parâmetro de avaliação	Critérios	Significado
Rácio malha grossa(kc) / malha fina (kf)	$kc / kf = 1.2-1.5$	Sem alteração
	$kc / kf = 1.5 - 2.0$ ou $<1.2$	Alteração pouco severa
	$kc / kf > 2.0$	Alteração severa

## 1.6 Objetivo e Hipóteses

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto LandComp<sup>1</sup> (<https://biodiversity.umbc.edu/landcomp/>) que pretende determinar se, nos cursos de água baseados em detritos: 1. A decomposição dos detritos foliares se altera com o uso do solo – agricultura, urbano, plantações florestais, floresta – de forma sistemática à escala global; 2. Estes padrões variam de forma consistente com a qualidade dos detritos foliares; 3. Existe uma interação com a exclusão dos detritívoros fragmentadores. Especificamente, neste estudo pretende avaliar-se como quatro usos do solo (floresta nativa, plantação de eucalipto, agricultura e urbano) influenciam a decomposição microbiana e a fragmentação biótica (macroinvertebrados detritívoros fragmentadores) e/ou abiótica (velocidade da corrente e fluxo) de folhas de três espécies diferentes. Duas das espécies são autóctones noutras regiões geográficas e são comuns a todas as experiências levadas a cabo no âmbito do projeto, e uma espécie é

<sup>1</sup> Boyero, L., Cornejo, A., Perez, J. & Swan, C. LandComp - The interactions between land use, substrate quality and consumers on global patterns of leaf litter decomposition in stream ecosystems.

autóctone em Portugal. Adicionalmente, pretende-se avaliar se o processo da decomposição é um bom indicador da integridade funcional destes ecossistemas.

O estudo, levado a cabo em três ribeiras da região Centro de Portugal, em Coimbra, testa as seguintes hipóteses: (1) a carga de nutrientes na água favorecerá a decomposição microbiana, esperando-se que esta seja mais elevada no local urbano, (2) a presença de vegetação de folha caduca na zona ripícola favorecerá a colonização por macroinvertebrados, favorecendo a fragmentação biótica, esperando-se que esta seja mais elevada no local de floresta nativa; (3) a razão malha grossa/malha fina terá os valores mais altos no local urbano, demonstrando uma alteração severa da integridade funcional comparativamente aos outros locais.

## 2. Material e Métodos

### 2.1 Espécies estudadas

As taxas de decomposição e a colonização por macroinvertebrados foram avaliadas em folhas de três espécies de árvore de folha caduca: (1) amieiro-comum (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn; família Betulaceae), uma espécie ripícola autóctone e comum nos ribeiros de Portugal, (2) amieiro-dos-Andes (*Alnus acuminata* Humboldt, Bonpland & Kunth; família Betulaceae) e (3) carvalho-americano (*Quercus rubra* L.; família Fagaceae). A espécie *Alnus acuminata* é autóctone na região tropical da América do Sul (Aceñolaza & Gallardo Lancho, 1999) e a espécie *Quercus rubra* é autóctone na América do Norte e são comuns a todas as experiências incluídas no projeto LandComp.

As árvores da família Betulaceae possuem elevadas concentrações de azoto (**Tabela 2**), como resultado da relação simbiótica com as bactérias fixadoras de azoto do género *Frankia* sp. (Hrdlička & Kula, 2024). As folhas da espécie *A. glutinosa* apresentam rápidas taxas de decomposição devido ao baixo teor de compostos secundários, elevada concentração de azoto e à sua textura macia (Abelho, 2001). Comparativamente às espécies das regiões temperadas, *A. acuminata* tem maior concentração de lenhina e de polifenóis e menor concentração de azoto, sendo menos colonizada por microrganismos e as suas folhas são mais resistentes a fenómenos de fragmentação abiótica promovidos pela abrasão física da corrente, decompondo-se mais lentamente (Torres, 2015). Além disso, os seus baixos teores de potássio (K) e a presença de elementos metálicos, como manganésio (Mn) e ferro (Fe), torna-as menos apetecíveis para muitos microrganismos decompositores (Torres, 2015).

**Tabela 2 - Concentração de azoto e fósforo nas folhas das três espécies estudadas (amplitude dos valores ou média  $\pm$  1 desvio padrão\* ou média  $\pm$  limites de confiança 95%\*\*).**

Espécie	% N	% P	Referência
Amieiro-comum, <i>Alnus glutinosa</i>	3,50 - 3,60	0,14	Abelho & Canhoto (2020)
	2,60 $\pm$ 0,27 - 3,12 $\pm$ 0,48	0,10 $\pm$ 0,02 - 0,15 $\pm$ 0,03	Hrdlička & Kula (2024)**
Amieiro-dos-Andes, <i>Alnus acuminata</i>	2,37 - 3,58	0,07 - 0,16	Aceñolaza & Gallardo Lancho (1999)
	2,72 - 2,84	0,12 - 0,16	Aceñolaza & Gallardo Lancho (1994)*
	3,64 $\pm$ 0,15	0,57 $\pm$ 0,26	Torres (2015)*
Carvalho-americano, <i>Quercus rubra</i>	2,32 - 2,86	0,13 - 0,22	Leininger & Winner (1988)
	2,75		Martin et al. (1998)

As espécies do género *Quercus* são conhecidas por possuírem concentrações relativamente elevadas de compostos polifenólicos, como taninos, que ajudam a proteger a planta contra a ação de pragas, mas que também inibem a colonização pelos

microrganismos decompositores e o consumo por macroinvertebrados (Burlacu et al., 2020). As folhas de *Quercus* sp. têm normalmente taxas de decomposição baixas nos habitats lóticos (Abelho, 2001) por possuírem quantidades relativamente altas de lenhina e celulose, que limitam a colonização pelos hifomicetes aquáticos e por terem grandes concentrações de taninos, um composto polifenólico tóxico que afeta a digestão de muitos macroinvertebrados (Dyderski et al., 2020). A concentração de N e P varia entre as espécies (Özkan et al., 2016), sendo relativamente alta nas folhas da espécie *Q. rubra* (Martin et al., 1998).

## 2.2 Locais de estudo

Foram selecionadas três ribeiras, localizadas no distrito de Coimbra, cujas bacias hidrográficas representam quatro usos do solo: a Ribeira dos Polomos (freguesia de Almalaguês), para os locais de floresta nativa e de agricultura, a Ribeira dos Canários (freguesia de Santo António dos Olivais), para o local de plantações de eucalipto e a Ribeira de Coselhas (União das freguesias de Eiras e São Paulo de Frades), para o local urbano.

### 2.2.1 Perfil climático

Segundo a classificação de Köppen, a região de Coimbra (**Figura 1A**) possui um clima temperado seco (Csb), com invernos chuvosos e verões com défice hídrico (IPMA, 2024). As temperaturas médias anuais rondam os 16°C, verificando-se a existência de temperaturas médias mais altas (26,2°C a 28,8°C) entre os meses de junho e setembro e temperaturas médias mais baixas (14,8°C a 16,2°C) entre dezembro e fevereiro (**Figura 1A**). A maior queda de precipitação ocorre nos meses de outubro a janeiro, com valores médios máximos de 126,2 mm em dezembro. A estação seca ocorre nos meses de junho a setembro, com valores médios mínimos de 10,9 mm em julho (**Figura 1A**).

Durante o período de estudo (8 dezembro de 2023 a 26 de janeiro de 2024) ocorreram fenómenos de precipitação intensa que influenciaram o caudal nos locais de estudo (**Figura 1B**). No dia 7 de dezembro de 2023, um dia antes da exposição das amostras, choveu cerca de 30 mm, o que equivalente a 24% do total histórico do mês de dezembro. Nos dias 15 de janeiro e 17 de janeiro de 2024, choveu respetivamente cerca de 25 e 32 mm, o que corresponde a cerca de 23% e 30% do total histórico para o mês de janeiro, ou seja, choveu mais de 53% do total histórico do mês de janeiro.

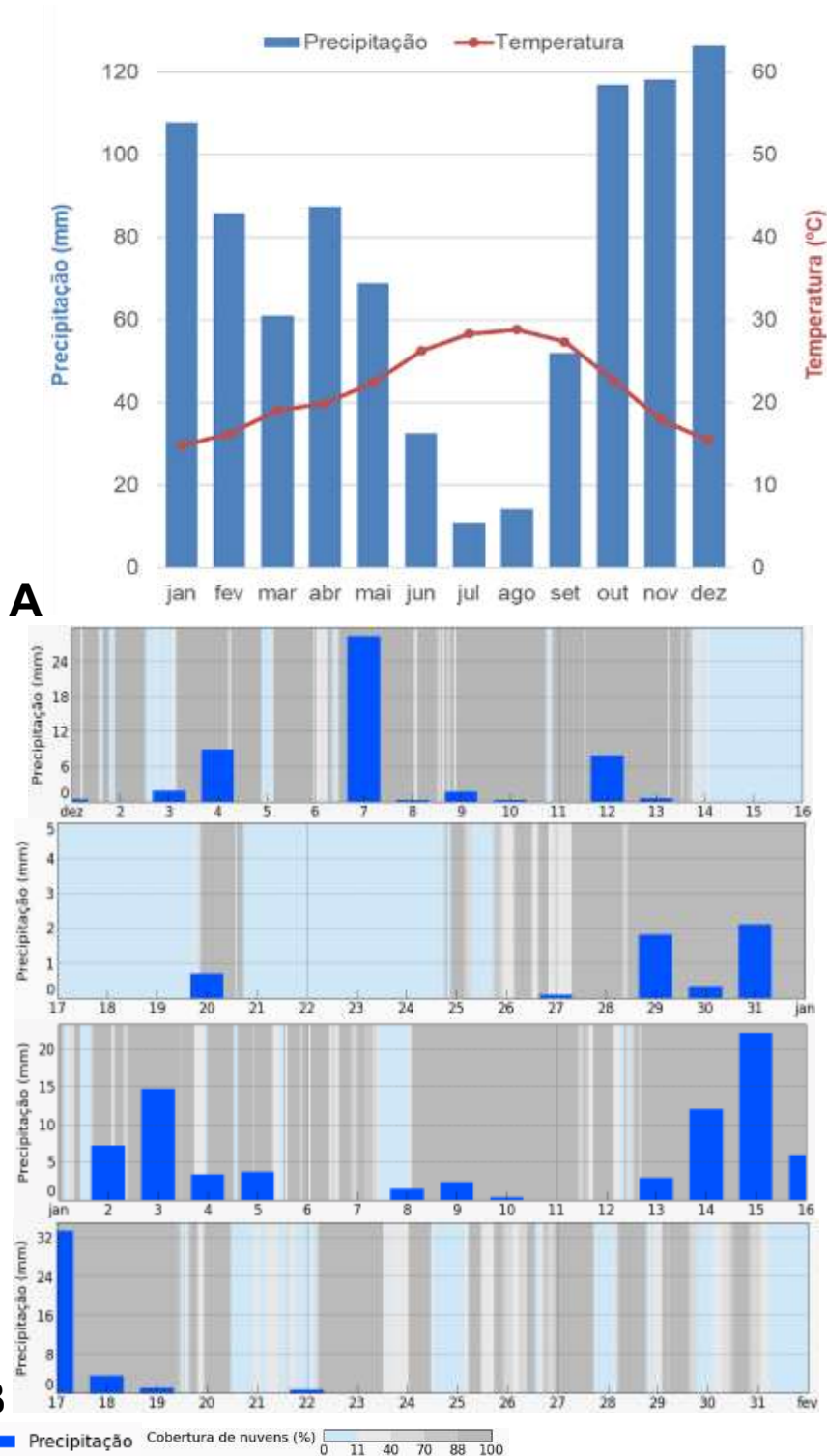


Figura 1 – A. Normais climatológicas (1971-2000) da temperatura e da precipitação médias anuais de Coimbra, registadas na Estação de Bencanta: 40°12'N; 8°27' W; altitude 35 m (IPMA, 2024). B. Precipitação durante o período de estudo (dezembro de 2023 a janeiro de 2024), registada em 40°21'N; 8°42'W, altitude 98 m (meteoblue, 2024).

## 2.2.2 Usos do solo nas bacias hidrográficas

### 2.2.2.1 Metodologia

Para determinar os tipos e as áreas de ocupação do solo foi utilizada a Carta de Uso e Ocupação do Solo de 2018 (COS2018), que especifica os usos do solo em Portugal continental (DGT, 2019). Esta carta encontra-se disponível no Sistema Nacional de Informação Geográfica (SNIG) da Direção-Geral do Território Português (DGT, 2019). Foi utilizado o sistema global de referência cartográfico português PT-TM06/ETRS 89 para determinar os limites geográficos para a representação das bacias hidrográficas. Para a caracterização hidrológica, foram utilizados os metadados da Câmara Municipal de Coimbra (Câmara Municipal de Coimbra, 2024). As taxas de ocupação dos solos e as áreas das bacias hidrográficas foram determinadas com o *software* ArcMap versão 10.8.2.

As áreas das bacias hidrográficas foram determinadas na carta de relevo. Com base nos valores das altitudes das curvas de nível, foi criada uma carta de triângulos (TIN; polígonos de Thiessen) e as informações vetoriais produzidas pela TIN foram convertidas num sistema de pixéis (“Raster”), onde cada valor foi representado por uma unidade métrica de distância (metros) com um nível de precisão de 10 m. Para diminuir erros e incertezas, usou-se a ferramenta “Fill”, para corrigir valores nulos ou inexistentes em cada “Raster”. A partir dos “Raster”, avaliou-se a direção da mudança dos fluxos para cada célula, a partir dos dados obtidos pela ferramenta “Fill” (“Flow direction raster”) e criou-se um “Raster”, tendo em conta a direção de drenagem para cada curso de água. A partir dessa etapa, pela ferramenta “Basin”, foram criadas áreas das bacias hidrológicas de cada ribeira estudada. Por último, esses dados foram convertidos numa rede de polígonos, dando os limites e as áreas das bacias. Após a produção das áreas das bacias, os dados dos usos do solo, usando os níveis da COS2018N4L foram aplicados à área da bacia, agrupando-se nas seguintes categorias:

1. **Floresta nativa:** todas as áreas ocupadas com floresta, excluindo as “Florestas de eucalipto” (nível 5.1.1.5) e as “Florestas de espécies invasoras” (nível 5.1.1.6):
  - a. Floresta de carvalhos (nível 5.1.1.3);
  - b. Floresta de folhosas (nível 5.1.1.7);
  - c. Floresta de resinosas (nível 5.1.2);
  - d. Matos (nível 6.1.1.1).
2. **Eucalipto:** todas as áreas ocupadas com plantações de eucalipto, representadas pelo nível 5.1.1.5;
3. **Agricultura:** todas as áreas ocupadas para uso agrícola, correspondentes às categorias:
  - a. Agricultura (nível 2);
  - b. Pastagens (nível 3).
4. **Urbano:** todas as áreas ocupadas com territórios artificializados, representados pelo nível 1, incluindo todas as edificações, transportes, redes viárias e espaços recreativos, quer naturais, quer seminaturais.

Os dados obtidos pela informação vetorial da COS2018N4L foram convertidos para modelo “Raster”, introduzidos numa base de dados e, tendo em conta com o número de pixéis contabilizados, foram traduzidos em percentagem de ocupação pela seguinte fórmula:

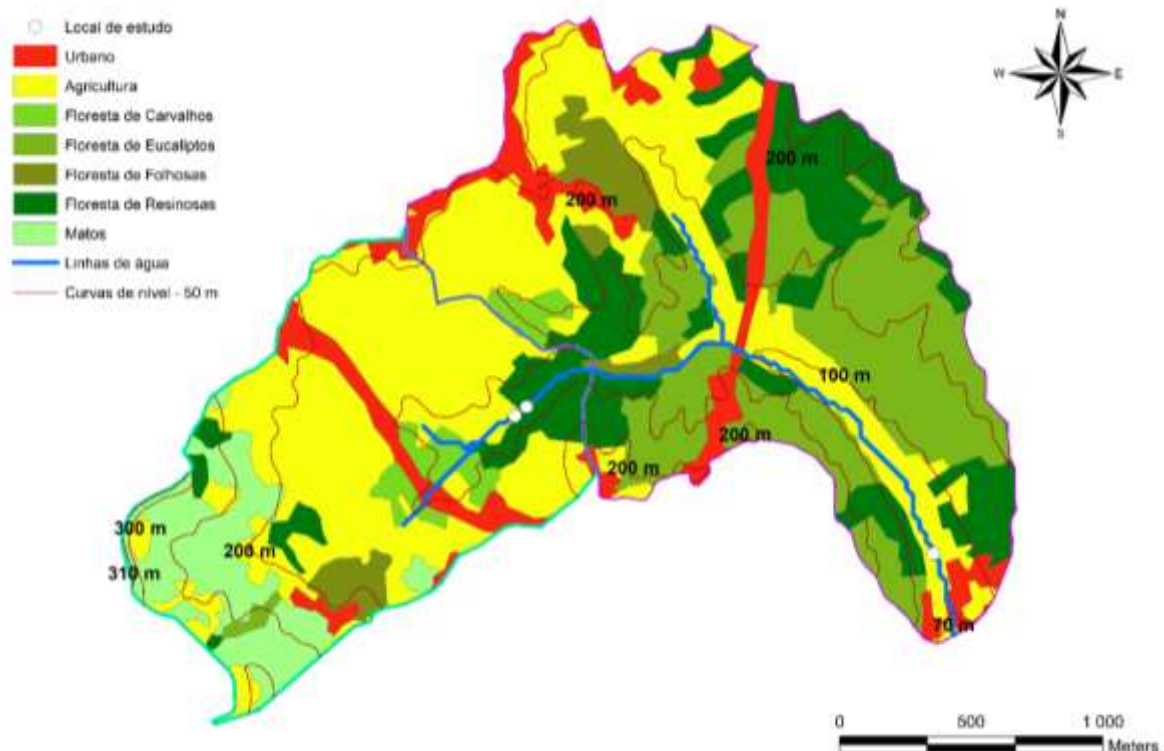
$$\% \text{ Área de Ocupação} = (\text{Count} \times \text{Área} / \text{Sum}) \times 100$$

em que “Count” representa o número de pixéis que foram contabilizados para cada área de ocupação selecionada; “Área”, corresponde ao tamanho dos pixéis ao longo da escala do mapa, representada por m<sup>2</sup> e “Sum” corresponde ao somatório de todos os pixéis que foram traduzidos para cada informação em “Raster” pela COS2018N4L.

### 2.2.2.2 Ribeiro dos Polomos

O Ribeiro dos Polomos (**Figura 2**) tem 3,1 km de comprimento, nasce entre as povoações de Almalaguês e Rio de Galinhas, desagua no rio Corvo, próximo da povoação de Moinhos e tem ordem 2. A sua bacia hidrográfica tem uma área de 4,70 km<sup>2</sup>, ocupada com agricultura (40%), plantações de eucalipto (31%), floresta (31%) e uso urbano (9%). A floresta é composta por resinosa (17%), matos (7%), folhosas (4%) e carvalhos (3%).

Em termos de geologia, a bacia hidrográfica é composta por arenitos, argilitos e evaporitos, existindo intercalações carbonatadas com rochas magmáticas de carícia básica da era Meozóica (LNEG, 2010).

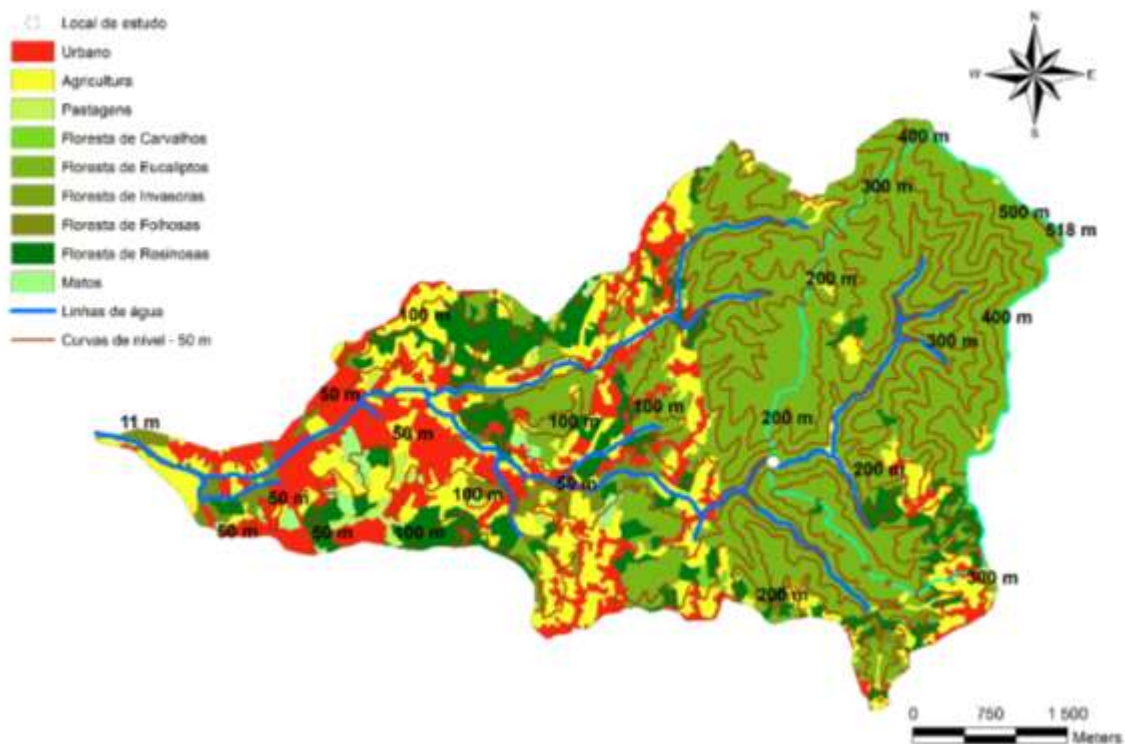


**Figura 2 - Bacia hidrográfica do ribeiro de Polomos na escala 1:10 000, com indicação das áreas ocupadas pelos diferentes usos da terra, seguindo o sistema de cores da COS2018\_ptcontinental. A linha verde-marinho delimita a área da bacia que drena para o local de floresta nativa (a montante) e a linha roxa delimita a área da bacia que drena para o local de agricultura (a jusante).**

### 2.2.3.3 Ribeira dos Canários

A ribeira dos Canários (**Figura 3**) tem 11,4 km de comprimento, nasce na Carapinheira da Serra, desagua “na Vala do Norte”, perto das povoações de Adémia e Pedrulha em Eiras e tem ordem 3. A sua bacia hidrográfica tem uma área de 25,86 km<sup>2</sup>, ocupada por plantações de eucalipto (51%); agricultura (19%), floresta (16%) e uso urbano (13%). A agricultura é composta principalmente por terrenos agrícolas (18%) e uma pequena percentagem pastagens (1%). A floresta é composta por 11% por resinosa (11%), folhosas (4%), 1% de matos (1%) e menos de 1% de carvalhos. Existe também uma pequena área de menos de 1% de floresta de invasoras.

Geologicamente, a bacia hidrográfica é dominada por filitos, metagrauvaques, metachertes, metaconglomerados, metacalcários e alguns xistos nas zonas mais baixas (LNEG, 2010).



**Figura 3** - Bacia hidrográfica da ribeira dos Canários na escala 1:25 000, com indicação das áreas ocupadas pelos diferentes usos da terra, seguindo o sistema de cores da COS2018\_ptcontinental. A linha verde-marinho delimita a área da bacia que drena para o local de eucalipto.

#### 2.2.2.4 Ribeira de Coselhas

A ribeira de Coselhas (Figura 4) percorre a região norte e nordeste da cidade de Coimbra, mas também a região suburbana da freguesia de Santo António dos Olivais. Tem 6,4 km de comprimento, nasce em Vale de Linhares, desagua na albufeira da ponte-Açude de Coimbra no rio Mondego e tem ordem 2. Possui uma bacia hidrográfica com 11,72 km<sup>2</sup>, ocupada com plantações de eucalipto (29%); agricultura (12%), uso urbano (29%) e floresta (28%). A agricultura é composta por terrenos agrícolas (11%) e pastagens (1%). A floresta é composta por folhosas (13%), resinosa (10%), matos (4%) e carvalhos (1%). Existe ainda uma pequena área de floresta de invasoras com 2%.

A natureza geológica da região é semelhante à do Ribeiro dos Polomos, com arenitos e evaporitos e intercalações carbonatadas com rocha magmáticas (LNEG, 2010).

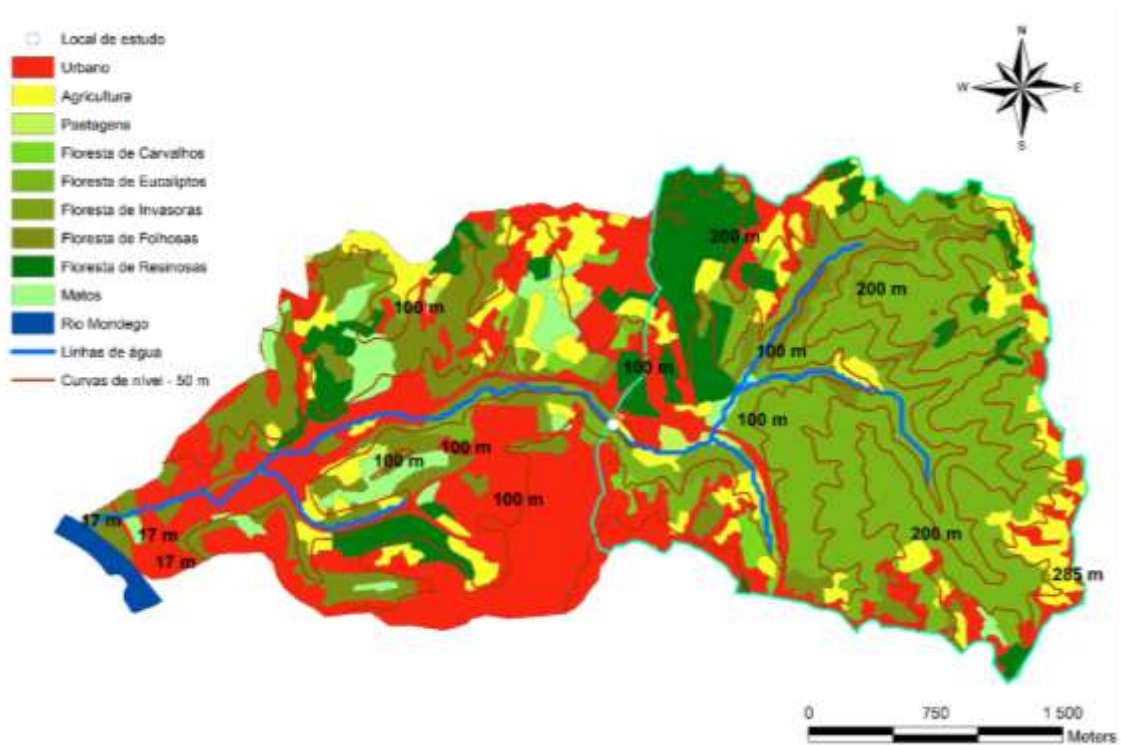


Figura 4 - Bacia hidrográfica da ribeira de Coselhas na escala 1:15 000, com indicação das áreas ocupadas pelos diferentes usos da terra, seguindo o sistema de cores da COS2018\_ptcontinental. A linha verde-marinho delimita a área da bacia que drena para o local urbano.

## 2.2.3 Caracterização dos locais de estudo

### 2.2.3.1 Metodologia

De acordo com a morfologia do local e das condições hidrológicas existentes no dia de início da experiência (8 de dezembro de 2023), foram escolhidos, em cada local, um (agricultura, plantação de eucalipto e urbano) ou dois troços (floresta nativa) para a experiência. Cada local foi caracterizado relativamente ao grau de sombreamento do leito, ao tamanho das partículas de substrato, à existência de folhada no leito e às características físico-químicas da água. Adicionalmente, foi determinada a área e o uso da terra na zona da bacia hidrográfica a montante de cada local.

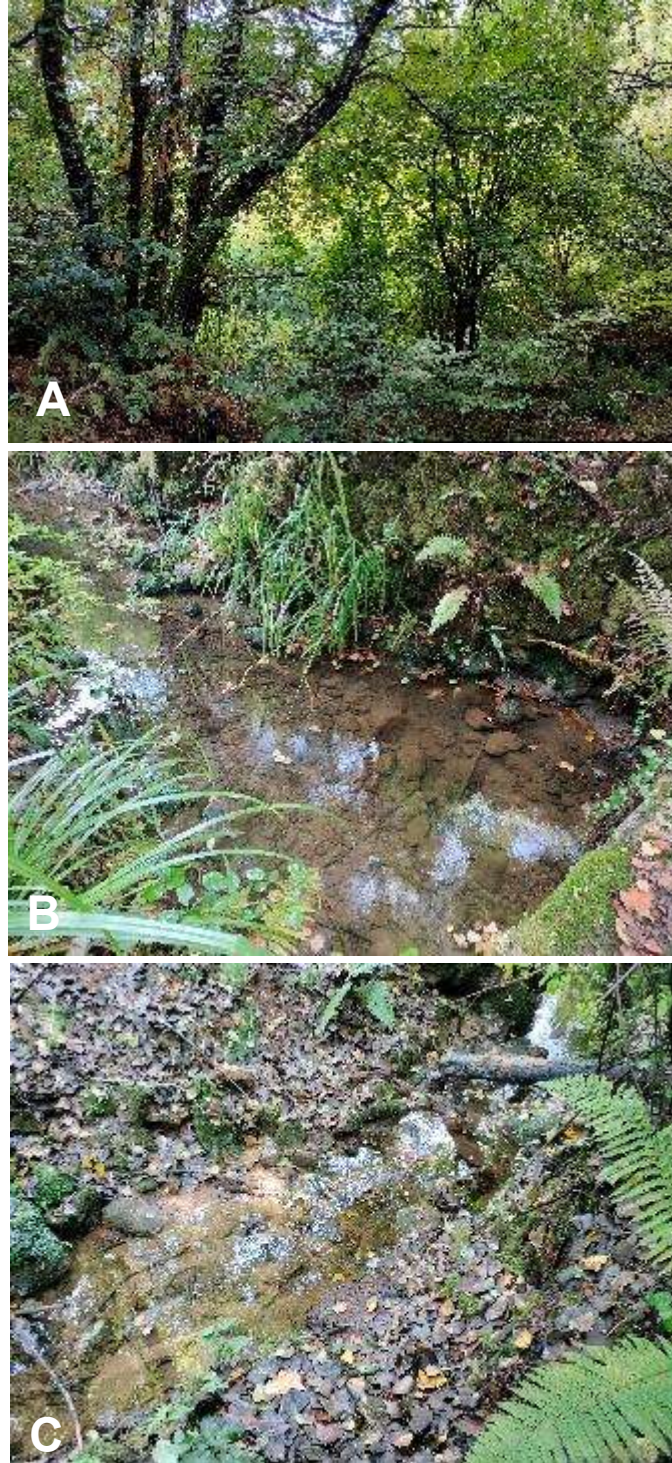
As medições da temperatura, do oxigénio dissolvido, do pH e da condutividade ocorreram no dia de início da experiência (8 de dezembro de 2023), no dia de fim da experiência (26 janeiro de 2024) e duas vezes durante o período da incubação das amostras (18/21 de dezembro de 2023 e 11/12 de janeiro de 2024), utilizando um aparelho multiparâmetro portátil (Hach HQ2200 Multi/2 Channels). Em cada local determinou-se a velocidade superficial da corrente medindo o tempo que uma bola de pingue-pongue demorou a percorrer um troço de comprimento conhecido, repetindo o procedimento quatro vezes no transepto. No início e no final do troço mediu-se a largura, para estimar a largura média e em cada largura mediu-se a profundidade em quatro pontos equidistantes para estimar a profundidade média. O caudal no troço ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) foi determinado multiplicando a área média da seção (largura x profundidade;  $\text{m}^2$ ) pela velocidade média da corrente ( $\text{m s}^{-1}$ ).

### 2.2.3.2 Floresta nativa

O local de floresta nativa, no Ribeiro de Polomos, fica localizado na Bio Reserva Senhora da Alegria (40°07'25"N; 8°23'19"W) a uma altitude de 115 m. Tem ordem 2 e declive de 3,6% desde a nascente, que fica localizada 227 m acima (**Tabela 3**).

A área drenada até ao local é aproximadamente 1,8  $\text{km}^2$ . Na zona da Bio Reserva (Milvoz, 2019), a vegetação é dominada por floresta, que ocupa 36% da área, composta por 19% de matos diversificados de espécies características do clima mediterrâneo local, 9% de resinosas, 5% de carvalhos, principalmente espécies de grande porte, como o carvalho-alvarinho (*Quercus robur* L.) e o carvalho-português (*Quercus faginea* Lam. subsp. Broteroi), 3% de folhosas, como o castanheiro (*Castanea sativa* Mill.) nas zonas de vertentes e uma pequena percentagem de espécies ripícolas ao longo das margens da ribeira, como o ulmeiro (*Ulmus glabra* Huds.), o choupo-negro (*Populus nigra* L.), o salgueiro-branco (*Salix alba* L.) e o salgueiro-negro (*Salix atrocinerea* Brot.). Fora da Bio Reserva, a área é principalmente ocupada por agricultura (56%), algumas propriedades urbanas (8%) e pequenas plantações de eucalipto (<1%). No total, a floresta nativa (matos mediterrânicos, carvalhos e outras folhosas) compõe 27% da ocupação do solo na área de drenagem a montante do local de estudo (**Figura 2**).

Os sacos de folhada foram igualmente distribuídos por dois troços separados por cerca de 35 m. O troço a montante (1,8 m de comprimento) localizava-se numa zona murada, era mais largo, possuía menos vegetação ripícola e menos substrato fino que o troço a jusante (2,0 m de comprimento) (**Figura 5**). O grau de sombreamento do leito era cerca de 85%, a percentagem de folhada no leito variou entre 10 (montante) e 25% (jusante) e o substrato era composto principalmente por partículas finas e pedregulhos (**Tabela 4**).



**Figura 5** – Local de floresta nativa. A. Vista geral da vegetação ripícola; B. Troço de exposição das amostras a montante; C. Troço de exposição das amostras a jusante.

### 2.2.3.3 Agricultura

O local de agricultura, também no Ribeiro de Polomos, localiza-se imediatamente antes da povoação de Flor da Rosa, 1,8 km abaixo do local de floresta nativa (40°07'03"N; 8°22'25"W). Tem ordem 2, altitude de 77 m e declive de 3,4 % nos últimos 1000 m (**Tabela 3**).

Desde o local de floresta nativa até ao local de agricultura, o Ribeiro dos Polomos drena uma área de 2,9 km<sup>2</sup> ocupada por plantações de eucalipto (32%), agricultura pouco intensiva, principalmente ao longo das margens da ribeira (30%), composta principalmente por pequenas hortas e olivais, floresta (28%) e uma pequena área de ocupação urbana associada com a presença de pequenas aldeias (10%) (**Figura 2**). A floresta é composta por matas caducifólias (23%), onde a espécie predominante é o abrunheiro-bravo (*Prunus spinosa L.*), resinosas (4%) e carvalhos (1%).

O troço onde os sacos de folhada foram expostos tinha 9 m de comprimento e encontrava-se sombreado por bambu, que cobria a maior parte das margens, resultando num sombreamento de cerca de 85% (**Figura 6**). A percentagem de folhada no leito, composta principalmente pelas folhas de bambu, variou entre 5 e 15%. O substrato era composto maioritariamente por gravilha e pedregulhos (**Tabela 4**).

**Tabela 3 - Características gerais dos quatro locais de estudo, determinadas a partir da Carta de Uso e Ocupação do Solo de 2018 (COS2018: DGT, 2019). O declive foi calculado nos 1000 m acima de cada local. Uso da terra refere-se à ocupação da área drenada pelo uso da terra correspondente a cada tipologia de local.**

Local	Ribeira	Coordenadas geográficas	Ordem	Altitude (m)	Declive (%)	Uso da terra (%)
Floresta nativa	Polomos	40°07'25"N; 8°23'19"W	2	115,0	3,6	27
Agricultura	Polomos	40°07'03"N; 8°22'25"W	2	77,0	3,4	30
Eucalipto	Canários	40°15'00"N; 8°23'11"W	2	94,5	3,5	88
Urbano	Coselhas	40°13'25"N; 8°24'24"W	2	47,0	1,3	15

**Tabela 4 - Composição do substrato nos quatro locais de estudo. No local de floresta nativa são apresentados, entre parênteses, os valores do troço a montante e a do troço a jusante.**

Local	Pedregulhos (>256 mm)	Pedras (64–256 mm)	Gravilha (2-64 mm)	Partículas finas (<2 mm)
Floresta nativa	20%	15%	5%	60%
Agricultura	40%	20%	30%	10%
Eucalipto	30%	50%	15%	5%
Urbano	10%	5%	35%	50%



**Figura 6 – Local de agricultura. A. Pormenor dos bambus na zona ripícola; B. Troço de exposição das amostras.**

#### **2.2.3.4 Eucalipto**

O local de eucalipto, na Ribeira dos Canários, fica entre as localidades de São Paulo de Frades e Várzeas (40°15'00"N; 8°23'11"W) a 94,5 m de altitude, tem ordem 2 e dista 3,95 km da nascente, com um declive de 3,5% nos últimos 1000 m (**Tabela 3**).

A área de drenagem tem 7,50 km<sup>2</sup>, maioritariamente ocupada com plantações de eucalipto (88%), floresta (6%), agricultura (5%) e uso urbano (1%), maioritariamente zonas de recreação e pequenas urbanizações. A floresta é composta por resinosas (5%) e uma pequena área de folhosas (<1%) perto das zonas urbanizadas (**Figura 3**).

O troço onde os sacos de folhada foram expostos tinha 5 m de comprimento, com bambu nas margens, que sombreava 80% do leito. As folhas de bambu e de eucalipto constituíam a principal folhada no leito, com 10 a 15% (**Figura 7**). O substrato era composto maioritariamente por pedras e pedregulhos (**Tabela 4**).



Figura 7 - Local de eucalipto. A. Vista geral dos eucaliptais; B. Troço de exposição das amostras.

### 2.2.3.5 Urbano

O local urbano, na Ribeira de Coselhas, fica localizado em São Romão, Coimbra (40°13'25"N; 8°24'24"W) a uma altitude de 47 m, tem ordem 2, distancia-se a cerca de 3,95 km da nascente em Vale de Linhares e tem declive de 1,3% nos últimos 1000 m (Tabela 3).

Drena uma área de 6,3 km<sup>2</sup>, ocupada com plantações de eucalipto (51%) ao longo do Vale de Linhares, floresta (19%), uso urbano (15%) e agricultura (12%). A floresta é composta por resinosas (11%), folhosas (5%), carvalhos (2%), principalmente carvalho-negral (*Quercus pyrenaica Willd*) e matos (1%). Além disso, a área ainda conta com 4% de ocupação com florestas de invasoras (*Acacia melanoxylon* R. Br), com maior predominância ao longo da ribeira em Vale de Linhares (Figura 4).

O troço onde os sacos de folhada foram expostos tinha 9 m de comprimento e não possuía vegetação ripícola, apenas espécies herbáceas ao longo das margens com um sombreamento do leito de cerca de 25% e uma percentagem de folhada no leito que variou entre 5 e 15% (**Figura 8**). O substrato era composto principalmente por partículas finas e pedregulhos (**Tabela 4**).



**Figura 8 – Local urbano. A. Vista geral; B. Pormenor mostrando a inexistência de vegetação ripícola.**

### 2.3 Preparação e processamento das amostras

As folhas senescentes de carvalho-americano e de amieiro-dos-Andes foram recolhidas no Outono de 2022 na respetiva zona geográfica e enviadas por correio para Portugal. As folhas senescentes de amieiro-comum foram recolhidas na Escola Superior Agrária de Coimbra em novembro de 2023. Todas as folhas foram deixadas a secar ao ar no laboratório até à sua utilização.

Para exposição das folhas na água utilizaram-se sacos de rede de malha grossa ( $\varnothing$  5 mm, 20 cm x 15 cm) e de malha fina ( $\varnothing$  0,5 mm, 6 cm x 5 cm). Os sacos de malha grossa permitem o acesso de microrganismos e de macroinvertebrados, pelo que avaliam a perda total de massa foliar devido à decomposição microbiana, à

fragmentação biótica e à fragmentação física. Os sacos de malha fina permitem o acesso dos microrganismos, mas impedem o acesso dos macroinvertebrados, pelo que avaliam a perda de massa devido à decomposição microbiana.

Foram pesadas (peso seco ao ar), para cada espécie, oito réplicas por rio, num total de 96 amostras ( $3,00 \pm 0,01$  g) para os sacos de rede de malha grossa e 96 amostras ( $0,201 \pm 0,003$  g) para os sacos de rede de malha fina. As amostras de malha grossa foram identificadas com um código que incluía o tipo de rio, a espécie e o número da amostra de cada espécie (1 a 32). As amostras de malha fina foram identificadas com uma numeração consecutiva de 1 a 96, associada às amostras de malha grossa.

Para estimar o peso seco livre de cinzas (PSLC) inicial foram utilizados quatro amostras-extra ( $1,00 \pm 0,007$  g) de cada espécie. Estas amostras foram secas em estufa a  $60^\circ\text{C}$  durante 72 h, pesadas ( $0,920 \pm 0,011$  g) para determinar o peso seco e queimadas numa mufla a  $550^\circ\text{C}$  durante 5 h, registando o seu peso de cinzas.

Na véspera do início da experiência, as folhas das amostras de malha fina foram introduzidas, juntamente com uma etiqueta, nos sacos, que foram fechados com agrafos. As folhas das amostras de malha grossa foram humedecidas com água destilada para evitar que se quebrassem com o manuseamento (**Figura 9A**). Depois de amolecidas, foram inseridas, juntamente com a etiqueta e com um saco de malha fina, dentro dos sacos de malha grossa, que foram fechados com um fio de algodão (**Figura 9B**). Para cada ribeira, os sacos foram unidos com braçadeiras de plástico formando oito conjuntos de três amostras, uma de cada espécie, pela ordem amieiro-dos-Andes, carvalho-americano e amieiro-comum.

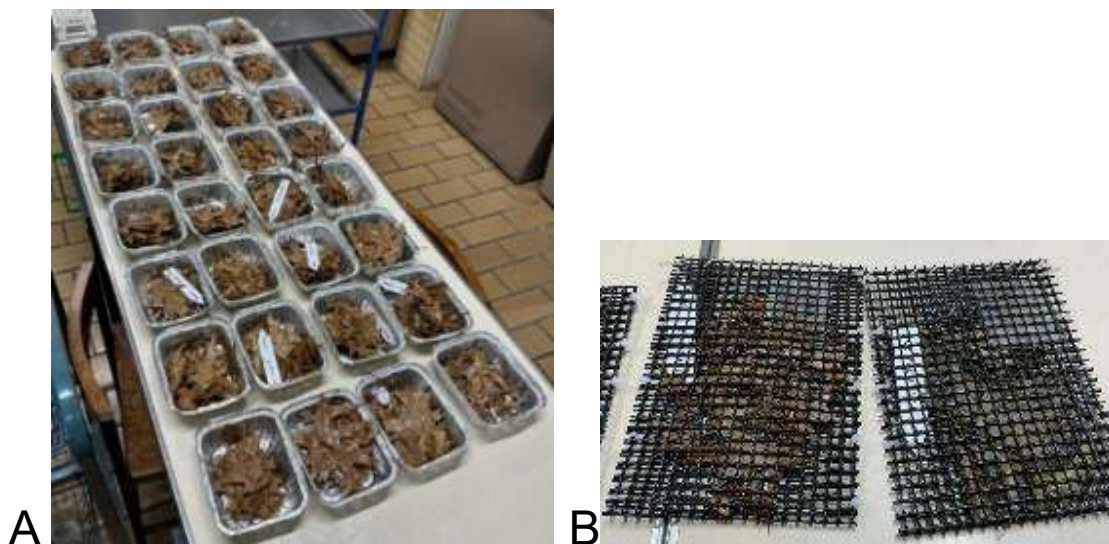


Figura 9 – A. Amostras de carvalho-americano humedecidas, B. Sacos de malha grossa com folhas, etiqueta e saco de malha fina no interior.

No dia 8 de dezembro, os conjuntos de sacos foram expostos nos rios, atados a estruturas da margem e foram assentes sobre o substrato utilizando pedras. As amostras foram recolhidas no dia 26 janeiro de 2024, após 49 dias de incubação, colocadas individualmente em sacos de polietileno, anotando-se todas as observações

efetuadas e foram transportadas para o laboratório dentro de malas térmicas com gelo. No laboratório foram colocadas no frio (5°C) até ao seu processamento nas 48 horas seguintes.

No laboratório, as amostras foram lavadas com água corrente para um crivo de 0,5 mm, lavando-se, gentilmente, as folhas para remover os macroinvertebrados e os detritos acumulados. O conteúdo dos crivos foi colocado em tabuleiros com água da torneira, para se proceder à triagem dos macroinvertebrados, que foram armazenados em frascos com etanol a 70%, para a sua preservação.

As folhas foram separadas e identificadas com o seu respetivo código, sendo depois secas em estufa a 60°C durante 72 horas e pesadas para obter o peso seco final. Posteriormente foram queimadas a 550°C durante 5 horas e o peso das cinzas foi subtraído ao peso seco para obter o peso seco livre de cinzas.

## 2.4 Macroinvertebrados

Os macroinvertebrados foram colocados em caixas de Petri e observados através de uma lupa binocular com ampliação de 10,5x - 45x (Leica Zoom 2000), contados e identificados até ao menor nível taxonómico possível recorrendo à chave taxonómica de Tachet et al. (2000), que se usou também para a classificação em cinco grupos funcionais: (1) detritívoros fragmentadores, (2) detritívoros filtradores, (3) detritívoros coletores, (4) raspadores e (5) predadores. Os detritívoros alimentam-se de partículas de folhada e são considerados fragmentadores quando possuem uma armadura bucal capaz de rasgar e triturar partículas grandes (incluindo, no original, “broyeurs omnivores”, “broyeurs détritviores” e “broyeurs herbivores”), filtradores quando possuem uma adaptação que lhes permite filtrar partículas finas transportadas pela corrente (no original, “filtreurs”) e coletores, quando se alimentam de partículas finas depositadas (no original, “mangeurs de substrat”). Os raspadores alimentam-se raspando superfícies (incluindo, no original, “brouters” e “racleurs de substrat”) e os predadores alimentam-se de outros animais (incluindo, no original, “prédateurs” e “broyeurs carnivores”).

A representatividade dos grupos funcionais nas amostras foi calculada através da percentagem do total de indivíduos. Nos casos em que um táxon tinha mais que um grupo funcional, entrou-se, para o cálculo da percentagem, com a proporção de indivíduos correspondente ao inverso do nº de grupos funcionais. Por exemplo, se um táxon tinha 3 grupos funcionais, usou-se 1/3 do número de indivíduos para cada grupo funcional.

## 2.5 Análise química da água

Para determinar as concentrações de fosfato (P- $\text{PO}_4^-$ ), nitrato (N- $\text{NO}_3^-$ ), amónia (N- $\text{NH}_4^+$ ) e a alcalinidade ( $\text{CaCO}_3$ ), foi recolhida, em cada local, uma amostra de água no início e no final da experiência. As amostras de água foram transportadas para o laboratório numa mala térmica com gelo e congeladas até à sua análise. No dia da análise, as amostras foram descongeladas num banho a 35°C, deixaram-se repousar até atingirem a temperatura ambiente e foram depois filtradas (filtros de papel) e guardadas no frio (5°C) em alíquotas de 100 ml. A análise foi efetuada nos laboratórios da Escola Superior Agrária de Coimbra, sob orientação dos respetivos técnicos.

A alcalinidade foi determinada a partir da análise das concentrações de carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), usando o método de titulação ácido-base. Cada amostra foi analisada em duplicado (10 mL cada), usando-se uma solução branca como controlo. Para a determinação da concentração de carbonato, foram adicionadas duas gotas de indicador de fenolftaleína em cada amostra, que seguidamente foi titulada com uma solução-padrão de ácido clorídrico (HCl), com 0,0102 mole, registando-se o volume de HCl adicionado até ao aparecimento da cor vermelha. Para a determinação da concentração de bicarbonato, o procedimento foi semelhante, mas usou-se o indicador alaranjado de metilo para reagir na presença de bicarbonatos. O volume de HCl utilizado até à alteração de cor das amostras foi corrigido subtraindo o volume de HCl utilizado até alteração de cor dos brancos. O cálculo das concentrações foi efetuado pelas seguintes fórmulas:

$$\text{CO}_3^{2-} (\text{meq L}^{-1}) = 2 \times V1 \times \frac{N \times 1000}{A}$$

$$\text{HCO}_3^- (\text{meq L}^{-1}) = (V2 - (2 \times V1)) \times \frac{N \times 1000}{A}$$

em que: V1 corresponde ao volume de HCl utilizado até à alteração de cor da fenolftaleína (mL); V2 corresponde ao volume de HCl utilizado até à alteração de cor do alaranjado de metilo (mL); N corresponde à normalidade do HCl e A corresponde ao volume da concentração da solução padrão. A alcalinidade foi calculada somando a concentração de bicarbonato com o dobro da concentração de carbonato e o resultado foi multiplicado por 50 para converter o valor em  $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$ .

A concentração de N- $\text{NO}_3^-$  foi medida com o aparelho multiparâmetro (Hach HQ2200 Multi/2 Channels), utilizando o elétrodo (IntelliCAL™ NITRATE ISENO 3181). A concentração de N- $\text{NH}_4^+$  foi determinada seguindo a norma ISO 14255, por espectrofotometria molecular num analisador de fluxo segmentado, após extração com  $\text{CaCl}_2$  (0,01M) na proporção de 1:5 (Skalar, 2004a, Skalar 2004b).

A concentração de fosfato (P- $\text{PO}_4^{3-}$ ) foi quantificada através do método da colorimetria, usando espectrofotometria para determinar a absorbância da luz a 740 nm (Hitachi -UV-VIS Spectrophotometer, modelo U-2000). Após filtração (papel de filtro), as amostras foram analisadas em duplicado, em alíquotas de 7,5 mL, usando-se duas amostras de água destilada como controlo. A cada amostra foram adicionados 5 mL de solução indicadora de vanadato de molibdato de amónia e 30 mL de água destilada para

per fazer um volume total de 50 mL. Após homogeneização e um tempo de reação de 30 minutos, efetuou-se a leitura no espectrofotómetro. A quantificação foi efetuada com base numa curva de calibração ( $R^2=1,0$ ), obtida através da leitura da absorbância em amostras com concentrações conhecidas de fósforo (0,5 a 10 mg L<sup>-1</sup>). A determinação do P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> nas amostras foi calculado pela multiplicação do fator de diluição das amostras, obtido pela razão entre o volume usado (7.5 mL) e o volume total após diluição (50 mL), de acordo com a seguinte fórmula:

$$P\text{-PO}_4^{3-} \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = ((ABS - b)/m) \times \text{fator de diluição}$$

em que: ABS corresponde ao valor de absorbância obtido para cada amostra;  $b$  corresponde ao valor da ordenada na origem obtido pela curva de calibração (-0,0044);  $m$  corresponde ao valor do declive da curva de calibração (0,0194).

## 2.6 Cálculos e análise estatística

Para estimar o PSLC inicial das amostras utilizadas na experiência utilizaram-se os valores de quatro amostras-extra para determinar um fator de correção para cada espécie, obtido pela divisão do seu PSLC pelo seu peso inicial (*Alnus glutinosa*: 0,890; *Alnus acuminata*: 0,887; *Quercus rubra*: 0,867). O PSLC inicial das amostras foi estimado multiplicando o seu peso seco ao ar pelo fator de correção. Para calcular a percentagem de peso seco livre de cinzas restante no final da experiência, determinou-se a razão entre o PSLC final e o PSLC inicial e converteu-se o resultado para percentagem pela seguinte fórmula:

$$\% \text{ de peso perdido} = 100 - (\text{PSLC}_{\text{final}} / \text{PSLC}_{\text{inicial}} \times 100)$$

A diferença entre a perda de peso nos sacos de malha grossa e nos sacos de malha fina foi utilizada para estimar a perda de peso devida à fragmentação.

Para a análise estatística foi utilizado o *software* SPSS (versão 29.0.0.0) com o nível de probabilidade de  $p=0.05$ . Para determinar o cumprimento dos pressupostos da estatística paramétrica, foi utilizado o teste de Levene (F) baseado na média para testar a hipótese de existência de homogeneidade de variâncias (ZAR, 2010). Os dados foram inspecionados com um gráfico de probabilidades observadas *versus* probabilidades esperadas na distribuição normal (ZAR, 2010). Dados heterocedásticos e/ou sem distribuição normal foram transformados recorrendo à transformação logarítmica para abundâncias ( $x'=\ln(x+1)$ ) ou à transformação trigonométrica inversa arco seno para a proporção de grupos funcionais,  $p'$ , de acordo com a seguinte fórmula (ZAR, 2010):

$$p' = \frac{1}{2} \left( \text{arco seno} \sqrt{\frac{x}{n+1}} + \text{arco seno} \sqrt{\frac{x+1}{n+1}} \right)$$

sendo “n”, o número total de indivíduos da amostra e “n” o número de indivíduos no grupo funcional.

Foram utilizadas análises de variância (General Linear Module) de dois fatores (ANOVA), para testar o efeito do local, da espécie e da sua interação na percentagem

de peso perdido e na colonização por macroinvertebrados. Na presença de uma interação significativa, o efeito do local e da espécie foram analisados separadamente, utilizando ANOVA de um fator, dado que, nesses casos, o efeito de um fator depende do nível do outro fator, ou seja, a diferença entre os níveis de um fator não é constante em todos os níveis do outro fator, e por isso não se deve considerar o seu efeito, ainda que os seus fatores sejam significativos (ZAR, 2010). Os dados dos fatores físico-químicos foram analisados recorrendo a ANOVA de um fator.

Quando o efeito de um fator foi significativo, foram efetuadas comparações múltiplas (testes *Post Hoc*), usando o teste de Tukey para avaliar a localização precisa de ocorrência das diferenças (Zar, 2010).

## 3. Resultados

### 3.1 Parâmetros físico-químicos

A velocidade da corrente e o caudal foram elevados em todos os locais no dia do início da experiência (**Figura 10**), limitando a colocação dos sacos nos rios. Nos dias 18 e 21 de dezembro de 2023, registaram-se os valores mais baixos de velocidade e de caudal, que voltaram a aumentar nos dias 11 / 12 de janeiro de 2024 (**Figura 10**), resultando na deslocação dos sacos de folhada no leito, alguns parcialmente soterrados, outros expostos ao ar. Até ao fim da experiência (26 de janeiro de 2024), a velocidade da corrente e o caudal voltaram a aumentar nos locais de eucalipto, urbano e floresta nativa, enquanto no local de agricultura os valores diminuíram. Ocorreram diferenças significativas entre os locais nos valores do caudal e da velocidade da corrente, tendo os valores no local de eucalipto sido significativamente mais elevados que nos outros locais (**Tabela 5 e Tabela 6**).

A temperatura da água variou ao longo do tempo, diminuindo em dezembro e aumentando novamente no final de janeiro. Atingiu o valor mais baixo no local de agricultura, que foi também o local com maior amplitude térmica (4,8°C) e o valor mais alto no local urbano, que foi também o local com menor amplitude térmica (2,0°C) e foi significativamente diferente em todos os locais (**Tabela 5 e Tabela 6**). Os valores de oxigénio dissolvido foram significativamente mais elevados nos locais de floresta nativa e agricultura que no local urbano, que mesmo assim teve uma concentração média de 96% (**Tabela 5 e Tabela 6**). Os valores de pH aproximaram-se da neutralidade em todos os locais, sendo mais elevados no local de floresta nativa e mais baixos no local urbano (**Tabela 5 e Tabela 6**). A alcalinidade e a condutividade foram mais elevadas nos locais de floresta nativa e agricultura e mais baixas nos locais urbano e de eucalipto (**Tabela 5 e Tabela 6**). Quanto à concentração de nutrientes dissolvidos, não se verificaram diferenças significativas entre os locais, embora a concentração de nitrato fosse mais elevada no local urbano, seguida pelo local de agricultura e mais baixa nos locais de eucalipto e de floresta nativa. As concentrações de fosfato foram menores no local urbano e mais elevadas no local de agricultura (**Tabela 5 e Tabela 6**).

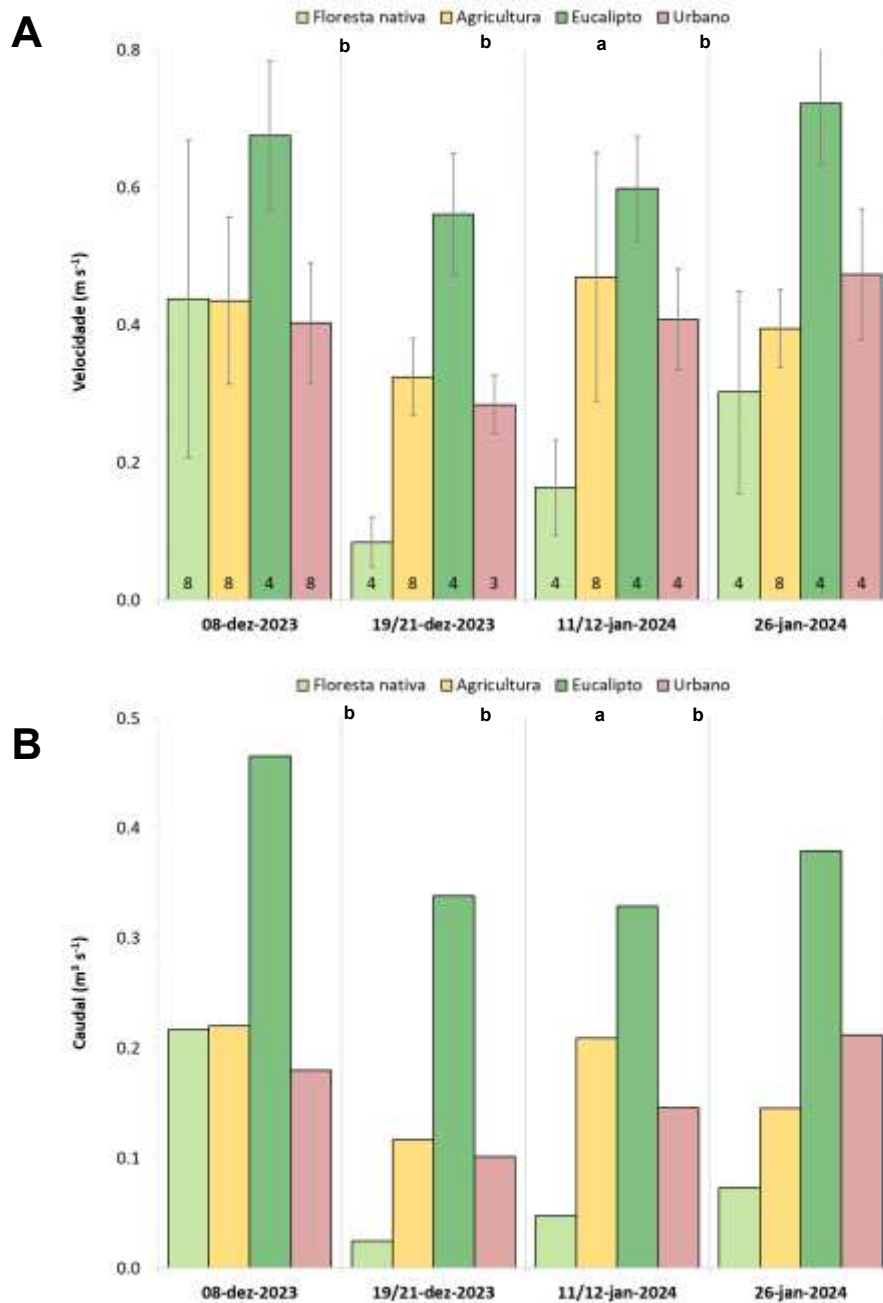


Figura 10 – A. Variação da velocidade da corrente (média  $\pm$  1 desvio padrão das medições em cada dia, indicado pelo algarismo na base das colunas) e B. do caudal em cada local durante o período de estudo. Letras minúsculas diferentes denotam diferenças significativas entre os locais após o teste de Tukey.

Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos da água nos quatro locais durante o período de estudo. Os valores são a média  $\pm$  1 desvio padrão (e amplitude) de 4 medições (temperatura, oxigénio, pH e condutividade) ou de 2 medições (alcalinidade e nutrientes).

Parâmetro	Floresta nativa	Agricultura	Eucalipto	Urbano
<b>Velocidade da corrente (m s<sup>-1</sup>)</b>	0,20 $\pm$ 0,02 (0,04 - 0,34)	0,406 $\pm$ 0,063 (0,324 - 0,470)	0,640 $\pm$ 0,073 (0,561 - 0,723)	0,392 $\pm$ 0,079 (0,284 - 0,474)
<b>Caudal (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)</b>	0,091 $\pm$ 0,086 (0,025 - 0,217)	0,173 $\pm$ 0,050 (0,117 - 0,220)	0,378 $\pm$ 0,062 (0,329 - 0,465)	0,160 $\pm$ 0,047 (0,101 - 0,212)
<b>Temperatura (°C)</b>	10,80 $\pm$ 1,98 (8,2 - 13,0)	11,05 $\pm$ 1,48 (9,1 - 12,7)	12,70 $\pm$ 1,34 (11,1 - 14,7)	13,40 $\pm$ 1,27 (12,0 - 14,8)
<b>O<sub>2</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	11,10 $\pm$ 0,63 (10,76 - 12,0)	11,20 $\pm$ 0,48 (10,64 - 11,80)	10,74 $\pm$ 0,18 (10,51 - 10,92)	10,21 $\pm$ 0,24 (9,80 - 10,5)
<b>% O<sub>2</sub></b>	100,1 $\pm$ 2,4 (96,5 - 101,8)	101,2 $\pm$ 2,8 (97,4 - 104,1)	100,9 $\pm$ 1,8 (98,5 - 102,9)	95,9 $\pm$ 1,9 (93,7 - 97,6)
<b>pH</b>	7,89 $\pm$ 0,22 (7,64 - 8,17)	7,54 $\pm$ 0,11 (7,42 - 7,68)	7,02 $\pm$ 0,62 (6,35 - 7,80)	6,96 $\pm$ 0,45 (6,44 - 7,54)
<b>Condutividade (µS cm<sup>-1</sup>)</b>	616,5 $\pm$ 61,5 (535 - 681)	458,5 $\pm$ 33,5 (416 - 492)	134,4 $\pm$ 4,5 (128 - 138)	238,7 $\pm$ 110,3 (91 - 326)
<b>Alcalinidade (mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>)</b>	158,7 $\pm$ 9,9 (151,7 - 165,8)	153,6 $\pm$ 33,4 (130,1 - 177,2)	35,7 $\pm$ 28,8 (15,3 - 56,1)	38,3 $\pm$ 32,5 (15,3 - 61,2)
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,60 $\pm$ 0,57 (1,20 - 2,00)	4,71 $\pm$ 3,32 (2,36 - 7,06)	1,60 $\pm$ 0,62 (1,14 - 2,04)	6,12 $\pm$ 1,46 (5,08 - 7,05)
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,08 $\pm$ 0,02 (0,07 - 0,10)	0,08 $\pm$ 0,03 (0,03 - 0,11)	0,08 $\pm$ 0,09 (0,02 - 0,15)	0,04 $\pm$ 0,01 (0,04 - 0,05)
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,70 $\pm$ 0,73 (1,19 - 2,22)	1,96 $\pm$ 0,36 (1,70 - 2,22)	1,74 $\pm$ 0,18 (1,62 - 1,87)	1,23 $\pm$ 0,06 (1,19 - 1,27)

Tabela 6 - Resultados da ANOVA, testando o efeito do local nos parâmetros físico-químicos da água. Os resultados completos, assim como os testes dos pressupostos da estatística paramétrica encontram-se no Apêndice A. Letras sobrescritas diferentes denotam diferenças significativas entre os locais após o teste de Tukey. Nos resultados do teste de Tukey, os locais são apresentados por ordem decrescente do seu valor. Nat=floresta nativa; Agr=agricultura; Euc=eucalipto; Urb=urbano.

Parâmetro	F	DF	p	Tukey
<b>Velocidade da corrente</b>	10,556	3,12	<b>0,001</b>	Euc <sup>a</sup> Agr <sup>b</sup> Urb <sup>b</sup> Nat <sup>b</sup>
<b>Caudal</b>	15,231	3,12	<b>&lt; 0,001</b>	Euc <sup>a</sup> Agr <sup>b</sup> Urb <sup>b</sup> Nat <sup>b</sup>
<b>Temperatura</b>	2,708	3,12	0,092	
<b>O<sub>2</sub></b>	4,480	3,12	<b>0,025</b>	Agr <sup>a</sup> Nat <sup>a</sup> Euc <sup>ab</sup> Urb <sup>b</sup>
<b>% O<sub>2</sub></b>	4,786	3,12	<b>0,020</b>	Agr <sup>a</sup> Euc <sup>a</sup> Nat <sup>ab</sup> Urb <sup>b</sup>
<b>pH</b>	4,886	3,12	<b>0,019</b>	Nat <sup>a</sup> Agr <sup>ab</sup> Euc <sup>b</sup> Urb <sup>b</sup>
<b>Condutividade</b>	44,051	3,12	<b>&lt; 0,001</b>	Nat <sup>a</sup> Agr <sup>b</sup> Urb <sup>c</sup> Euc <sup>c</sup>
<b>Alcalinidade</b>	12,251	3,4	<b>0,017</b>	Nat <sup>a</sup> Agr <sup>a</sup> Urb <sup>b</sup> Euc <sup>b</sup>
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	2,979	3,4	0,160	
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	0,314	3,4	0,816	
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	1,083	3,4	0,452	

## 3.2 Decomposição

### 3.2.1 Malha grossa

Não houve interação significativa entre as espécies e os locais na perda de peso dos sacos de malha grossa (**Tabela 7**). Ocorreram diferenças significativas entre as espécies, com maior perda de massa nas folhas de *A. glutinosa* (82%) que nas outras duas espécies, cuja decomposição foi semelhante, com 39-40% de perda de massa (**Figura 11A, Tabela 7**). Também ocorreram diferenças significativas entre os locais, sendo o local de eucalipto (61%) significativamente diferente dos locais de agricultura (50%) e urbano (49%), enquanto o local de floresta nativa (56%) foi semelhante aos restantes locais (**Figura 11A, Tabela 7**).

**Tabela 7 - Resultados das ANOVA testando o efeito da espécie, do local e da sua interação na perda de massa. Os resultados completos, assim como os testes dos pressupostos da estatística paramétrica encontram-se no Apêndice A. Letras minúsculas sobrescritas diferentes denotam diferenças significativas entre espécies ou entre locais. Os efeitos assinalados com \* foram determinados usando ANOVA de um fator, com os dados transformados em função logarítmica onde é indicado (x'). Nos resultados do teste Tukey, as espécies e os locais são apresentados por ordem decrescente do seu valor. A.glu=A. glutinosa; A.acu=A. acuminata; Q.rub=Q. rubra; Nat=floresta nativa; Agr=agricultura; Euc=eucalipto; Urb=urbano.**

<b>Malha grossa</b>	<b>F</b>	<b>DF</b>	<b>p</b>	<b>Tukey</b>
Espécie	120,70	2;83	< 0,001	A.glu <sup>a</sup> Q.rub <sup>b</sup> A.acu <sup>b</sup>
Local	5,08	3;83	0,003	Euc <sup>a</sup> Nat <sup>ab</sup> Agr <sup>b</sup> Urb <sup>b</sup>
Interação	1,73	6;83	0,123	
<b>Malha fina</b>	<b>F</b>	<b>DF</b>	<b>p</b>	<b>Tukey</b>
Espécie	358,30	2;75	< 0,001	
Local	10,23	3;75	< 0,001	
Interação	3,50	6;75	<b>0,004</b>	
* Espécie (x')	8,98	2;84	<b>&lt; 0,001</b>	A.glu <sup>a</sup> Q.rub <sup>b</sup> A.acu <sup>c</sup>
* Local	0,85	3;83	0,470	
<b>Malha grossa - malha fina</b>	<b>F</b>	<b>DF</b>	<b>p</b>	<b>Tukey</b>
Espécie	8,09	2;75	< 0,001	
Local	6,24	3;75	< 0,001	
Interação	2,76	6;75	<b>0,018</b>	
* Espécie	6,57	2;84	<b>0,002</b>	A.glu <sup>a</sup> A.acu <sup>ab</sup> Q.rub <sup>b</sup>
* Local (x')	2,32	3;83	<b>0,013</b>	Euc <sup>a</sup> Nat <sup>a</sup> Agr <sup>ab</sup> Urb <sup>b</sup>
<b>Malha grossa / malha fina</b>	<b>F</b>	<b>DF</b>	<b>p</b>	<b>Tukey</b>
Espécie	18,027	2;74	< 0,001	
Local	4,502	3;74	<b>0,006</b>	
Interação	2,351	6;74	<b>0,039</b>	
* Espécie	14,851	2;82	< 0,001	A.acu <sup>a</sup> Q.rub <sup>b</sup> A.glu <sup>b</sup>
* Local	2,841	3;83	<b>0,043</b>	Nat <sup>a</sup> Euc <sup>ab</sup> Agr <sup>ab</sup> Urb <sup>b</sup>

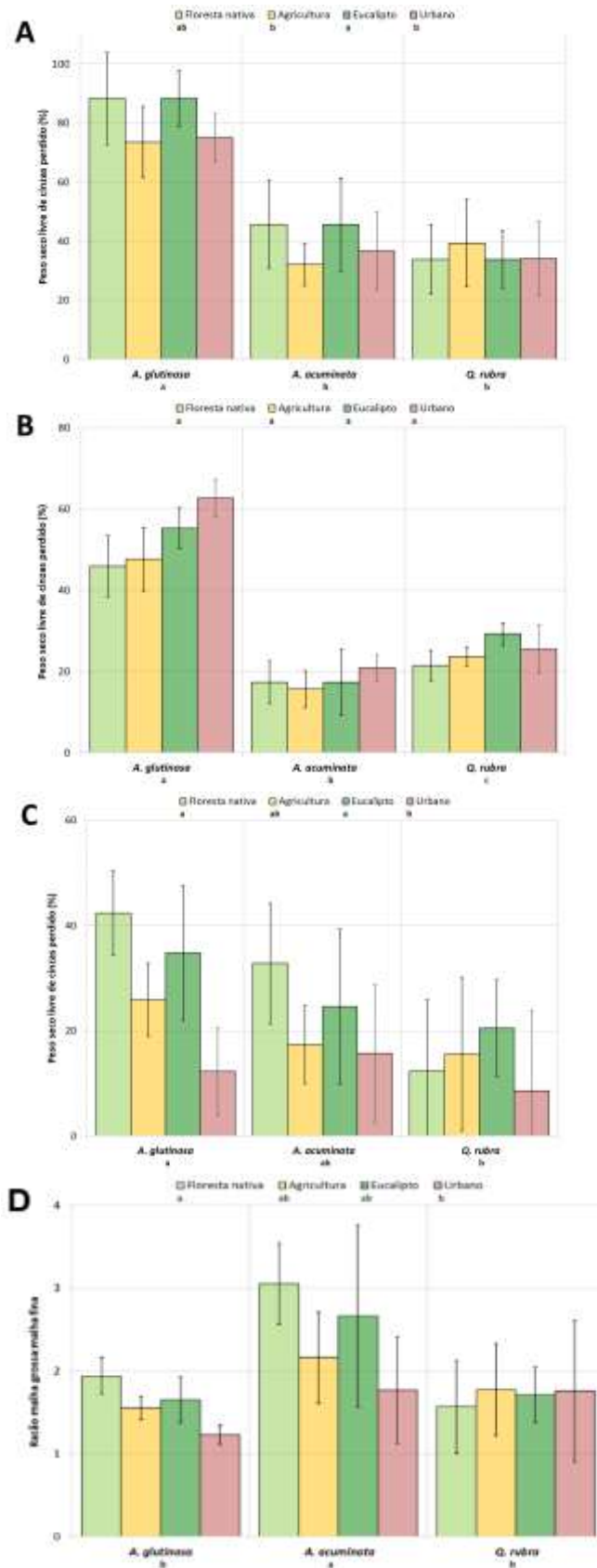


Figura 11 - Massa perdida de cada espécie após 49 dias em cada local (média  $\pm$  1 desvio padrão). A. Malha grossa; B. Malha fina, C. Diferença entre malha grossa e malha fina, D. Razão entre malha grossa e malha fina. Letras minúsculas diferentes denotam diferenças significativas entre as espécies (eixo das abscissas) ou entre os locais (legenda) após o teste de Tukey.

### 3.2.2 Malha fina

Verificou-se a existência de uma interação significativa entre as espécies e os locais (**Tabela 7**). O teste separado do efeito da espécie e do local mostrou a existência de diferenças significativas entre as espécies, que foram todas diferentes. A espécie *A. glutinosa* perdeu em média 52% da sua massa inicial, seguida pela espécie *Q. rubra* com 24% e finalmente a espécie *A. acuminata* com 18% (**Figura 11B, Tabela 7**). As folhas perderam em média 36% da sua massa original no local urbano, 34% no local de eucalipto, 31% no local de agricultura e 28% no local de floresta nativa, sem diferenças significativas entre os locais (**Figura 11B, Tabela 7**).

### 3.2.3 Diferença entre malha grossa e malha fina

Os resultados mostraram a existência de uma interação significativa entre espécies e locais (**Tabela 7**), pelo que se testou o efeito separado do local e da espécie. Houve diferenças significativas de perda de massa entre as espécies, com valores mais elevados em *A. glutinosa* (30%), valores mais baixos em *Q. rubra* (17%) e *A. acuminata* semelhante às outras duas espécies, com 23% (**Figura 11C, Tabela 7**). Ocorreram também diferenças significativas entre os locais, com valores mais elevados nos locais de floresta nativa (29%) e de eucalipto (27%) e valores mais baixos no local urbano (15%), enquanto o local de agricultura foi semelhante aos restantes, com 22% (**Figura 11C, Tabela 7**).

### 3.2.4 Razão entre malha grossa e malha fina

Ocorreu uma interação significativa entre as espécies e os locais (**Tabela 7**). A análise separada dos dois fatores revelou diferenças significativas entre as espécies, com rácios maiores nas amostras de *A. acuminata* (2,41) e rácios semelhantes nas amostras de *Q. rubra* (1,69) e de *A. glutinosa* (1,60). Ocorreram também diferenças significativas entre os locais, com valores mais altos no local de floresta nativa (2,15), valores mais baixos no local urbano (1,58) e valores intermédios no local de eucalipto (2,01) e no local de agricultura (1,78).

## 3.3 Macroinvertebrados

### 3.3.1 Abundância de indivíduos

No total, foram recolhidos 2420 indivíduos, dos quais 62% estavam associados no local urbano (1510 indivíduos), com uma tendência decrescente de abundância nos locais de agricultura, com apenas 20% (494 indivíduos), 11% no local de eucalipto (260 indivíduos) e apenas 6% no local de floresta nativa (156 indivíduos). A distribuição dos indivíduos pelas espécies de folhas foi mais homogênea, com 958 indivíduos nos sacos de *Q. rubra*, 836 indivíduos nos sacos de *A. acuminata* e 626 indivíduos nos sacos de *A. glutinosa* (**Apêndice B**).

Não ocorreu interação significativa entre os locais e as espécies (**Tabela 8**). Em média, 30 indivíduos colonizaram as folhas de *Q. rubra*, 27 colonizaram as folhas de *A. acuminata* e 20 colonizaram as folhas de *A. glutinosa* (**Figura 12A**), sem diferenças significativas entre as espécies (**Tabela 8**). Os locais urbano e de agricultura, com médias de 62 e de 22 indivíduos, respetivamente, foram significativamente diferentes dos locais de eucalipto e de floresta nativa, com médias de 11 e 7 indivíduos, respetivamente (**Tabela 8; Figura 12A**).

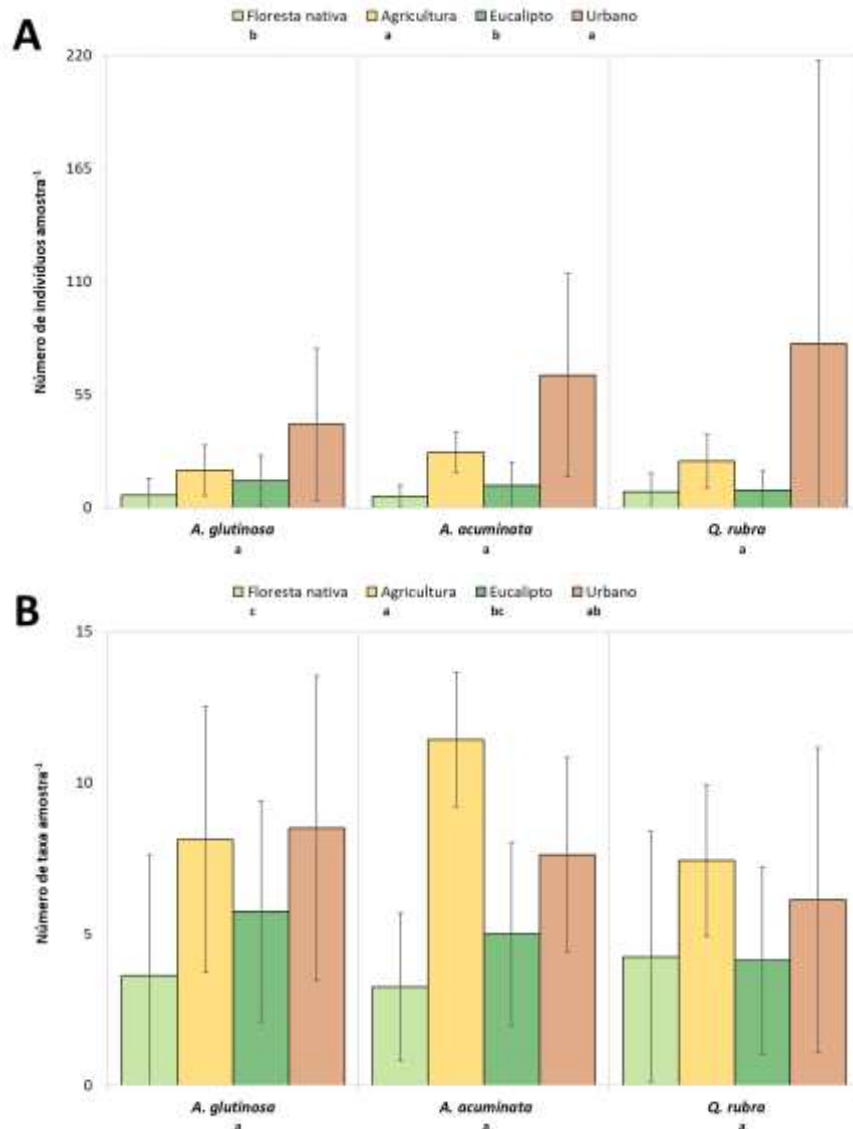


Figura 12 – Colonização por macroinvertebrados das folhas de cada espécie após 49 dias em cada local (média  $\pm$  1 desvio padrão). A. Abundância de indivíduos. B. Abundância de taxa. Letras minúsculas diferentes denotam diferenças significativas entre as espécies (eixo das abcissas) ou entre os locais (legenda) após o teste de Tukey.

### 3.3.2 Abundância de taxa e composição taxonómica

Foram identificados, no total, 89 taxa diferentes, com maior número registado no local de agricultura (53 taxa), seguido pelos locais de eucalipto (48 taxa), urbano (39

*taxa*) e por último o local de floresta nativa (30 *taxa*). Na colonização das espécies de folha, o maior número de *taxa* diferentes foi registado na espécie *A. glutinosa*, com um máximo de 62 *taxa*, seguindo-se a espécie *Q. rubra*, com 60 *taxa* e finalmente na espécie *A. acuminata*, com apenas 57 *taxa* (**Apêndice B**).

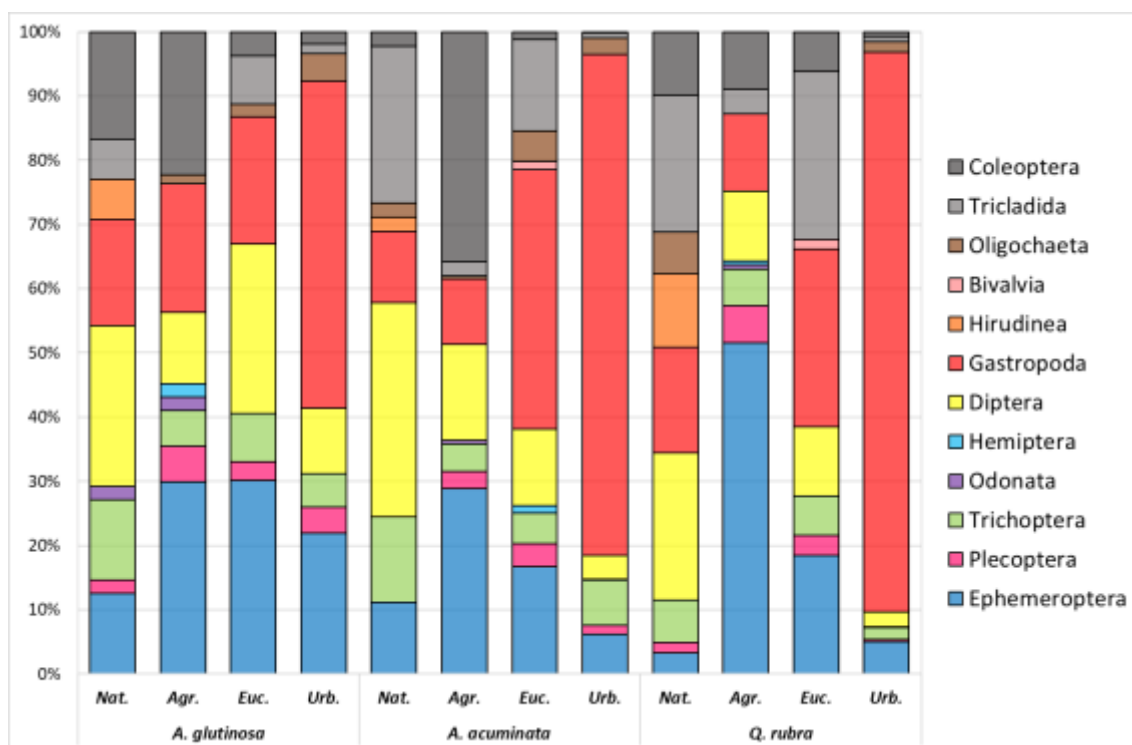
Não houve uma interação significativa entre as espécies e os locais. Não se verificaram diferenças significativas entre as espécies (**Tabela 8**), cuja colonização média variou entre 7 (*A. acuminata* e *A. glutinosa*) e 5 *taxa* (*Q. rubra*) (**Figura 12B**). Contudo, ocorreram diferenças significativas entre os locais, com os valores mais elevados no local de agricultura, com 9 *taxa* e os valores mais baixos no local de floresta nativa, com 4 *taxa*. O local urbano, com 7 *taxa*, foi semelhante ao local de agricultura e de eucalipto que, com 5 *taxa*, foi também semelhante ao local de floresta nativa (**Tabela 8, Figura 12B**).

**Tabela 8 - Resultados das ANOVA testando o efeito da espécie, do local e da sua interação na colonização das folhas por macroinvertebrados. Os resultados completos, assim como os testes dos pressupostos da estatística paramétrica encontram-se no Apêndice A. Os dados foram transformados com função logarítmica ( $x'$ ) ou com função arco seno ( $p'$ ) onde indicado. Letras minúsculas sobrescritas diferentes denotam diferenças significativas entre espécies ou entre locais após o teste de Tukey. Nos resultados do teste Tukey, as espécies e os locais são apresentados por ordem decrescente do seu valor. Nat=floresta nativa; Agr=agricultura; Euc=eucalipto; Urb=urbano.**

Nº de indivíduos ( $x'$ )	F	DF	p	Tukey
Espécie	0,934	2;82	0,397	
Local	17,128	3;82	< 0,001	Urb <sup>a</sup> Agr <sup>a</sup> Euc <sup>b</sup> Nat <sup>b</sup>
Interação	0,467	6;82	0,831	
Nº de <i>taxa</i>	F	DF	p	Tukey
Espécie	0,941	2;82	0,394	
Local	9,080	3;82	< 0,001	Agr <sup>a</sup> Urb <sup>ab</sup> Euc <sup>bc</sup> Nat <sup>c</sup>
Interação	0,869	6;82	0,521	
Proporção de fragmentadores ( $p'$ )	F	DF	p	Tukey
Espécie	0,070	2;82	0,932	
Local	20,124	3;82	< 0,001	Agr <sup>a</sup> Euc <sup>ab</sup> Nat <sup>c</sup> Urb <sup>c</sup>
Interação	1,563	6;82	0,168	

A composição taxonómica da comunidade de macroinvertebrados diferiu entre os locais, com maior predominância de dípteros no local de floresta nativa, de efemerópteros no local de agricultura e de gastrópodes nos locais de eucalipto e urbano (**Apêndice B**). Os insetos foram os organismos dominantes nos locais de agricultura (81%), floresta nativa (56%), e de eucalipto (52%), sendo menos representados no local urbano (20%). Dentro deste grupo, os grupos de macroinvertebrados sensíveis pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), compuseram 46% da comunidade no local de agricultura; 32% no local de eucalipto; 20% no local de floresta nativa e apenas 15% no local urbano.

Na **Figura 13**, foram agrupados os taxa que compuseram 75% da colonização entre as amostras. No local de floresta nativa, cerca de 26% da comunidade era constituída por dípteros (famílias Simuliidae e Athericidae), 17% por planárias, 15% por gastrópodes e 10% por tricópteros (família Hydropsychidae). Já no local de agricultura, 36% da comunidade era composta por efemerópteros (famílias Ephemerellidae e Leptophlebiidae), 23% por coleópteros (família Elmidae) e 14% por gastrópodes (família Hydrobiidae). No local de eucalipto, 28% da comunidade era composta por gastrópodes (família Hydrobiidae e Planorbidae), 22% por efemerópteros (famílias Ephemerellidae e Leptophlebiidae) e 17% por dípteros (famílias Simuliidae e Athericidae). No local urbano, os gastrópodes da família Hydrobiidae dominaram a comunidade com 75% do total de indivíduos.



**Figura 13** - Composição taxonómica da comunidade de macroinvertebrados associada às folhas de cada espécie após 49 dias em cada local.

### 3.3.3 Grupos funcionais

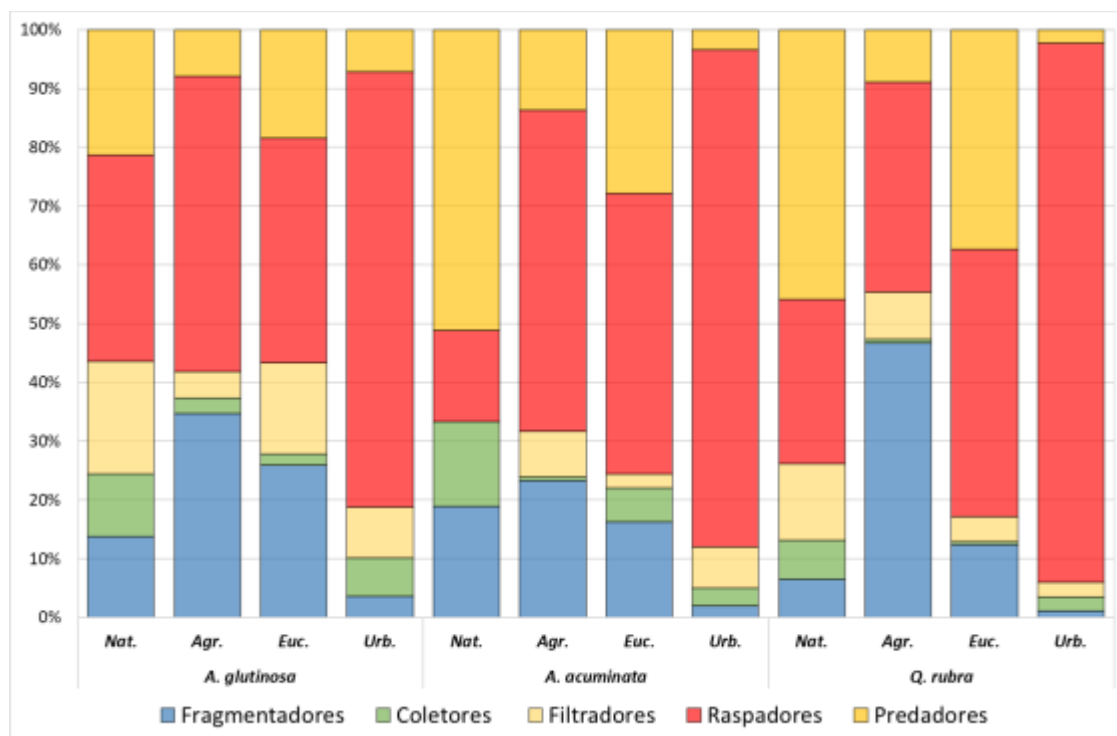
O grupo funcional de macroinvertebrados mais abundante foi o grupo dos raspadores (**Figura 14**), que constituiu, em média, cerca de 16 a 92% do total de indivíduos das amostras em cada local, onde o seu máximo foi atingido no local urbano, nas amostras de *Q.rubra* (92%). Nas amostras, este grupo colonizava as folhas igualmente para cada espécie, com uma média de colonização de 49% nas amostras de *A. glutinosa*, 50% nas folhas de *Q.rubra* e 51% nas folhas de *A.acuminata*.

Os predadores compuseram o segundo lugar da liderança dos grupos funcionais, com uma média de indivíduos colonizados entre os 2 a 51% para cada amostra em cada local, atingindo o máximo da percentagem no local de floresta nativa, na espécie

*A. acuminata* (51%) (**Figura 14**). Nas amostras, as colonizações das folhas foram mais altas nas folhas de *Q. rubra* e de *A. acuminata*, média de 24%, e menos nas folhas de *A. glutinosa*, média de 14%,

Os detritívoros filtradores e coletores pouco contribuíram para a colonização. Os filtradores constituíram entre 0 e 19% do total de indivíduos das amostras em cada local, onde a percentagem maior situou-se no local de floresta nativa, na amostra de *A. glutinosa* (19%), apresentando maior percentagem nas amostras de *A. glutinosa* (média 12%), do que as amostras de *Q. rubra* (média 7%) e nas amostras de *A. acuminata* (média 4%). Os coletores constituíram 0 a 14% de todos os indivíduos presentes nas amostras em cada local, atingindo o seu máximo no local de floresta nativa, nas *A. acuminata* (14%) (**Figura 14**). Sendo as colonizações mais abundantes na espécie *A. acuminata* (média 6%), seguindo depois na espécie de *A. acuminata* (média 5%), com as menores presenças nas amostras de *Q. rubra* (média 3%).

O grupo dos detritívoros fragmentadores constituiu, em média, 1 a 47% dos indivíduos que colonizaram as três espécies nos quatro locais, atingindo o seu máximo no local de agricultura, na amostra de *Q. rubra* (47%). Não existiu uma interação significativa entre os locais e as espécies e não ocorreram diferenças significativas entre as espécies, cuja colonização por fragmentadores foi, em média, 16% em *A. glutinosa*, 17% em *Q. rubra* e 20% em *A. acuminata* (**Tabela 8; Figura 14**). Os locais foram significativamente diferentes, com valores mais altos no local de agricultura (35%), valores intermédios nos locais de eucalipto e de floresta nativa (respetivamente 20 e 12%) e o mínimo no local urbano, com 5% (**Tabela 8; Figura 14**).



**Figura 14 - Grupos funcionais de macroinvertebrados associados às folhas de cada espécie após 49 dias em cada local.**

## 4. Discussão

Os resultados obtidos não permitiram aceitar as nossas hipóteses, já que (1) a carga de nutrientes na água – embora mais elevada no local urbano – não afetou significativamente a perda de massa nos sacos de malha fina (decomposição microbiana); (2) a colonização por macroinvertebrados não foi mais elevada no local de floresta nativa; (3) a razão malha grossa/malha fina teve os valores mais altos no local de floresta nativa, demonstrando que, pelo menos neste caso, valores mais altos não revelam uma alteração severa da integridade funcional. Os resultados demonstram que a decomposição dos detritos (1) diferiu entre os locais sujeitos a diferentes usos do solo, diminuindo com a redução da presença de vegetação ripícola, (2) que essas diferenças se deveram principalmente à fragmentação, e que (3) a fragmentação terá sido em grande parte devida à abrasão física dos regimes hidrológicos torrenciais que ocorreram devido aos fenómenos de precipitação.

### 4.1 Efeito da espécie de folha na decomposição

A decomposição mais rápida ocorreu nas folhas de *A. glutinosa*, que, ricas em compostos azotados, pobres em taninos e macias, são mais facilmente decompostas através da ação biótica, quer de microrganismos quer de macroinvertebrados, e mais suscetíveis à fragmentação abiótica (Abelho, 2008; Abelho & Canhoto, 2020; Ferreira & Graça, 2023). Pelo contrário, as folhas de *Q. rubra* e de *A. acuminata*, mais ricas em taninos e mais duras, decompueram-se mais lentamente (Abelho, 2001; Torres, 2015; Marks, 2019; Ferreira & Graça, 2023; Bogatov et al., 2024).

A elevada alcalinidade da água tem sido indicada como um fator de aceleração da decomposição microbiana de folhas com altos valores nutricionais. Em rios com elevados valores de alcalinidade, a atividade de enzimas como a pectina liase pode ser estimulada, promovendo a atividade microbiana (Suberkropp, 1995). Neste estudo, os locais de floresta nativa e de agricultura, no mesmo ribeiro, tinham alcalinidade muito mais elevada que os outros dois locais, mas a decomposição microbiana das duas espécies de amieiro foi mais elevada no local urbano, onde a concentração de azoto era mais elevada. Assim, ou a alcalinidade não influenciou os resultados obtidos ou outros fatores – como a concentração de nutrientes da água - sobrepuseram-se ao efeito deste parâmetro, favorecendo a decomposição microbiana do amieiro-comum.

A decomposição microbiana do amieiro-comum foi pelo menos o dobro da decomposição microbiana das outras duas espécies, contribuindo para a decomposição mais rápida e a maior colonização de detritívoros fragmentadores nesta espécie (Abelho, 2001; Bogatov et al., 2024). Para além do elevado teor de nutrientes e do baixo teor de compostos secundários do amieiro-comum que favorecem a colonização microbiana, é possível que a *home field advantage (HFA) hypothesis* explique estes resultados, pelo facto das comunidades microbianas poderem ser especializadas, sendo capazes de decompor mais facilmente espécies da sua zona nativa que espécies de outras zonas. Por exemplo, Pérez et al. (2023), reportaram uma taxa de

decomposição microbiana da espécie nativa *Ficus insipida* 1,5 vezes mais rápida que em duas espécies não nativas, uma das quais *A. acuminata*.

Os detritívoros são capazes de discriminar espécies com base no teor nutricional (Abelho, 2008; Marks, 2019) e preferem alimentar-se de folhada colonizada por microrganismos, predominantemente hifomicetos aquáticos, que melhoram a palatabilidade das folhas (Abelho, 2001; Graça et al., 2002; Cooper et al., 2013; Marks, 2019; Eckert et al., 2020; Anh et al., 2023). Alguns taxa de fragmentadores das famílias Nemouridae, Leuctridae, Lepidostomatidae e Calamoceratidae, colonizaram preferencialmente o amieiro-comum relativamente às outras espécies, Os tricópteros das famílias Lepidostomatidae e Calamoceratidae podem atingir tamanhos grandes, sendo capazes de fragmentar as folhas mais eficientemente e consumir as folhas a uma taxa mais rápida. Alguns trabalhos defendem que o tamanho dos fragmentadores pode ser um requisito importante para que a decomposição suceda em certas regiões (Larrañaga et al., 2023). Para além da decomposição microbiana e da fragmentação biótica, as folhas mais macias do amieiro-comum são também mais facilmente fragmentadas pela abrasão física (Graça et al., 2004; Abelho, 2008). Dadas as condições meteorológicas e os picos de caudal e de velocidade da corrente registados, a abrasão física pode ter aumentado a perda de peso por fragmentação, contribuindo para explicar a rápida decomposição desta espécie

A decomposição mais lenta das duas espécies não nativas deveu-se quer à decomposição microbiana, quer à fragmentação biótica e abiótica. As concentrações de ceras foliares, taninos e polifenóis que as folhas de amieiro-dos-andes e de carvalho americano possuem (Aceñolaza & Gallardo Lancho, 1999; Dyderski et al., 2020) constitui uma barreira que dificulta a perda de compostos solúveis por lixiviação, atuando-se como uma barreira tóxica que desacelera a colonização de microrganismos e a alimentação dos macroinvertebrados (Abelho, 2008; Torres, 2015; Dyderski et al., 2020), resultando em menor perda de massa por decomposição microbiana mas tal por fragmentação. Embora sem diferenças significativas, a decomposição microbiana no carvalho-americano foi 2% (local urbano) a 12% (local de eucalipto) mais elevada que no amieiro-dos-Andes, demonstrando que a primeira espécie é um substrato melhor para os microrganismos, principalmente em condições de menor concentração de nutrientes dissolvidos. Já a decomposição por fragmentação, avaliada através da diferença entre a malha grossa e a malha fina, foi em geral mais baixa no carvalho-americano. A percentagem de macroinvertebrados fragmentadores foi semelhante nas duas espécies, mas indivíduos de maiores dimensões, como a família Tipulidae e Calamoceratidae, foram menos abundantes ou mesmo inexistentes na espécie de carvalho que, sendo mais dura, também resistiu provavelmente melhor à abrasão física da corrente.

## 4.2 Efeito do local na decomposição

Os resultados obtidos permitiram distinguir os locais com floresta (local de floresta nativa e local de eucalipto) do local urbano, enquanto os resultados no local de agricultura foram intermédios. A decomposição microbiana (malha fina), embora sem diferenças significativas, foi 1,3 vezes mais elevada no local urbano relativamente ao local de floresta nativa. Com exceção do local de floresta nativa, onde os sacos de malha grossa e de malha fina perderam uma quantidade de massa semelhante, a decomposição microbiana resultou em maior perda de massa que a fragmentação, demonstrando uma maior atividade dos microrganismos, face à ação da fragmentação.

Muitos trabalhos reportam uma redução acentuada da decomposição em locais urbanos e agrícolas quando comparados com locais de referência (Imberger et al., 2008; Kominoski & Rosemond, 2012; Gao et al., 2022; Suárez et al., 2022; Bohus et al., 2023). De facto, no local urbano registou-se a menor decomposição. A decomposição microbiana (30%) foi 2,4 vezes superior à perda de massa por fragmentação. Este local não tinha vegetação ripícola e localizava-se a menor altitude. Embora não tenham existido diferenças significativas entre os locais na temperatura e na concentração de nutrientes, a temperatura neste local foi 2,6°C mais elevada e a concentração de azoto foi 3,7 vezes mais elevada que no local de floresta nativa. Assim, a junção destes dois fatores poderá ter estimulado a atividade microbiana (Ferreira et al., 2006; Marks, 2019; Bohus et al., 2023), para além de que, insolação tende a promover a mineralização fotoquímica direta das folhas, que facilitou a sua biodegradabilidade (Roberts, 2009; Abril et al., 2016; Iñiguez-Armijos et al., 2016; Suárez et al., 2022). Pode também ter acontecido que a disponibilidade de luz e de azoto tenham estimulado a atividade de cianobactérias e de bactérias (Roberts, 2009; Yule et al., 2015), em especial quando existe uma elevada abundância de raspadores, pois este grupo tende a estimular o crescimento bacteriano através das suas práticas alimentares (Abril et al., 2016). Em contraste, a perda de massa por fragmentação foi de apenas 15%. A comunidade de macroinvertebrados neste local era caracterizada pela elevada abundância do grupo dos raspadores, especialmente da espécie exótica *Potamopyrgus antipodarum*, que constitui uma evidência de degradação ambiental (Alonso & Castro-Díez, 2012). Esta espécie representou 50 a 85% de todos os indivíduos, enquanto a proporção de macroinvertebrados fragmentadores foi de apenas 5%. A falta de fragmentadores poderá explicar a baixa perda de massa observada neste local. É possível que a presença de poluentes como metais pesados, fungicidas, pesticidas e fitofármacos tenha limitado a comunidade de macroinvertebrados (Anh et al., 2023). A toxicidade desestabiliza o processo de colonização microbiana e altera a palatabilidade e a assimilação do substrato pelos macroinvertebrados, tendendo a desacelerar o processo de decomposição (Marks, 2019; Anh et al., 2023). Para além disso, elementos tóxicos podem ser facilmente absorvidos pelas plantas, quer pela deposição atmosférica quer aquática, formando substâncias semipermanentes nos solos e na água que podem acumular-se nos detritos, e nos sedimentos (Anh et al., 2023).

No local de agricultura, a perda de massa por ação microbiana (31%) foi apenas 1,4 vezes superior à fragmentação, apesar de a concentração de azoto ter sido 2,8 vezes superior ao local de floresta nativa. É possível que outros fatores, como a baixa temperatura ou o pH elevado, tenham neutralizado os efeitos dos nutrientes na estimulação da decomposição microbiana (Marks, 2019). Por outro lado, a perda de massa por fragmentação foi de 22%. Outros estudos mostraram que em ribeiras sob a influência de agricultura o número de *taxa* é reduzido, com baixa abundância de grupos sensíveis, maior abundância de *taxa* mais tolerantes (Schürings et al., 2022) e de grupos funcionais de coletores e filtradores (Gücker et al., 2024). Neste local registou-se a maior proporção de detritívoros fragmentadores (35%), com os efemerópteros das famílias Ephemerellidae e Leptophlebiidae a representarem 28 a 50% de todos os indivíduos, demonstrando que a agricultura pouco intensiva praticada não afetou a comunidade macroinvertebrados – talvez por não existir aplicação de produtos tóxicos, como foi o caso de estudo de Torres & Ramírez, (2014), ao contrário do que aconteceu noutros estudos (Iñiguez-Armijos et al., 2016; Caro-Borrero et al., 2021; Lizotte et al., 2021).

No local de eucalipto registou-se a maior perda total de massa, com a decomposição microbiana (34%) semelhante à fragmentação (27%). Dada a baixa concentração de nutrientes, é possível que a atividade microbiana tenha sido favorecida pela temperatura (Ferreira et al., 2006), que foi em média 1,9°C mais elevada do que no rio de floresta nativa, principalmente se as comunidades de hifomicetes aquáticos eram mais específicas para a colonização destas zonas (Graça et al., 2002; Ferreira et al., 2019). Em alguns casos de estudo, o número de *taxa* de macroinvertebrados tende a ser bastante reduzido, especialmente de detritívoros fragmentadoras maiores e de espécies que apresentam maiores períodos de ciclo de vida (Graça et al., 2002; Ferreira et al., 2019; Larrañaga et al., 2023), o que se pode dever a uma colonização fúngica mais lenta, que diminui a palatabilidade das folhas, tornando-as pouco apetecíveis para os detritívoros (Abelho & Graça, 1996; Graça et al., 2002; Ferreira et al., 2006). No entanto, os nossos resultados contradizem alguns trabalhos (Ferreira et al., 2019; Larrañaga et al., 2023). Embora de facto detritívoros de maiores dimensões como Sericostomatidae e Limnephilidae estivessem ausentes ou fossem pouco abundantes, os efemerópteros das famílias Ephemerellidae e Leptophlebiidae compuseram 16% do total de indivíduos e os detritívoros fragmentadores contribuíram 18% para o total de indivíduos para a decomposição das amostras, o que poderá explicar a fragmentação elevada ocorrida neste local. No entanto, os picos de caudal e de velocidade da corrente foram provavelmente os fatores que tiveram mais efeito na fragmentação (Graça et al., 2004; Abelho, 2008). É possível que a ação abiótica tenha contribuído mais para a perda de peso, já que as folhas macias de *A. glutinosa* perderam muito mais peso (90%) que as outras duas espécies (*A. acuminata*: 42% e *Q. rubra*: 34%).

No local de floresta nativa, ocorreu a segunda maior perda de massa total, com a decomposição microbiana (28%) semelhante à fragmentação (29%). Dadas as características da vegetação ripícola, era de esperar que a decomposição ocorresse de forma mais rápida neste local (Salmaso et al., 2021). Adicionalmente, apesar de as

diferenças não serem significativas, neste local ocorreu a menor colonização por macroinvertebrados: registou-se o menor número de *taxa* e a proporção de fragmentadores foi de apenas 12%. A causa destes resultados terá sido o soterramento das amostras sob substrato fino, provavelmente como resultado de picos de caudal ocorridos entre visitas ao local e, portanto, não registados. Este soterramento foi mais evidente – mas não exclusivo – nas quatro amostras expostas no troço a montante. Embora não se possa determinar exatamente o período de soterramento, este pode ter sucedido durante os últimos 15 dias de incubação e, no dia da recolha, as amostras encontravam-se soterradas sob cerca de 30 cm de sedimento. As amostras soterradas perderam menos peso e tiveram menor colonização por macroinvertebrados que as restantes. Dependendo da espécie, a decomposição foi 0,6 a 0,8 vezes mais baixa nos sacos de malha grossa e 0,7 a 0,8 vezes mais baixa nos sacos de malha fina, o número de indivíduos foi 0,07 a 0,15 vezes mais baixo, o número de *taxa* foi 0,12 a 0,30 vezes mais baixo e o número de fragmentadores foi 0 a 0,38 vezes mais baixo que os valores registados nas outras quatro amostras. A diminuição da decomposição microbiana nos sacos soterrados pode ter-se devido a déficit de oxigénio (Suárez e al., 2022), que, juntamente com o substrato fino, também poderá ter determinado a baixa colonização por macroinvertebrados. Adicionalmente, estes sacos sofreram provavelmente uma menor ação abrasiva da velocidade da corrente. Se se considerassem apenas as quatro amostras expostas a jusante, a perda média de peso na malha grossa seria superior aos outros locais (65%) e na malha fina seria 32%. A perda de peso nos sacos de malha grossa poderá ter sido devida à abrasão física, mas muito provavelmente também à colonização por fragmentadores. Embora a percentagem de fragmentadores nestas amostras fosse de apenas 13%, verificou-se a presença de exemplares de grandes dimensões das famílias Limnephilidae, Sericostomatidae, Calamoceratidae e Tipulidae, que podem ter contribuído de forma significativa para a perda de peso registada.

### 4.3 A decomposição como ferramenta de avaliação da integridade funcional do ecossistema

A decomposição é um processo que envolve quer o ambiente abiótico, quer as comunidades bióticas, pelo que o seu resultado pode ser bem imprevisível (Gessner & Chauvet, 2002) e pode variar entre diferentes trabalhos (Brosed et al., 2022). De facto, os diferentes fatores envolvidos na decomposição podem interagir com efeitos contraditórios. Alguns fatores, como a velocidade da corrente, tendem a estimular a decomposição por fragmentação física. Por outro lado, a carga de nutrientes pode estimular a ação dos microrganismos decompositores, mas também pode limitar a atividade da comunidade de macroinvertebrados, principalmente se associada a outros fatores limitantes, como pesticidas (Ferreira et al., 2015; Frainer et al., 2021).

A avaliação simultânea da perda de massa nos sacos de malha grossa e de malha fina permitiu analisar mais detalhadamente os efeitos da ação microbiana e da fragmentação no processo da decomposição (**Tabela 9**). A perda de massa por

fragmentação (diferença entre malha grossa e malha fina) separou claramente os locais de floresta nativa e de eucalipto, com valores mais altos, do local urbano, onde as concentrações de nitrato e amónia totalizaram 6,16 mg N L<sup>-1</sup>. Num estudo em larga escala, Woodward et al. (2012) mostraram que a atividade dos macroinvertebrados fragmentadores diminuía acentuadamente quando a carga de azoto inorgânico dissolvido excedia 3 mg L<sup>-1</sup>, confirmando os nossos resultados.

A razão entre malha grossa e malha fina (**Tabela 9**) separou o local de floresta nativa do local urbano, enquanto os locais de eucalipto e de agricultura foram semelhantes aos outros dois. No entanto, contrariamente à proposta de Gessner & Chauvet (2002), os valores mais altos não denotam uma alteração severa da integridade funcional do ecossistema. No local de floresta nativa, a diversidade da vegetação ripícola, explicará a razão mais elevada (Chauvet et al., 2016; Frainer et al., 2021) pela sua influência na diversidade das comunidades aquáticas (Ferreira et al., 2016). O efeito negativo da carga de nutrientes, da poluição, da degradação hidromorfológica e/ou ripícola, na comunidade de macroinvertebrados explica muito provavelmente a diminuição da sua contribuição para a fragmentação nos outros locais (Frainer et al., 2021). Outro motivo para os resultados contrastantes com a proposta de Gessner & Chauvet (2002) é que a razão calculada neste estudo se baseia nas percentagens de peso perdido e não nas taxas de decomposição.

**Tabela 9 – Diferença e razão entre a perda de peso nos sacos de malha grossa e a perda de peso nos sacos de malha fina, ordenadas da maior para a menor média dos valores obtidos com as três espécies. Na floresta nativa, os valores entre parêntesis foram calculados apenas com os resultados das quatro amostras do troço a jusante.**

	<i>A. glutinosa</i>	<i>A. acuminata</i>	<i>Q. rubra</i>	Média
	<b>Malha grossa – malha fina (% de peso perdido)</b>			
Floresta nativa	42	33	12	<b>29 (33)</b>
Eucalipto	35	25	21	<b>27</b>
Agricultura	26	17	18	<b>22</b>
Urbano	14	16	14	<b>15</b>
	<b>Peso perdido em malha grossa / malha fina</b>			
Floresta nativa	1,94	3,05	1,57	<b>2,15 (2,20)</b>
Eucalipto	1,65	2,66	1,71	<b>2,01</b>
Agricultura	1,55	2,16	1,77	<b>1,78</b>
Urbano	1,23	1,77	1,76	<b>1,58</b>

À semelhança de outros trabalhos, a magnitude das diferenças entre os locais dependeu da identidade das espécies, que podem diferir na sua resposta a diferentes tipos de alteração ambiental (Chauvet et al., 2016; Frainer et al., 2021; Ferreira & Graça, 2023). Enquanto o carvalho-americano não permitiu distinguir os locais, a maior separação ocorreu nas duas espécies de amieiro (**Tabela 9**). Espécies mais recalcitrantes e mais duras têm uma colonização microbiana retardada e/ou menor

atividade microbiana pelo que a sua decomposição pode ser acelerada pela carga de nutrientes na água, enquanto, por serem mais resistentes à fragmentação, a sua decomposição é menos influenciada pela abrasão física (Ferreira & Graça, 2023). Pelo contrário, espécies mais ricas em nutrientes e macias, como o amieiro-comum, são colonizadas rapidamente por microrganismos, consumidas por macroinvertebrados detritívoros e são mais suscetíveis à fragmentação abiótica, pelo que a sua decomposição será retardada onde os fatores ambientais afetam as comunidades de invertebrados e acelerada pela abrasão física provocada pela velocidade da corrente (Ferreira & Graça, 2023).

De acordo com resultados acima (**Tabela 9**), a média das três espécies de labilidade contrastante parece ser adequada para avaliar a integridade funcional do ecossistema. Contudo, caso seja utilizada apenas uma espécie, a utilização de espécies da família Betulaceae seria a mais adequada para avaliar a decomposição nestes ecossistemas, usando a espécie *A. acuminata*, de decomposição mais lenta, no caso do cálculo da razão entre as malhas ou a espécie *A. glutinosa*, de decomposição mais rápida, no caso do cálculo da diferença entre as malhas.

## 5. Conclusão

Os nossos resultados demonstram que os usos do solo, neste caso particular, podem alterar a velocidade de decomposição em cursos de água de baixa ordem. Zonas com maior carga de azoto inorgânico dissolvido e sem vegetação ripícola, como o local urbano, têm menor colonização de detritívoros fragmentadores, diminuindo a fragmentação biótica e resultando numa menor velocidade de decomposição. Pelo contrário, zonas com vegetação ripícola, como o local de floresta nativa e o local de eucalipto, têm maior velocidade de decomposição.

A utilização de sacos de malha grossa e de malha fina permitiu avaliar os efeitos do uso solo na integridade funcional do ecossistema, quer através da diferença quer através da razão. No entanto, estes resultados não devem ser comparados com valores fixos, já que os vários agentes de perturbação podem agir de forma contraditória na perda de massa das duas malhas.

Os resultados obtidos no presente estudo não podem ser generalizados, já que, para cada tipo de uso do solo foi utilizado apenas um local, insuficiente para abranger a variabilidade existente. No entanto, constituirá uma contribuição importante para a abrangência do projeto LandComp em termos geográficos e de variedade de cada tipo de uso de solo.

## 6. Bibliografia

- Abelho, M. (2001). From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review. *The Scientific World Journal*, 1, 656–680. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.103>
- Abelho, M. (2008). Effects of Leaf Litter Species on Macroinvertebrate Colonization during Decomposition in a Portuguese Stream. *International Review of Hydrobiology*, 93, 358–371. <https://doi.org/10.1002/iroh.200711019>
- Abelho, M., & Canhoto, C. (2020). The role of carbon, nitrogen, and phosphorus in leaf decomposition mediated by aquatic fungi. *Limnetica*, 39(1), 275–282. <https://doi.org/10.23818/limn.39.18>
- Abelho, M., & Graça, M. (1996). Effects of Eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia*, 324, 195–204. <https://doi.org/10.1007/BF00016391>
- Abell, R., Allan, J. D., & Lehner, B. (2007). Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*, 134(1), 48–63. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.017>
- Abril, M., Muñoz, I., & Menéndez, M. (2016). Heterogeneity in leaf litter decomposition in a temporary Mediterranean stream during flow fragmentation. *Science of The Total Environment*, 553, 330–339. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.082>
- Aceñolaza, P., & Gallardo Lancho, J. (1994). Pérdida de peso seco en hojarasca de *Alnus acuminata* en la provincia de Tucumán (Argentina). *Bosque*, 15, 51–54. <https://doi.org/10.4206/bosque.1994.v15n1-06>
- Aceñolaza, P., & Gallardo Lancho, J. (1999). Leaf Decomposition and nutrient release in montane forest of Northwestern Argentina. *Journal of Tropical Forest Science*, 11(Nº 3), 619–630.
- Ahmed, S. F., Kumar, P. S., Kabir, M., Zuhara, F. T., Mehjabin, A., Tasannum, N., Hoang, A. T., Kabir, Z., & Mofijur, M. (2022). Threats, challenges and sustainable

- conservation strategies for freshwater biodiversity. *Environmental Research*, 214, 113808. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113808>
- Alonso, A., & Castro-Díez, P. (2012). The exotic aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca): State of the art of a worldwide invasion. *Aquatic Sciences*, 74, 375–383. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0254-7>
- Amorim, C. A., & Moura, A. do N. (2021). Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of The Total Environment*, 758, 143605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>
- Anh, N. T., Can, L. D., Nhan, N. T., Schmalz, B., & Luu, T. L. (2023). Influences of key factors on river water quality in urban and rural areas: A review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100424. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100424>
- Bispo, G. B. S., Santos, R. F., Pompeo, M. L. M., Ferraz, S. Frosini. B., Rodrigues, C. B., & Brentan, B. M. (2023). The effects of natural forest and eucalyptus plantations on seven water-related ecosystem services in Cerrado landscapes. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 21(1), 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.01.001>
- Bogatov, V. V., Sushchik, N. N., Kolmakova, A. A., & Gladyshev, M. I. (2024). Allochthonous versus autochthonous carbon subsidies in small river food webs depend on seasonality and riparian tree species. *Aquatic Sciences*, 86(2), 41. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01060-3>
- Bohus, A., Gál, B., Barta, B., Szivák, I., Karádi-Kovács, K., Boda, P., Padisák, J., & Schmera, D. (2023). Effects of urbanization-induced local alterations on the diversity and assemblage structure of macroinvertebrates in low-order streams. *Hydrobiologia*, 850(4), 881–899. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05130-1>

- Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B., & Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 35(1), 412–420. <https://doi.org/10.1086/684940>
- Brosed, M., Jabiol, J., & Chauvet, E. (2022). Towards a functional assessment of stream integrity: A first large-scale application using leaf litter decomposition. *Ecological Indicators*, 143, 109403. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109403>
- Brundu, G., Azzella, M. M., Blasi, C., Camarda, I., Iberite, M., & Celesti-Grapow, L. (2013). The silent invasion of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in Italy. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 147(4), 1120.
- Burlacu, E., Nisca, A., & Tanase, C. (2020). A Comprehensive Review of Phytochemistry and Biological Activities of *Quercus* Species. *Forests*, 11(9), Artigo 9. <https://doi.org/10.3390/f11090904>
- Câmara Municipal de Coimbra. (2024). SIG Municipal. *Câmara Municipal de Coimbra*. <https://www.cm-coimbra.pt/areas/viver/urbanismo/sig-municipal>
- Caro-Borrero, A., Carmona-Jiménez, J., Rivera-Ramírez, K., & Bieber, K. (2021). The effects of urbanization on aquatic ecosystems in peri-urban protected areas of Mexico City: The contradictory discourse of conservation amid expansion of informal settlements. *Land Use Policy*, 102, 105226. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105226>
- Chauvet, E., Ferreira, V., Giller, P. S., McKie, B. G., Tiegs, S. D., Woodward, G., Elozegi, A., Dobson, M., Fleituch, T., Graça, M. A. S., Gulis, V., Hladysz, S., Lacoursière, J. O., Lecerf, A., Pozo, J., Preda, E., Riipinen, M., Rîșnoveanu, G., Vadineanu, A., ... Gessner, M. O. (2016). Chapter Three - Litter Decomposition as an Indicator of Stream Ecosystem Functioning at Local-to-Continental Scales: Insights from the European RivFunction Project. Em A. J. Dumbrell, R. L. Kordas, & G. Woodward (Eds.), *Advances in Ecological Research* (Vol. 55, pp. 99–182). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.006>

- Cooper, S. D., Lake, P. S., Sabater, S., Melack, J. M., & Sabo, J. L. (2013). The effects of land use changes on streams and rivers in mediterranean climates. *Hydrobiologia*, 719(1), 383–425. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1333-4>
- Danger, M. (2020). Ecological stoichiometry in detritus-based ecosystems with a special focus on forested headwater streams. *Limnetica*, 39(Nº 1), 335–352. <https://doi.org/10.23818/limn.39.22>
- DGT. (2019). *Especificações técnicas da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental para 2018 | DGT*. <https://www.dgterritorio.gov.pt/node/1045>
- Dudgeon, D., Arthington, A., Gessner, M., Kawabata, Z.-I., Knowler, D., Lévêque, C., Naiman, R., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M., & Sullivan, C. (2006). Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81, 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dyderski, M. K., Chmura, D., Dylewski, Ł., Horodecki, P., Jagodziński, A. M., Pietras, M., Robakowski, P., & Woziwoda, B. (2020). Biological Flora of the British Isles: *Quercus rubra*. *Journal of Ecology*, 108(3), 1199–1225. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13375>
- Eckert, R. A., Halvorson, H. M., Kuehn, K. A., & Lamp, W. O. (2020). Macroinvertebrate community patterns in relation to leaf-associated periphyton under contrasting light and nutrient conditions in headwater streams. *Freshwater Biology*, 65(7), 1270–1287. <https://doi.org/10.1111/fwb.13473>
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). *Conceitos e técnicas em ecologia fluvial*. Fundação BBVA. [https://www.fbbva.es/microsites/ecologia\\_fluvial/index.htm](https://www.fbbva.es/microsites/ecologia_fluvial/index.htm)
- Eubanks, C., & Meadows, D. (2002). *A Soil Bioengineering Guide for Streambank and Lakeshore Stabilization*. U.S. Department of Agriculture. [https://books.google.pt/books?id=ONM5zFih6acC&printsec=frontcover&hl=pt-PT&source=gbs\\_ge\\_summary\\_r&cad=0#v=onepage&q&f=false](https://books.google.pt/books?id=ONM5zFih6acC&printsec=frontcover&hl=pt-PT&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false)

- European Commission. (2020). *EU Biodiversity Strategy for 2030 Bringing nature back into our lives* (Bruxelas). EUR - Lex. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52020DC0380>
- Ferreira, A. J. D., Coelho, C. O. A., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A., Ceballos, A., & Doerr, S. H. (2000). Hydrological implications of soil water-repellency in *Eucalyptus globulus* forests, north-central Portugal. *Journal of Hydrology*, 231–232, 165–177. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00192-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00192-X)
- Ferreira, V., Boyero, L., Calvo, C., Correa, F., Figueroa, R., Gonçalves, J. F., Goyenola, G., Graça, M. A. S., Hepp, L. U., Kariuki, S., López-Rodríguez, A., Mazzeo, N., M’Erimba, C., Monroy, S., Peil, A., Pozo, J., Rezende, R., & Teixeira-de-Mello, F. (2019). A Global Assessment of the Effects of Eucalyptus Plantations on Stream Ecosystem Functioning. *Ecosystems*, 22(3), 629–642. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0292-7>
- Ferreira, V., Castagnyrol, B., Koricheva, J., Gulis, V., Chauvet, E., & Graça, M. A. S. (2015). A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews*, 90(3), 669–688. <https://doi.org/10.1111/brv.12125>
- 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(4), 711–725. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9588-x>
- Ferreira, V., Elozegi, A., Gulis, V., Pozo, J., & Graça, M. (2006). Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. *Archiv fur Hydrobiologie*, 166, 467–490. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2006/0166-0467>
- Ferreira, V., & Graça, M. (2023). 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. *Revista Recursos Hídricos*, 44, 13–25. <https://doi.org/10.5894/rh44n1-cti1>
- Follstad Shah, J. J., Kominoski, J. S., Ardón, M., Dodds, W. K., Gessner, M. O., Griffiths, N. A., Hawkins, C. P., Johnson, S. L., Lecerf, A., LeRoy, C. J., Manning, D. W. P., Rosemond, A. D., Sinsabaugh, R. L., Swan, C. M., Webster, J. R., & Zeglin, L. H. (2017). Global synthesis of the temperature sensitivity of leaf litter breakdown in streams and rivers. *Global Change Biology*, 23(8), 3064–3075. <https://doi.org/10.1111/gcb.13609>
- Frainer, A., Bruder, A., Colas, F., Ferreira, V., & McKie, B. (2021). Chapter 21. Plant litter decomposition as a tool for stream ecosystem assessment. *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*, 483–509. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0\\_21](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72854-0_21)
- Friberg, N. (2014). Impacts and indicators of change in lotic ecosystems. *WIREs Water*, 1(6), 513–531. <https://doi.org/10.1002/wat2.1040>
- Gál, B., Szivák, I., Heino, J., & Schmera, D. (2019). The effect of urbanization on freshwater macroinvertebrates – Knowledge gaps and future research directions. *Ecological Indicators*, 104, 357–364. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.012>
- Gao, J., Huang, Y., Zhi, Y., Yao, J., Wang, F., Yang, W., Han, L., Lin, D., He, Q., Wei, B., & Grieger, K. (2022). Assessing the impacts of urbanization on stream ecosystem functioning through investigating litter decomposition and nutrient uptake in a forest and a hyper-eutrophic urban stream. *Ecological Indicators*, 138, 108859. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108859>
- Gessner, M., & Chauvet, E. (2002). A Case for Using Litter Breakdown to Assess Functional Stream Integrity. *Ecological Applications*, 12(2), 498–510. <https://doi.org/10.2307/3060958>
- Godinho, F., Martins, J., Cunha, M., Fernandes, J., Quadrado, M., Pinto, A., Jesus, C., Narciso, F., Ribeiro, K., Carvalho, M., Antunes, S., Brôco, N., Rodrigues, A.,

- Lobo-Ferreira, J.-P., Sousa, E., Núncio, J., Luz, P., Oliveira, D., Rodrigues, S., & Sereno, A. (2021). *A água e os rios no futuro. Contributos do CNA para decisões estratégicas no setor da água*. CNA - Conselho Nacional da Água. <https://conselhonacionaldaagua.weebly.com/publicaccedilotildees.html>
- Graça, M., Cortes, R., Coimbra, C., Varandas, S., Morais, M., Carvalho, M., & Malo, J. (2004). Factors Affecting Macroinvertebrate Richness and Diversity in Portuguese Streams: A Two-Scale Analysis. *International Review of Hydrobiology*, 89, 151–164. <https://doi.org/10.1002/iroh.200310705>
- Graça, M., Pozo, J., Canhoto, C., & Elozegi, A. (2002). Effects of Eucalyptus Plantations on Detritus, Decomposers, and Detritivores in Streams. *TheScientificWorldJournal*, 2, 1173–1185. <https://doi.org/10.1100/tsw.2002.193>
- Gross, E. M., Groffier, H., Pestelard, C., & Hussner, A. (2020). Ecology and Environmental Impact of *Myriophyllum heterophyllum*, an Aggressive Invader in European Waterways. *Diversity*, 12(4), Artigo 4. <https://doi.org/10.3390/d12040127>
- Gücker, B., Brauns, M., Santos, A., Carvalho, A., & Boechat, I. (2024). Contrasting effects of agriculture and urban land use on macroinvertebrate secondary production in Neotropical streams. *Ecological Indicators*, 162, 112039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112039>
- Harner, M. J., Crenshaw, C. L., Abelho, M., Stursova, M., Shah, J. J. F., & Sinsabaugh, R. L. (2009). Decomposition of leaf litter from a native tree and an actinorhizal invasive across riparian habitats. *Ecological Applications*, 19(5), 1135–1146. <https://doi.org/10.1890/08-0294.1>
- Hrdlička, P., & Kula, E. (2024). Element contents and their seasonal dynamics in leaves of alder *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(2), 224. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12367-x>
- Imberger, M., Walsh, C. J., & Grace, M. (2008). More Microbial Activity, Not Abrasive Flow or Shredder Abundance, Accelerates Breakdown of Labile Leaf Litter in

- Urban Streams. *Journal of The North American Benthological Society - J N AMER BENTHOL SOC*, 27, 549–561. <https://doi.org/10.1899/07-123.1>
- Iñiguez-Armijos, C., Rausche, S., Cueva, A., Sánchez-Rodríguez, A., Espinosa, C., & Breuer, L. (2016). Shifts in leaf litter breakdown along a forest–pasture–urban gradient in Andean streams. *Ecology and Evolution*, 6(14), 4849–4865. <https://doi.org/10.1002/ece3.2257>
- IPMA. (2024). *Monitorização da seca—Índice PDSI*. [https://www.ipma.pt/bin/file.data/climate-normal/cn\\_81-10\\_COIMBRA\\_BENCANTA.pdf](https://www.ipma.pt/bin/file.data/climate-normal/cn_81-10_COIMBRA_BENCANTA.pdf)
- Irons Iii, J. G., Oswood, M. W., Stout, R. J., & Pringle, C. M. (1994). Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: Is temperature really important? *Freshwater Biology*, 32(2), 401–411. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01135.x>
- ISO 14255. (sem data). *ISO 14255:1998*. ISO. Obtido 11 de setembro de 2024, de <https://www.iso.org/standard/23081.html>
- IUCN. (2022). *The conservation status of freshwater species and habitats in Key Biodiversity Areas at the Douro river basin* (Málaga, Spain; 1ª Edição). IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/50663>
- Jefferies, R. L. (2000). Allochthonous inputs: Integrating population changes and food-web dynamics. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(1), 19–22. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01758-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01758-9)
- Kominoski, J. S., & Rosemond, A. D. (2012). Conservation from the bottom up: Forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. *Freshwater Science*, 31(1), 51–68. <https://doi.org/10.1899/10-160.1>
- Lambert, T., Bouillon, S., Darchambeau, F., Morana, C., Roland, F. A. E., Descy, J.-P., & Borges, A. V. (2017). Effects of human land use on the terrestrial and aquatic sources of fluvial organic matter in a temperate river basin (The Meuse River,

- Belgium). *Biogeochemistry*, 136(2), 191–211. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0387-9>
- Larrañaga, A., Perkins, D. M., Basaguren, A., Larrañaga, S., Pozo, J., & Montoya, J. M. (2023). Land use drives detritivore size structure and decomposition through shifts in resource quality and quantity. *Science of The Total Environment*, 892, 164552. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164552>
- Leininger, T. D., & Winner, W. E. (1988). Throughfall chemistry beneath *Quercus rubra*: Atmospheric, foliar, and soil chemistry considerations. *Canadian Journal of Forest Research*, 18(4), 478–482. <https://doi.org/10.1139/x88-070>
- Lizotte, R. E., Smiley, P. C., Gillespie, R. B., & Knight, S. S. (2021). Agricultural Conservation Practices and Aquatic Ecological Responses. *Water*, 13(12), Artigo 12. <https://doi.org/10.3390/w13121687>
- LNEG. (2010). *Carta Geológica de Portugal 1:1.000.000—Visão Geral—Laboratório Nacional de Energia e Geologia, I.P.* <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=e3744bc8579c479ba1fa135d5f8001>  
91
- Maddock, I. (1999). The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, 41(2), 373–391. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00437.x>
- Marks, J. C. (2019). Revisiting the Fates of Dead Leaves That Fall into Streams. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 50(Volume 50, 2019), 547–568. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110218-024755>
- Martin, J., Kloepfel, B., Schaefer, T., Kimbler, D., & McNulty, S. (1998). Aboveground biomass and nitrogen allocation of ten deciduous southern Appalachian tree species. *Canadian Journal of Forest Research*, 28, 1648–1659. <https://doi.org/10.1139/cjfr-28-11-1648>

- meteoblue. (2024). *Arquivo meteorológico Coimbra*. meteoblue.  
[https://www.meteoblue.com/pt/tempo/historyclimate/weatherarchive/coimbra\\_portugal\\_2740637](https://www.meteoblue.com/pt/tempo/historyclimate/weatherarchive/coimbra_portugal_2740637)
- Milvoz. (2019). *Bio-Reserva Senhora da Alegria*. Milvoz.  
<https://www.milvoz.pt/bioreservasradaalegria>
- Moggridge, H., Hill, M., & Wood, P. (2014). Urban Aquatic Ecosystems: The good, the bad and the ugly. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 185. <https://doi.org/10.1127/fal/2014/0716>
- Molinero, J., & Pozo, J. (2004). Impact of a eucalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) plantation on the nutrient content and dynamics of coarse particulate organic matter (CPOM) in a small stream. *Hydrobiologia*, 528(1), 143–165. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-2338-4>
- Morais, M., Marchante, E., & Marchante, H. (2017). Big troubles are already here: Risk assessment protocol shows high risk of many alien plants present in Portugal. *Journal for Nature Conservation*, 35, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.11.001>
- Nakamura, F. (2022). Riparian Forests and Climate Change: Interactive Zone of Green and Blue Infrastructure. Em F. Nakamura (Ed.), *Green Infrastructure and Climate Change Adaptation: Function, Implementation and Governance* (pp. 73–91). Springer Nature. [https://doi.org/10.1007/978-981-16-6791-6\\_6](https://doi.org/10.1007/978-981-16-6791-6_6)
- National Research Council. (1992). *Restoration of Aquatic Ecosystems*. National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/1807>
- Nuven, D. M. A. S., Tonin, A. M., Rezende, R. de S., Rabelo, R. S., Sena, G., Bambi, P., & Gonçalves, J. F. (2022). Habitat heterogeneity increases leaf litter retention and fragmentation in a Cerrado savanna stream. *Limnologica*, 92, 125945. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125945>
- Özkan, çağrı, Atalay, A., Kurt, Ö., & Kamalak, A. (2016). Effect of species on macro and micro mineral composition of oak leaves with respect to sheep requirements.

- Livestock Research for Rural Development*, 28, 87–90.  
<https://doi.org/10.47115/bsagriculture.1063719>
- Patharkar, O. R., & Walker, J. C. (2019). Connections between abscission, dehiscence, pathogen defense, drought tolerance, and senescence. *Plant Science*, 284, 25–29. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2019.03.016>
- 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(5), 705–723. Scopus.  
<https://doi.org/10.1111/fwb.14240>
- Pérez, J., Boyero, L., Raquel Tuñón, A., Checa, B., Correa-Araneda, F., Guerra, A., Tuñón, A., Castillo, D., Pérez, E., García, G., Rodríguez, R., & Cornejo, A. (2023). Agricultural impacts on lowland tropical streams detected through leaf litter decomposition. *Ecological Indicators*, 154, 110819.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110819>
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., Fernandes, M. R., Franco, J. C., Pettit, N., Portela, A. P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, P. M., & Dufour, S. (2020). Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience*, 70(6), 501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Rincón, J., Merchán, D., Sparer, A., Rojas, D., & Zarate, E. (2017). La descomposición de la hojarasca como herramienta para evaluar la integridad funcional de ríos altoandinos del sur del Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, 65(1), 321–334.  
<https://doi.org/10.15517/rbt.v65i1.23233>
- Roberts, M. (2009). Urbanization alters litterfall rates and nutrient inputs to small Puget Lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 941–954. <https://doi.org/10.1899/07-160.1>
- Rotteveel, L., Heubach, F., & Sterling, S. M. (2022). The Surface Water Chemistry (SWatCh) database: A standardized global database of water chemistry to

- facilitate large-sample hydrological research. *Earth System Science Data*, 14(10), 4667–4680. Scopus. <https://doi.org/10.5194/essd-14-4667-2022>
- Salmaso, F., Espa, P., Crosa, G., & Quadroni, S. (2021). Impacts of fine sediment input on river macroinvertebrates: The role of the abiotic characteristics at mesohabitat scale. *Hydrobiologia*, 848(18), 4189–4209. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04632-8>
- Sanders, E., Wassens, S., Michael, D. R., Nimmo, D. G., & Turner, J. M. (2024). Extinction risk of the world's freshwater mammals. *Conservation Biology*, 38(1), e14168. <https://doi.org/10.1111/cobi.14168>
- Schürings, C., Feld, C., Kail, J., & Hering, D. (2022). Effects of agricultural land use on river biota: A meta-analysis. *Environmental Sciences Europe*, 34(1), 124. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00706-z>
- Suárez, B., Barrios, M., & Teixeira de Mello, F. (2022). Macroinvertebrates' response to different land use in lowland streams from Uruguay: Use of artificial substrates for biomonitoring. *Neotropical Biodiversity*, 8(1), 136–146. <https://doi.org/10.1080/23766808.2022.2049178>
- Suberkropp, K. (1995). The influence of water chemistry on the enzymatic degradation of leaves in streams. *Freshwater Biology*, 33(2), 245–253. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb01165.x>
- Suberkropp, K., Gulis, V., Rosemond, A. D., & Benstead, J. P. (2010). Ecosystem and physiological scales of microbial responses to nutrients in a detritus-based stream: Results of a 5-year continuous enrichment. *Limnology and Oceanography*, 55(1), 149–160. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.1.0149>
- Tachet, H., Usseglio-Polatera, P., Richoux, P., & Bournaud, M. (2000). *Invertébrés D'Eau Douce* (1<sup>a</sup> edição). CNRS Editions.
- Thompson, R., & Parkinson, S. (2012). Assessing the local effects of riparian restoration on urban streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(4), 625–636. <https://doi.org/10.1080/00288330.2011.569988>

- Tomé, M., Almeida, M. H., Barreiro, S., Branco, M. R., Deus, E., Pinto, G., Silva, J. S., Soares, P., & Rodríguez-Soalleiro, R. (2021). Opportunities and challenges of Eucalyptus plantations in Europe: The Iberian Peninsula experience. *European Journal of Forest Research*, 140(3), 489–510. <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01358-z>
- Torres, C. A. S. (2015). *Microbial decomposers diversity and litter decomposition along an altitudinal gradient in tropical and temperate stream ecosystems* [masterThesis, Universidade de Coimbra]. <https://estudogeral.uc.pt/handle/10316/32177>
- Torres, P. J., & Ramírez, A. (2014). Land use effects on leaf litter breakdown in low-order streams draining a rapidly developing tropical watershed in Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical*, 62, 129–142. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15783>
- United Nations. (2021). *Progress on Water-related Ecosystems*. [https://www.unwater.org/app/uploads/2021/09/SDG6\\_Indicator\\_Report\\_661\\_Progress-on-Water-related-Ecosystems\\_2021\\_EN.pdf](https://www.unwater.org/app/uploads/2021/09/SDG6_Indicator_Report_661_Progress-on-Water-related-Ecosystems_2021_EN.pdf)
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Walsh, C. J., Roy, A., Feminella, J., Cottingham, P., Groffman, P., & Morgan II, R. (2005). The Urban Stream Syndrome: Current Knowledge and the Search For A Cure. *Am. Benthol. Soc*, 24, 706–723. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2005\)024\0706:TUSSCK\2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2005)024\0706:TUSSCK\2.0.CO;2)
- Woodward, G., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., Mckie, B. G., Tiegs, S. D., Cariss, H., Dobson, M., Elosegi, A., Ferreira, V., Graça, M. A. S., Fleituch, T., Lacoursiere, J. O., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., ... Chauvet, E. (2012). Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. *Science Magazine*, 336, 1438–1440. <https://doi.org/10.1126/science.1219534>

WWF. (2022). *Living Planet Report 2022*.

[https://wwflpr.awsassets.panda.org/downloads/relatorio\\_planeta\\_vivo\\_2022\\_1\\_1.pdf](https://wwflpr.awsassets.panda.org/downloads/relatorio_planeta_vivo_2022_1_1.pdf)

Yule, C., Gan, J., Jinggut, T., & Lee, K. (2015). Urbanization affects food webs and leaf-litter decomposition in a tropical stream in Malaysia. *Freshwater science*, 34(2), 702–715. <https://doi.org/10.1086/681252>

Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analysis* (5<sup>a</sup> edição). Prentice Hall. <https://bayesmath.com/wp-content/uploads/2021/05/Jerrold-H.-Zar-Biostatistical-Analysis-5th-Edition-Prentice-Hall-2009.pdf>

## Apêndices

**Apêndice A** – Contém as tabelas dos resultados estatísticos provenientes do programa SPSS, utilizando as seguintes abreviaturas:

- *Alnus ac*= *Alnus acuminata*;
- *Alnus gl*=*Alnus glutinosa*;
- *Quercus*=*Quercus rubra*;
- Rios=local de estudo;
- NAT=local de floresta nativa;
- AGR=local de agricultura;
- EUC=local de eucalipto
- URB=local urbano.

**Apêndice B** - Contém a tabela taxonómica dos macroinvertebrados que colonizaram cada espécie de folha em cada local. Contém também a sua classificação em grupos funcionais, de acordo com Tachet et al. (2000).

## Apêndice A – Resultados da análise estatística

### A1. Parâmetros físico-químicos da água

#### A.1.1. Velocidade da corrente

##### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Velocidade	Based on Mean	2,452	3	12	,114
	Based on Median	2,207	3	12	,140
	Based on Median and with adjusted df	2,207	3	8,398	,161
	Based on trimmed mean	2,434	3	12	,115

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups

a. Dependent variable: Velocidade

b. Design: Intercepto + Locais

##### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Velocidade

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	,317 <sup>a</sup>	3	,106	10,556	,001
Intercepto	2,839	1	2,839	284,047	<,001
Locais	,317	3	,106	10,556	,001
Error	,120	12	,010		
Total	3,276	16			
Corrected Total	,436	15			

a. R Squared = ,725 (Adjusted R Squared = ,656)

##### Comparações múltiplas

Variável dependente: Velocidade

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	-,23325*	,070695	,028	-,44314	-,02336
	NAT	,15950	,070695	,163	-,05039	,36939
	URB	,01375	,070695	,997	-,19614	,22364
EUC	AGR	,23325*	,070695	,028	,02336	,44314
	NAT	,39275*	,070695	<,001	,18286	,60264
	URB	,24700*	,070695	,020	,03711	,45689
NAT	AGR	-,15950	,070695	,163	-,36939	,05039
	EUC	-,39275*	,070695	<,001	-,60264	-,18286
	URB	-,14575	,070695	,220	-,35564	,06414
URB	AGR	-,01375	,070695	,997	-,22364	,19614
	EUC	-,24700*	,070695	,020	-,45689	-,03711
	NAT	,14575	,070695	,220	-,06414	,35564

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,010.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### A.1.2. Caudal

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Caudal	Based on Mean	,542	3	12	,663
	Based on Median	,130	3	12	,941
	Based on Median and with adjusted df	,130	3	5,971	,939
	Based on trimmed mean	,437	3	12	,731

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Caudal

b. Design: Intercepto + Locais

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Caudal

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	,184 <sup>a</sup>	3	,061	15,231	<,001
Intercepto	,641	1	,641	159,413	<,001
Locais	,184	3	,061	15,231	<,001
Error	,048	12	,004		
Total	,873	16			
Corrected Total	,232	15			

a. R Squared = ,792 (Adjusted R Squared = ,740)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: Caudal

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	-,20500*	,044846	,003	-,33814	-,07186
	NAT	,08225	,044846	,305	-,05089	,21539
	URB	,01300	,044846	,991	-,12014	,14614
EUC	AGR	,20500*	,044846	,003	,07186	,33814
	NAT	,28725*	,044846	<,001	,15411	,42039
	URB	,21800*	,044846	,002	,08486	,35114
NAT	AGR	-,08225	,044846	,305	-,21539	,05089
	EUC	-,28725*	,044846	<,001	-,42039	-,15411
	URB	-,06925	,044846	,444	-,20239	,06389
URB	AGR	-,01300	,044846	,991	-,14614	,12014
	EUC	-,21800*	,044846	,002	-,35114	-,08486
	NAT	,06925	,044846	,444	-,06389	,20239

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,004.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### A.1.3. Temperatura

ANOVA de 1 fator: local

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Temperat	Based on Mean	,123	3	12	,945
	Based on Median	,103	3	12	,957
	Based on Median and with adjusted df	,103	3	7,722	,956
	Based on trimmed mean	,114	3	12	,950

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Temperat

b. Design: Intercepto + Locais

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Temperat

Source	Type III Sum of Squares	df	Quadrado Médio	F	Sig.
Corrected Model	19,075 <sup>a</sup>	3	6,358	2,691	,093
Intercepto	2304,000	1	2304,000	975,066	<,001
Locais	19,075	3	6,358	2,691	,093
Error	28,355	12	2,363		
Total	2351,430	16			
Corrected Total	47,430	15			

a. R Squared = ,402 (Adjusted R Squared = ,253)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: Temperat

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	-1,6750	1,08695	,445	-4,9020	1,5520
	NAT	,2250	1,08695	,997	-3,0020	3,4520
	URB	-2,3500	1,08695	,189	-5,5770	,8770
EUC	AGR	1,6750	1,08695	,445	-1,5520	4,9020
	NAT	1,9000	1,08695	,343	-1,3270	5,1270
	URB	-,6750	1,08695	,923	-3,9020	2,5520
NAT	AGR	-,2250	1,08695	,997	-3,4520	3,0020
	EUC	-1,9000	1,08695	,343	-5,1270	1,3270
	URB	-2,5750	1,08695	,137	-5,8020	,6520
URB	AGR	2,3500	1,08695	,189	-,8770	5,5770
	EUC	,6750	1,08695	,923	-2,5520	3,9020
	NAT	2,5750	1,08695	,137	-,6520	5,8020

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = 2,363.

#### A.1.4. Percentagem de oxigénio dissolvido

ANOVA de 1 fator: local

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
O2ºpercent	Based on Mean	,152	3	12	,926
	Based on Median	,093	3	12	,962
	Based on Median and with adjusted df	,093	3	8,067	,962
	Based on trimmed mean	,136	3	12	,936

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: O2ºpercent

b. Design: Intercepto + Locais

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: O2ºpercent

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	73,512 <sup>a</sup>	3	24,504	4,786	,020
Intercepto	158384,101	1	158384,101	30935,653	<,001
Locais	73,512	3	24,504	4,786	,020
Error	61,437	12	5,120		
Total	158519,050	16			
Corrected Total	134,949	15			

a. R Squared = ,545 (Adjusted R Squared = ,431)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: O2ºpercent

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	1,1000	1,59997	,900	-3,6501	5,8501
	NAT	,2250	1,59997	,999	-4,5251	4,9751
	URB	5,3000*	1,59997	,027	,5499	10,0501
EUC	AGR	-1,1000	1,59997	,900	-5,8501	3,6501
	NAT	-,8750	1,59997	,946	-5,6251	3,8751
	URB	4,2000	1,59997	,090	-,5501	8,9501
NAT	AGR	-,2250	1,59997	,999	-4,9751	4,5251
	EUC	,8750	1,59997	,946	-3,8751	5,6251
	URB	5,0750*	1,59997	,035	,3249	9,8251
URB	AGR	-5,3000*	1,59997	,027	-10,0501	-,5499
	EUC	-4,2000	1,59997	,090	-8,9501	,5501
	NAT	-5,0750*	1,59997	,035	-9,8251	-,3249

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = 5,120.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### A.1.5. Concentração de oxigénio dissolvido

ANOVA de 1 fator: local

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
O2mg <sup>o</sup> L	Based on Mean	1,578	3	12	,246
	Based on Median	1,082	3	12	,394
	Based on Median and with adjusted df	1,082	3	5,517	,430
	Based on trimmed mean	1,395	3	12	,292

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: O2mg<sup>o</sup>L

b. Design: Intercepto + Locais

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: O2mg<sup>o</sup>L

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	2,412 <sup>a</sup>	3	,804	4,480	,025
Intercepto	1870,562	1	1870,562	10425,075	<,001
Locais	2,412	3	,804	4,480	,025
Error	2,153	12	,179		
Total	1875,127	16			
Corrected Total	4,565	15			

a. R Squared = ,528 (Adjusted R Squared = ,410)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: O2mg<sup>o</sup>L

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	,4625	,29952	,444	-,4268	1,3518
	NAT	,0975	,29952	,987	-,7918	,9868
	URB	,9900*	,29952	,028	,1007	1,8793
EUC	AGR	-,4625	,29952	,444	-1,3518	,4268
	NAT	-,3650	,29952	,627	-1,2543	,5243
	URB	,5275	,29952	,337	-,3618	1,4168
NAT	AGR	-,0975	,29952	,987	-,9868	,7918
	EUC	,3650	,29952	,627	-,5243	1,2543
	URB	,8925*	,29952	,049	,0032	1,7818
URB	AGR	-,9900*	,29952	,028	-1,8793	-,1007
	EUC	-,5275	,29952	,337	-1,4168	,3618
	NAT	-,8925*	,29952	,049	-1,7818	-,0032

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,179.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### A.1.6. pH

ANOVA de 1 fator: local

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
pH	Based on Mean	2,561	3	12	,104
	Based on Median	2,477	3	12	,111
	Based on Median and with adjusted df	2,477	3	7,442	,141
	Based on trimmed mean	2,560	3	12	,104

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: pH

b. Design: Intercepto + Locais

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: pH

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	2,391 <sup>a</sup>	3	,797	4,886	,019
Intercepto	864,801	1	864,801	5303,020	<,001
Locais	2,391	3	,797	4,886	,019
Error	1,957	12	,163		
Total	869,148	16			
Corrected Total	4,347	15			

a. R Squared = ,550 (Adjusted R Squared = ,437)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: pH

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Interv. de Confiança 95%	Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	,5275	,28555	,300		-,3203	1,3753
	NAT	-,3500	,28555	,623		-1,1978	,4978
	URB	,5850	,28555	,224		-,2628	1,4328
EUC	AGR	-,5275	,28555	,300		-1,3753	,3203
	NAT	-,8775*	,28555	,042		-1,7253	-,0297
	URB	,0575	,28555	,997		-,7903	,9053
NAT	AGR	,3500	,28555	,623		-,4978	1,1978
	EUC	,8775*	,28555	,042		,0297	1,7253
	URB	,9350*	,28555	,029		,0872	1,7828
URB	AGR	-,5850	,28555	,224		-1,4328	,2628
	EUC	-,0575	,28555	,997		-,9053	,7903
	NAT	-,9350*	,28555	,029		-1,7828	-,0872

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,163.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### A.1.7. Condutividade

ANOVA de 1 fator: local

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Conduiti	Based on Mean	4,512	3	12	,024
	Based on Median	3,437	3	12	,052
	Based on Median and with adjusted df	3,437	3	5,329	,103
	Based on trimmed mean	4,500	3	12	,025

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Conduiti

b. Design: Intercepto + Locais

ANOVA de 1 fator: local (dados transformados com função logarítmica)

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
LogCondu	Based on Mean	4,705	3	12	,021
	Based on Median	2,749	3	12	,089
	Based on Median and with adjusted df	2,749	3	3,210	,205
	Based on trimmed mean	3,988	3	12	,035

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: LogCondu

b. Design: Intercepto + Locais

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: LogCondu

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	5,773 <sup>a</sup>	3	1,924	20,749	<,001
Intercepto	520,981	1	520,981	5617,547	<,001
Locais	5,773	3	1,924	20,749	<,001
Error	1,113	12	,093		
Total	527,866	16			
Corrected Total	6,886	15			

a. R Squared = ,838 (Adjusted R Squared = ,798)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: LogCondu

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	1,2200*	,21534	<,001	,5807	1,8593
	NAT	-,2950	,21534	,540	-,9343	,3443
	URB	,7600*	,21534	,019	,1207	1,3993
EUC	AGR	-1,2200*	,21534	<,001	-1,8593	-,5807
	NAT	-1,5150*	,21534	<,001	-2,1543	-,8757
	URB	-,4600	,21534	,197	-1,0993	,1793
NAT	AGR	,2950	,21534	,540	-,3443	,9343
	EUC	1,5150*	,21534	<,001	,8757	2,1543
	URB	1,0550*	,21534	,002	,4157	1,6943
URB	AGR	-,7600*	,21534	,019	-1,3993	-,1207
	EUC	,4600	,21534	,197	-,1793	1,0993
	NAT	-1,0550*	,21534	,002	-1,6943	-,4157

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,093.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### A.1.8. Alcalinidade

ANOVA de 1 fator: local

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Alcalinidade	Based on Mean	5,805E+29	3	4	<,001
	Based on Median	5,805E+29	3	4	<,001
	Based on Median and with adjusted df	5,805E+29	3	2,125	<,001
	Based on trimmed mean	4,672E+29	3	4	<,001

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Alcalinidade

b. Design: Intercepto + Locais

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Alcalinidade

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	28456,945 <sup>a</sup>	3	9485,648	12,251	,017
Intercepto	74625,434	1	74625,434	96,385	<,001
Locais	28456,945	3	9485,648	12,251	,017
Error	3096,981	4	774,245		
Total	106179,361	8			
Corrected Total	31553,926	7			

a. R Squared = ,902 (Adjusted R Squared = ,828)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: Alcalinidade

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	117,9400*	27,82526	,044	4,6673	231,2127
	NAT	-5,1000	27,82526	,997	-118,3727	108,1727
	URB	115,3900*	27,82526	,047	2,1173	228,6627
EUC	AGR	-117,9400*	27,82526	,044	-231,2127	-4,6673
	NAT	-123,0400*	27,82526	,038	-236,3127	-9,7673
	URB	-2,5500	27,82526	1,000	-115,8227	110,7227
NAT	AGR	5,1000	27,82526	,997	-108,1727	118,3727
	EUC	123,0400*	27,82526	,038	9,7673	236,3127
	URB	120,4900*	27,82526	,041	7,2173	233,7627
URB	AGR	-115,3900*	27,82526	,047	-228,6627	-2,1173
	EUC	2,5500	27,82526	1,000	-110,7227	115,8227
	NAT	-120,4900*	27,82526	,041	-233,7627	-7,2173

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = 774,245.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### A.1.9. Concentração de azoto nítrico (N-NO<sub>3</sub>)

ANOVA de 1 fator: local

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Nitratos_NO3	Based on Mean	2,688E+31	3	4	<,001
	Based on Median	2,688E+31	3	4	<,001
	Based on Median and with adjusted df	2,688E+31	3	1,515	<,001
	Based on trimmed mean	3,632E+30	3	4	<,001

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Nitratos\_NO3

b. Design: Intercepto + Locais

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Nitratos\_NO3

Source	Type III Sum of Squares	df	Quadrado Médio	F	Sig.
Corrected Model	31,044 <sup>a</sup>	3	10,348	2,979	,160
Intercepto	98,350	1	98,350	28,313	,006
Locais	31,044	3	10,348	2,979	,160
Error	13,895	4	3,474		
Total	143,289	8			
Corrected Total	44,939	7			

a. R Squared = ,691 (Adjusted R Squared = ,459)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: Nitratos\_NO3

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	3,1100	1,86378	,441	-4,4772	10,6972
	NAT	3,1100	1,86378	,441	-4,4772	10,6972
	URB	-1,4050	1,86378	,871	-8,9922	6,1822
EUC	AGR	-3,1100	1,86378	,441	-10,6972	4,4772
	NAT	,0000	1,86378	1,000	-7,5872	7,5872
	URB	-4,5150	1,86378	,214	-12,1022	3,0722
NAT	AGR	-3,1100	1,86378	,441	-10,6972	4,4772
	EUC	,0000	1,86378	1,000	-7,5872	7,5872
	URB	-4,5150	1,86378	,214	-12,1022	3,0722
URB	AGR	1,4050	1,86378	,871	-6,1822	8,9922
	EUC	4,5150	1,86378	,214	-3,0722	12,1022
	NAT	4,5150	1,86378	,214	-3,0722	12,1022

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = 3,474.

### A.1.10. Concentração de azoto amoniacal ( $N-NH_4^+$ )

ANOVA de 1 fator: local

#### Teste de igualdade de variâncias do erro de Levene<sup>a,b</sup>

		Estadística de Levene	df1	df2	Sig.
Amonia_NH4	Com base em média	1,768E+31	3	4	<,001
	Com base em mediana	1,768E+31	3	4	<,001
	Com base em mediana e com gl ajustado	1,768E+31	3	2,086	<,001
	Com base em média aparada	5,108E+30	3	4	<,001

Testa a hipótese nula de que a variância do erro da variável dependente é igual entre grupos.

a. Variável dependente: Amonia\_NH4

b. Design: Intercepto + Locais

#### Testes de efeitos entre sujeitos

Variável dependente: Amonia\_NH4

Origem	Tipo III Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.
Modelo corrigido	,002 <sup>a</sup>	3	,001	,314	,816
Intercepto	,045	1	,045	17,647	,014
Locais	,002	3	,001	,314	,816
Padrão	,010	4	,003		
Total	,058	8			
Total corrigido	,013	7			

a. R Quadrado = ,190 (R Quadrado Ajustado = -,417)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: Amonia\_NH4

		(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estadística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
							Limite inferior	Limite superior
Tukey HSD	AGR	EUC		,0000	,05050	1,000	-,2056	,2056
		NAT		,0000	,05050	1,000	-,2056	,2056
		URB		,0400	,05050	,855	-,1656	,2456
	EUC	AGR		,0000	,05050	1,000	-,2056	,2056
		NAT		,0000	,05050	1,000	-,2056	,2056
		URB		,0400	,05050	,855	-,1656	,2456
	NAT	AGR		,0000	,05050	1,000	-,2056	,2056
		EUC		,0000	,05050	1,000	-,2056	,2056
		URB		,0400	,05050	,855	-,1656	,2456
	URB	AGR		-,0400	,05050	,855	-,2456	,1656
		EUC		-,0400	,05050	,855	-,2456	,1656
		NAT		-,0400	,05050	,855	-,2456	,1656

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,003.

### A.1.11. Concentração de fosfato ( $P-PO_4^-$ )

ANOVA de 1 fator: local

#### Teste de igualdade de variâncias do erro de Levene<sup>a,b</sup>

		Estadística de Levene	df1	df2	Sig.
Fosforo_PO4	Com base em média	6,868E+30	3	4	<,001
	Com base em mediana	6,868E+30	3	4	<,001
	Com base em mediana e com gl ajustado	6,868E+30	3	2,000	<,001
	Com base em média aparada	7,631E+29	3	4	<,001

Testa a hipótese nula de que a variância do erro da variável dependente é igual entre grupos.

a. Variável dependente: Fosforo\_PO4

b. Design: Intercepto + Locais

#### Testes de efeitos entre sujeitos

Variável dependente: Fosforo\_PO4

Origem	Tipo III Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.
Modelo corrigido	2,275 <sup>a</sup>	3	,758	1,083	,452
Intercepto	87,914	1	87,914	125,506	<,001
Locais	2,275	3	,758	1,083	,452
Padrão	2,802	4	,700		
Total	92,991	8			
Total corrigido	5,077	7			

a. R Quadrado = ,448 (R Quadrado Ajustado = ,034)

#### Comparações múltiplas

Variável dependente: Fosforo\_PO4

	(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
						Limite inferior	Limite superior
Tukey HSD	AGR	EUC	,4250	,83694	,953	-2,9821	3,8321
		NAT	,5150	,83694	,922	-2,8921	3,9221
		URB	1,4600	,83694	,411	-1,9471	4,8671
	EUC	AGR	-,4250	,83694	,953	-3,8321	2,9821
		NAT	,0900	,83694	,999	-3,3171	3,4971
		URB	1,0350	,83694	,640	-2,3721	4,4421
	NAT	AGR	-,5150	,83694	,922	-3,9221	2,8921
		EUC	-,0900	,83694	,999	-3,4971	3,3171
		URB	,9450	,83694	,694	-2,4621	4,3521
	URB	AGR	-1,4600	,83694	,411	-4,8671	1,9471
		EUC	-1,0350	,83694	,640	-4,4421	2,3721
		NAT	-,9450	,83694	,694	-4,3521	2,4621

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,700.

## A2. Perda de massa (PSLC)

### A.2.1. Malha grossa

ANOVA de 2 fatores

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Coarse	Based on Mean	1.372	11	83	.202
	Based on Median	.828	11	83	.612
	Based on Median and with adjusted df	.828	11	52.218	.613
	Based on trimmed mean	1.299	11	83	.240

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Coarse

b. Design: Intercept + Site + Species + Site \* Species

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Coarse

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	41654.723 <sup>a</sup>	11	3786.793	24.151	<.001
Intercept	271959.214	1	271959.214	1734.496	<.001
Site	2374.634	3	791.545	5.048	.003
Species	37851.186	2	18925.593	120.703	<.001
Site * Species	1631.283	6	271.881	1.734	.123
Error	13013.932	83	156.794		
Total	329300.544	95			
Corrected Total	54668.655	94			

a. R Squared = .762 (Adjusted R Squared = .730)

#### Multiple Comparisons

Dependent Variable: Coarse

	(I) Site	(J) Site	Mean			95% Confidence Interval	
			Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	Lower Bound	Upper Bound
Tukey HSD	AGR	EUC	-10.7223*	3.65380	.022	-20.3020	-1.1426
		NAT	-6.0523	3.65380	.353	-15.6320	3.5274
		URB	1.3277	3.65380	.983	-8.2520	10.9074
	EUC	AGR	10.7223*	3.65380	.022	1.1426	20.3020
		NAT	4.6700	3.61472	.571	-4.8073	14.1473
		URB	12.0500*	3.61472	.007	2.5727	21.5273
	NAT	AGR	6.0523	3.65380	.353	-3.5274	15.6320
		EUC	-4.6700	3.61472	.571	-14.1473	4.8073
		URB	7.3800	3.61472	.181	-2.0973	16.8573
	URB	AGR	-1.3277	3.65380	.983	-10.9074	8.2520
		EUC	-12.0500*	3.61472	.007	-21.5273	-2.5727
		NAT	-7.3800	3.61472	.181	-16.8573	2.0973

Based on observed means.

The error term is Mean Square(Error) = 156,794.

\*. The mean difference is significant at the .05 level.

### Multiple Comparisons

Dependent Variable: Coarse

	(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
						Lower Bound	Upper Bound
Tukey HSD	A. acu	A. glu	-42.4202*	3.15558	<.001	-49.9509	-34.8894
		Q. rub	-.5720	3.15558	.982	-8.1027	6.9587
	A. glu	A. acu	42.4202*	3.15558	<.001	34.8894	49.9509
		Q. rub	41.8481*	3.13044	<.001	34.3774	49.3188
	Q. rub	A. acu	.5720	3.15558	.982	-6.9587	8.1027
		A. glu	-41.8481*	3.13044	<.001	-49.3188	-34.3774

Based on observed means.

The error term is Mean Square(Error) = 156,794.

\*. The mean difference is significant at the .05 level.

### A.2.2. Malha fina

ANOVA de 2 fatores

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Fine	Based on Mean	1.917	11	75	.050
	Based on Median	1.300	11	75	.242
	Based on Median and with adjusted df	1.300	11	38.262	.262
	Based on trimmed mean	1.800	11	75	.069

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Fine

b. Design: Intercept + Site + Species + Site \* Species

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	21809.067 <sup>a</sup>	11	1982.642	69.303	<.001
Intercept	83903.625	1	83903.625	2932.859	<.001
Site	877.837	3	292.612	10.228	<.001
Species	20500.805	2	10250.402	358.304	<.001
Site * Species	600.730	6	100.122	3.500	.004
Error	2145.610	75	28.608		
Total	114474.303	87			
Corrected Total	23954.678	86			

a. R Squared = .910 (Adjusted R Squared = .897)

ANOVA de 1 fator: local

**Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>**

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Fine	Based on Mean	2.578	3	83	.059
	Based on Median	.698	3	83	.556
	Based on Median and with adjusted df	.698	3	72.394	.556
	Based on trimmed mean	2.332	3	83	.080

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Fine

b. Design: Intercept + Site

**Tests of Between-Subjects Effects**

Dependent Variable: Fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	714.049 <sup>a</sup>	3	238.016	.850	.470
Intercept	90273.067	1	90273.067	322.395	<.001
Site	714.049	3	238.016	.850	.470
Error	23240.629	83	280.008		
Total	114474.303	87			
Corrected Total	23954.678	86			

a. R Squared = .030 (Adjusted R Squared = -.005)

**Multiple Comparisons**

Dependent Variable: Fine

	(I) Site	(J) Site	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
						Lower Bound	Upper Bound
Tukey HSD	AGR	EUC	-2.7619	5.06630	.948	-16.0450	10.5212
		NAT	2.9088	5.11611	.941	-10.5049	16.3225
		URB	-4.6640	5.29157	.814	-18.5377	9.2097
	EUC	AGR	2.7619	5.06630	.948	-10.5212	16.0450
		NAT	5.6707	4.88275	.653	-7.1311	18.4726
		URB	-1.9021	5.06630	.982	-15.1852	11.3810
	NAT	AGR	-2.9088	5.11611	.941	-16.3225	10.5049
		EUC	-5.6707	4.88275	.653	-18.4726	7.1311
		URB	-7.5728	5.11611	.454	-20.9865	5.8409
	URB	AGR	4.6640	5.29157	.814	-9.2097	18.5377
		EUC	1.9021	5.06630	.982	-11.3810	15.1852
		NAT	7.5728	5.11611	.454	-5.8409	20.9865

Based on observed means.

The error term is Mean Square(Error) = 280,008.

## ANOVA de 1 fator: espécie

Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Fine	Based on Mean	5.796	2	84	.004
	Based on Median	4.795	2	84	.011
	Based on Median and with adjusted df	4.795	2	64.682	.011
	Based on trimmed mean	5.647	2	84	.005

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Fine

b. Design: Intercept + Species

## ANOVA de 1 fator: espécie (dados transformados com função logarítmica)

Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
In_fine	Based on Mean	2.573	2	84	.082
	Based on Median	2.228	2	84	.114
	Based on Median and with adjusted df	2.228	2	73.976	.115
	Based on trimmed mean	2.685	2	84	.074

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: In\_fine

b. Design: Intercept + Species

## Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: In\_fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	17.950 <sup>a</sup>	2	8.975	185.109	<.001
Intercept	979.013	1	979.013	20192.527	<.001
Species	17.950	2	8.975	185.109	<.001
Error	4.073	84	.048		
Total	1015.521	87			
Corrected Total	22.022	86			

a. R Squared = .815 (Adjusted R Squared = .811)

## Multiple Comparisons

Dependent Variable: In\_fine

	(I) Species	(J) Species	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
						Lower Bound	Upper Bound
Tukey HSD	A. acu	A. glu	-1.0720*	.05741	<.001	-1.2090	-.9350
		Q. rub	-.3289*	.05885	<.001	-.4694	-.1885
	A. glu	A. acu	1.0720*	.05741	<.001	.9350	1.2090
		Q. rub	.7431*	.05741	<.001	.6061	.8800
	Q. rub	A. acu	.3289*	.05885	<.001	.1885	.4694
		A. glu	-.7431*	.05741	<.001	-.8800	-.6061

Based on observed means.

The error term is Mean Square(Error) = ,048.

\*. The mean difference is significant at the .05 level.

### A.2.3. Diferença entre malha grossa e malha fina

ANOVA de 2 fatores

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Coarse_Fine	Based on Mean	1.345	11	75	.218
	Based on Median	.611	11	75	.814
	Based on Median and with adjusted df	.611	11	51.195	.811
	Based on trimmed mean	1.263	11	75	.262

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Coarse\_Fine

b. Design: Intercept + Site + Species + Site \* Species

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Coarse\_Fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	7343.665 <sup>a</sup>	11	667.606	4.931	<.001
Intercept	44592.207	1	44592.207	329.347	<.001
Site	2536.420	3	845.473	6.244	<.001
Species	2189.729	2	1094.864	8.086	<.001
Site * Species	2246.370	6	374.395	2.765	.018
Error	10154.698	75	135.396		
Total	65414.011	87			
Corrected Total	17498.363	86			

a. R Squared = .420 (Adjusted R Squared = .335)

ANOVA de 1 fator: local

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Coarse_Fine	Based on Mean	4.005	3	83	.010
	Based on Median	2.684	3	83	.052
	Based on Median and with adjusted df	2.684	3	75.898	.053
	Based on trimmed mean	3.975	3	83	.011

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Coarse\_Fine

b. Design: Intercept + Site

ANOVA de 1 fator: local (dados transformados com função logarítmica)

**Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>**

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
In_coarse_fine	Based on Mean	1.991	3	83	.122
	Based on Median	1.236	3	83	.302
	Based on Median and with adjusted df	1.236	3	57.551	.305
	Based on trimmed mean	1.811	3	83	.151

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: In\_coarse\_fine

b. Design: Intercept + Site

**Tests of Between-Subjects Effects**

Dependent Variable: In\_coarse\_fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	6.953 <sup>a</sup>	3	2.318	3.838	.013
Intercept	745.215	1	745.215	1233.974	<.001
Site	6.953	3	2.318	3.838	.013
Error	50.125	83	.604		
Total	816.306	87			
Corrected Total	57.078	86			

a. R Squared = .122 (Adjusted R Squared = .090)

**Multiple Comparisons**

Dependent Variable: In\_coarse\_fine

	(I) Site	(J) Site	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
						Lower Bound	Upper Bound
Tukey HSD	AGR	EUC	-.1965	.23528	.838	-.8134	.4204
		NAT	-.1070	.23760	.969	-.7300	.5159
		URB	.5441	.24575	.128	-.1002	1.1884
	EUC	AGR	.1965	.23528	.838	-.4204	.8134
		NAT	.0895	.22676	.979	-.5050	.6840
		URB	.7406*	.23528	.012	.1237	1.3575
	NAT	AGR	.1070	.23760	.969	-.5159	.7300
		EUC	-.0895	.22676	.979	-.6840	.5050
		URB	.6511*	.23760	.037	.0281	1.2740
	URB	AGR	-.5441	.24575	.128	-1.1884	.1002
		EUC	-.7406*	.23528	.012	-1.3575	-.1237
		NAT	-.6511*	.23760	.037	-1.2740	-.0281

Based on observed means.

The error term is Mean Square(Error) = ,604.

\*. The mean difference is significant at the .05 level.

ANOVA de 1 fator: espécie

### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Coarse_Fine	Based on Mean	.076	2	84	.927
	Based on Median	.122	2	84	.885
	Based on Median and with adjusted df	.122	2	80.857	.885
	Based on trimmed mean	.115	2	84	.891

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Coarse\_Fine

b. Design: Intercept + Species

### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Coarse\_Fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	2365.615 <sup>a</sup>	2	1182.807	6.566	.002
Intercept	46892.821	1	46892.821	260.296	<.001
Species	2365.615	2	1182.807	6.566	.002
Error	15132.748	84	180.152		
Total	65414.011	87			
Corrected Total	17498.363	86			

a. R Squared = .135 (Adjusted R Squared = .115)

### Multiple Comparisons

Dependent Variable: Coarse\_Fine

	(I) Species	(J) Species	Mean			95% Confidence Interval	
			Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	Lower Bound	Upper Bound
Tukey HSD	A. acu	A. glu	-6.9495	3.49933	.122	-15.2988	1.3997
		Q. rub	5.6846	3.58720	.258	-2.8743	14.2435
	A. glu	A. acu	6.9495	3.49933	.122	-1.3997	15.2988
		Q. rub	12.6342 <sup>*</sup>	3.49933	.001	4.2849	20.9834
	Q. rub	A. acu	-5.6846	3.58720	.258	-14.2435	2.8743
		A. glu	-12.6342 <sup>*</sup>	3.49933	.001	-20.9834	-4.2849

Based on observed means.

The error term is Mean Square(Error) = 180,152.

\*. The mean difference is significant at the .05 level.

#### A.2.4. Razão entre malha grossa e malha fina

ANOVA de 2 fatores

##### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Divis_coarse_fine	Based on Mean	5,612	11	74	<,001
	Based on Median	3,701	11	74	<,001
	Based on Median and with adjusted df	3,701	11	35,129	,001
	Based on trimmed mean	5,421	11	74	<,001

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Divis\_coarse\_fine

b. Design: Intercepto + Species + Site + Species \* Site

##### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Divis\_coarse\_fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	20,448 <sup>a</sup>	11	1,859	6,093	<,001
Intercepto	301,297	1	301,297	987,564	<,001
Species	11,000	2	5,500	18,027	<,001
Site	4,120	3	1,373	4,502	,006
Species * Site	4,303	6	,717	2,351	,039
Error	22,577	74	,305		
Total	351,701	86			
Corrected Total	43,025	85			

a. R Squared = ,475 (Adjusted R Squared = ,397)

##### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Divis\_coarse\_fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	20,448 <sup>a</sup>	11	1,859	6,093	<,001
Intercepto	301,297	1	301,297	987,564	<,001
Species	11,000	2	5,500	18,027	<,001
Site	4,120	3	1,373	4,502	,006
Species * Site	4,303	6	,717	2,351	,039
Error	22,577	74	,305		
Total	351,701	86			
Corrected Total	43,025	85			

a. R Squared = ,475 (Adjusted R Squared = ,397)

ANOVA de 2 fatores (dados transformados com função logarítmica)

**Teste de igualdade de variâncias do erro de Levene<sup>a,b</sup>**

		Estadística de Levene	df1	df2	Sig.
In_Div_coarse_fine	Com base em média	5,082	11	74	<,001
	Com base em mediana	3,580	11	74	<,001
	Com base em mediana e com gl ajustado	3,580	11	38,184	,002
	Com base em média aparada	4,945	11	74	<,001

Testa a hipótese nula de que a variância do erro da variável dependente é igual entre grupos.

a. Variável dependente: In\_Div\_coarse\_fine

b. Design: Intercepto + Site + Species + Site \* Species

ANOVA de 1 fator: local

**Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>**

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Divis_coarse_fine	Based on Mean	1,397	3	82	,250
	Based on Median	,961	3	82	,415
	Based on Median and with adjusted df	,961	3	70,785	,416
	Based on trimmed mean	1,311	3	82	,276

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Divis\_coarse\_fine

b. Design: Intercepto + Site

**Tests of Between-Subjects Effects**

Dependent Variable: Divis\_coarse\_fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	4,050 <sup>a</sup>	3	1,350	2,841	,043
Intercepto	300,524	1	300,524	632,287	<,001
Site	4,050	3	1,350	2,841	,043
Error	38,974	82	,475		
Total	351,701	86			
Corrected Total	43,025	85			

a. R Squared = ,094 (Adjusted R Squared = ,061)

### Comparações múltiplas

Variável dependente: Divis\_coarse\_fine

	(I) Site	(J) Site	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
						Limite inferior	Limite superior
Tukey HSD	AGR	EUC	-,2250	,21171	,713	-,7802	,3302
		NAT	-,3653	,21373	,326	-,9258	,1952
		URB	,2066	,22086	,786	-,3726	,7858
	EUC	AGR	,2250	,21171	,713	-,3302	,7802
		NAT	-,1403	,20117	,898	-,6679	,3873
		URB	,4316	,20873	,172	-,1158	,9790
	NAT	AGR	,3653	,21373	,326	-,1952	,9258
		EUC	,1403	,20117	,898	-,3873	,6679
		URB	,5719*	,21078	,040	,0191	1,1247
	URB	AGR	-,2066	,22086	,786	-,7858	,3726
		EUC	-,4316	,20873	,172	-,9790	,1158
		NAT	-,5719*	,21078	,040	-1,1247	-,0191

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,475.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### ANOVA de 1 fator: espécie

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Divis_coarse_fine	Based on Mean	20,846	2	83	<,001
	Based on Median	16,452	2	83	<,001
	Based on Median and with adjusted df	16,452	2	56,230	<,001
	Based on trimmed mean	20,092	2	83	<,001

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Divis\_coarse\_fine

b. Design: Intercepto + Species

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Divis\_coarse\_fine

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	11,339 <sup>a</sup>	2	5,669	14,851	<,001
Intercepto	310,215	1	310,215	812,593	<,001
Species	11,339	2	5,669	14,851	<,001
Error	31,686	83	,382		
Total	351,701	86			
Corrected Total	43,025	85			

a. R Squared = ,264 (Adjusted R Squared = ,246)

### Comparações múltiplas

Variável dependente: Divis\_coarse\_fine

	(I) Species	(J) Species	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
						Limite inferior	Limite superior
Tukey HSD	A. acu	A. glu	,8114*	,16109	<,001	,4270	1,1958
		Q. rub	,7250*	,16665	<,001	,3273	1,1227
	A. glu	A. acu	-,8114*	,16109	<,001	-1,1958	-,4270
		Q. rub	-,0864	,16265	,856	-,4746	,3017
	Q. rub	A. acu	-,7250*	,16665	<,001	-1,1227	-,3273
		A. glu	,0864	,16265	,856	-,3017	,4746

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,382.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### A3. Colonização por macroinvertebrados

#### A.3.1. Número de taxa

ANOVA de 2 fatores

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
NºTaxon	Based on Mean	1,110	11	82	,364
	Based on Median	,784	11	82	,655
	Based on Median and with adjusted df	,784	11	54,724	,655
	Based on trimmed mean	1,029	11	82	,429

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: NºTaxon

b. Design: Intercepto + Locais + Espécies + Locais \* Espécies

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: NºTaxon

Origem	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	479,569 <sup>a</sup>	11	43,597	3,076	,002
Intercepto	3748,754	1	3748,754	264,473	<,001
Locais	386,096	3	128,699	9,080	<,001
Espécies	26,689	2	13,344	,941	,394
Locais * Espécies	73,925	6	12,321	,869	,521
Error	1162,304	82	14,174		
Total	5320,000	94			
Corrected Total	1641,872	93			

a. R Squared = ,292 (Adjusted R Squared = ,197)

### Comparações múltiplas

Variável dependente: N°Taxon

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	3,9167*	1,11126	,004	1,0024	6,8309
	NAT	5,2500*	1,11126	<,001	2,3357	8,1643
	URB	1,5833	1,11126	,488	-1,3309	4,4976
EUC	AGR	-3,9167*	1,11126	,004	-6,8309	-1,0024
	NAT	1,3333	1,08683	,612	-1,5169	4,1836
	URB	-2,3333	1,08683	,147	-5,1836	,5169
NAT	AGR	-5,2500*	1,11126	<,001	-8,1643	-2,3357
	EUC	-1,3333	1,08683	,612	-4,1836	1,5169
	URB	-3,6667*	1,08683	,006	-6,5169	-,8164
URB	AGR	-1,5833	1,11126	,488	-4,4976	1,3309
	EUC	2,3333	1,08683	,147	-,5169	5,1836
	NAT	3,6667*	1,08683	,006	,8164	6,5169

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = 14,174.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### Comparações múltiplas

Variável dependente: N°Taxon

Tukey HSD

(I) Espécies	(J) Espécies	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AACU	AGLU	,1149	,94878	,992	-2,1498	2,3797
	QRUB	1,1613	,95628	,448	-1,1214	3,4439
AGLU	AACU	-,1149	,94878	,992	-2,3797	2,1498
	QRUB	1,0464	,94878	,515	-1,2184	3,3111
QRUB	AACU	-1,1613	,95628	,448	-3,4439	1,1214
	AGLU	-1,0464	,94878	,515	-3,3111	1,2184

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = 14,174.

### A.3.2. Número de indivíduos

ANOVA de 2 fatores

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
NºIndividuos	Based on Mean	8,122	11	82	<,001
	Based on Median	1,870	11	82	,055
	Based on Median and with adjusted df	1,870	11	8,196	,189
	Based on trimmed mean	5,979	11	82	<,001

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: NºIndividuos

b. Design: Intercepto + Locais + Espécies + Locais \* Espécies

ANOVA de 2 fatores (dados transformados com função logarítmica)

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
VarºIndiv	Based on Mean	1,538	11	82	,134
	Based on Median	,992	11	82	,461
	Based on Median and with adjusted df	,992	11	46,299	,468
	Based on trimmed mean	1,517	11	82	,141

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: VarºIndiv

b. Design: Intercepto + Locais + Espécies + Locais \* Espécies

#### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: VarºIndiv

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	56,245 <sup>a</sup>	11	5,113	4,629	<,001
Intercepto	586,270	1	586,270	530,734	<,001
Locais	51,385	3	17,128	15,506	<,001
Espécies	2,064	2	1,032	,934	,397
Locais * Espécies	3,093	6	,515	,467	,831
Error	90,580	82	1,105		
Total	728,092	94			
Corrected Total	146,826	93			

a. R Squared = ,383 (Adjusted R Squared = ,300)

### Comparações múltiplas

Variável dependente: Var<sup>o</sup>Indiv

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	,9425*	,31022	,017	,1289	1,7560
	NAT	1,4170*	,31022	<,001	,6035	2,2306
	URB	-,4292	,31022	,513	-1,2428	,3844
EUC	AGR	-,9425*	,31022	,017	-1,7560	-,1289
	NAT	,4746	,30340	,405	-,3211	1,2703
	URB	-1,3717*	,30340	<,001	-2,1673	-,5760
NAT	AGR	-1,4170*	,31022	<,001	-2,2306	-,6035
	EUC	-,4746	,30340	,405	-1,2703	,3211
	URB	-1,8463*	,30340	<,001	-2,6419	-1,0506
URB	AGR	,4292	,31022	,513	-,3844	1,2428
	EUC	1,3717*	,30340	<,001	,5760	2,1673
	NAT	1,8463*	,30340	<,001	1,0506	2,6419

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = 1,105.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### Comparações múltiplas

Variável dependente: Var<sup>o</sup>Indiv

Tukey HSD

(I) Espécies	(J) Espécies	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
AACU	AGLU	,3051	,26487	,485	-,3272	,9373
	QRUB	,3074	,26696	,485	-,3298	,9447
AGLU	AACU	-,3051	,26487	,485	-,9373	,3272
	QRUB	,0024	,26487	1,000	-,6299	,6346
QRUB	AACU	-,3074	,26696	,485	-,9447	,3298
	AGLU	-,0024	,26487	1,000	-,6346	,6299

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = 1,105.

### A.3.3. Proporção de detritívoros fragmentadores

ANOVA de 2 fatores

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Propor°Fragm	Based on Mean	2,866	11	82	,003
	Based on Median	1,097	11	82	,374
	Based on Median and with adjusted df	1,097	11	41,976	,387
	Based on trimmed mean	2,543	11	82	,008

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Propor°Fragm

b. Design: Intercepto + Locais + Espécies + Locais \* Espécies

ANOVA de 2 fatores (dados transformados com função arcseno)

#### Levene's Test of Equality of Error Variances<sup>a,b</sup>

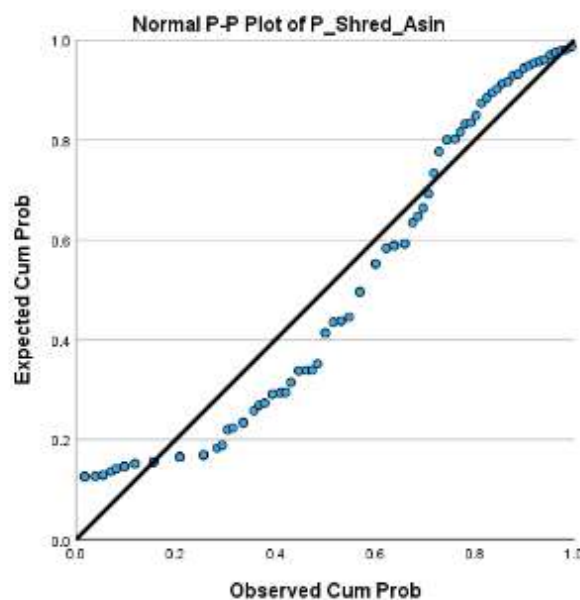
		Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Propor°Frag°arcsin	Based on Mean	3,689	11	82	<,001
	Based on Median	1,654	11	82	,099
	Based on Median and with adjusted df	1,654	11	49,955	,112
	Based on trimmed mean	3,483	11	82	<,001

Tests the null hypothesis that the error variance of the dependent variable is equal across groups.

a. Dependent variable: Propor°Frag°arcsin

b. Design: Intercepto + Locais + Espécies + Locais \* Espécies

Apesar dos dados transformados não apresentarem homogeneidade de variâncias, a distribuição é aproximadamente normal, pelo que se prosseguiu com estatística paramétrica.



### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: Propor<sup>o</sup>Frag<sup>o</sup>arcsin

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	,115 <sup>a</sup>	11	,010	6,292	<,001
Intercepto	,578	1	,578	349,068	<,001
Locais	,100	3	,033	20,124	<,001
Espécies	,000	2	,000	,070	,932
Locais * Espécies	,016	6	,003	1,563	,168
Error	,136	82	,002		
Total	,813	94			
Corrected Total	,250	93			

a. R Squared = ,458 (Adjusted R Squared = ,385)

### Comparações múltiplas

Variável dependente: Propor<sup>o</sup>Frag<sup>o</sup>arcsin

Tukey HSD

(I) Locais	(J) Locais	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Interv. de Confiança 95%	Limite inferior	Limite superior
AGR	EUC	,0359591*	,01200791	,019	,0044683	,0674499	
	NAT	,0479410*	,01200791	<,001	,0164502	,0794318	
	URB	,0915577*	,01200791	<,001	,0600669	,1230486	
EUC	AGR	-,0359591*	,01200791	,019	-,0674499	-,0044683	
	NAT	,0119819	,01174397	,738	-,0188168	,0427805	
	URB	,0555986*	,01174397	<,001	,0248000	,0863972	
NAT	AGR	-,0479410*	,01200791	<,001	-,0794318	-,0164502	
	EUC	-,0119819	,01174397	,738	-,0427805	,0188168	
	URB	,0436168*	,01174397	,002	,0128181	,0744154	
URB	AGR	-,0915577*	,01200791	<,001	-,1230486	-,0600669	
	EUC	-,0555986*	,01174397	<,001	-,0863972	-,0248000	
	NAT	-,0436168*	,01174397	,002	-,0744154	-,0128181	

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,002.

\*. A diferença média é significativa no nível ,05.

### Comparações múltiplas

Variável dependente: Propor<sup>o</sup>Frag<sup>o</sup>arcsin

Tukey HSD

(I) Espécies	(J) Espécies	Diferença média (I-J)	Estatística do teste Padrão	Sig.	Interv. de Confiança 95%	Limite inferior	Limite superior
AACU	AGLU	-,0046265	,01025227	,894	-,0290987	,0198457	
	QRUB	,0007832	,01033332	,997	-,0238824	,0254489	
AGLU	AACU	,0046265	,01025227	,894	-,0198457	,0290987	
	QRUB	,0054097	,01025227	,858	-,0190625	,0298819	
QRUB	AACU	-,0007832	,01033332	,997	-,0254489	,0238824	
	AGLU	-,0054097	,01025227	,858	-,0298819	,0190625	

Com base em médias observadas.

O termo de erro é Quadrado Médio (Erro) = ,002.

## Apêndice B – Composição taxonómica dos macroinvertebrados associados às folhas em decomposição

Tabela B1 - Lista taxonómica, abundância e grupos funcionais dos macroinvertebrados contabilizados em cada espécie de cada local (Tachet et al., 2000). l=larva; a=adulto. AGLU=A. *glutinosa*; AACU=A. *acuminata*; QRUB=Q. *rubra*.

		Floresta nativa			Agricultura			Eucalipto			Urbano		
Espécie	Grupo Funcional	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB
<i>Dugesia sp.</i>	Predador	3	11	13		5	7	8	12	17	5	4	5
<b>Naididae</b>	Predador / Coletor / Raspador / Fragmentador				1								2
<b>Lumbriculidade</b>	Coletor			2				2	1		1	3	1
<b>Lumbricidae</b>	Coletor								1		3		2
<i>Eiseniella tetraedra</i>	Coletor		1	2	1	1			2		1	1	6
<i>Glossophonia sp.</i>	Predador	3	1	7									
<b>Valvatidae NI</b>	Raspador												
<i>Bythinella sp.</i>	Raspador		1	1									
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Raspador	7	4	5	28	16	3	9	15	6	163	386	546
<i>Ancylus fluviatilis</i>	Raspador							3	2			1	2
<i>Ferrissia sp.</i>	Raspador					1			1			5	
<i>Gyraulus sp. / Menetus dilatatus</i>	Raspador							9	16	14			
<i>Planorbis sp.</i>	Raspador	1				2							
<i>Radix sp.</i>	Raspador				1					1			
<i>Stagnicola sp.</i>	Raspador					2	1						
<i>Physa sp.</i>	Raspador										2	1	4
<b>Gastropoda NI 1</b>	Raspador			4									
<b>Gastropoda NI 2</b>	Raspador									1			

		Floresta nativa			Agricultura			Eucalipto			Urbano		
Espécie	Grupo Funcional	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB
<i>Pisidium sp.</i>	Filtrador									1			
<i>Sphaerium sp.</i>	Filtrador								1				
Hydracarina	Predador					1						1	2
Conchostraca	Coletor / Filtrador								2				
Gammaridae	Fragmentador					1							
Collembola	Fragmentador				1					2			
<i>Ecdyonurus sp.</i>	Raspador							1	5	5			
<i>Caenis sp.</i>	Coletor	4	5		1		1				6	3	5
<i>Baetis sp.</i>	Raspador				1			2		2	63	27	25
<i>Ephemerella sp.</i>	Raspador / Fragmentador				16	4	43	19	2	3	1	2	2
<i>Habrophlebia sp.</i>	Fragmentador				1			1	7	2	1		1
<i>Paraleptophlebia</i>	Fragmentador	2		2	24	22	48						
<i>Rhabdiopteryx sp.</i>	Fragmentador							2					
<i>Nemoura sp.</i>	Fragmentador	1		1							4	2	2
<i>Protonemura sp.</i>	Fragmentador				6	5	9		1		3	4	1
<i>Leuctra sp.</i>	Fragmentador				2	1	1		1		1		
<i>Capnioneura sp.</i>	Fragmentador							1					
<i>Chloroperla sp.</i>	Predador									1			
<i>Isoperla sp.</i>	Predador									1	1	1	
<i>Perlodes sp.</i>	Predador								1		4		
<i>Calopteryx sp.</i>	Predador	1			3	1	1						
<i>Hydrometra stagnorum</i>	Predador						1		1				
<i>Mesovelia sp.</i>	Predador												1

Espécie	Grupo Funcional	Floresta nativa			Agricultura			Eucalipto			Urbano		
		AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB
<i>Microvelia</i> sp.	Predador				3								
<i>Nepa cinerea</i>	Predador											1	
Coleoptera NI (I)	-				1								
Coleoptera NI (a)	-				2						1		
<i>Copelatus</i> sp. (I)	Predador					5	1				1		
Dytiscidae NI (a)	Predador							1		1			
<i>Halipus</i> sp. (a)	Raspador												1
Hydrophilidae NI (a)	Predador / Raspador				1								
Sphaeridiinae NI (a)	Predador / Raspador				1								
<i>Anacaena</i> sp. (a)	Predador / Raspador				2			1					
<i>Limnebius</i> sp. (a)	Raspador					7							
<i>Hydraena</i> sp. (a)	Raspador	1			3	11	3	2	1				
<i>Elodes</i> (I)	Raspador				3	5	2			1			
<i>Dryops</i> sp. (I)	Raspador / Fragmentador												2
<i>Dryops</i> sp. (a)	Raspador / Fragmentador				1					2			
<i>Elmis</i> (I)	Raspador	2	1		4	17	3						
<i>Elmis</i> (a)	Raspador	4				1	1						
<i>Esolus</i> (I)	Raspador				2	5							2
<i>Esolus</i> (a)	Raspador			4		1							
<i>Limnius</i> (I)	Raspador				5		5						
<i>Limnius</i> (a)	Raspador	1			1	2							
<i>Macronychus</i> (I)	Raspador			1							4	1	
<i>Normandia</i> (I)	Raspador			1									

		Floresta nativa			Agricultura			Eucalipto			Urbano		
Espécie	Grupo Funcional	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB
<i>Oulimnius (I)</i>	Raspador				6	1							
<i>Riolus (I)</i>	Raspador					13							
<i>Hyporhyacophila</i>	Predador					2		1			2	3	
<i>Pararhyacophila</i>	Predador						1				1		
<i>Diplectrona felix</i>	Filtrador	2		3	1							2	
<i>Hydropsyche sp.</i>	Filtrador	1				6	3				14	31	12
<i>Chimarra marginata</i>	Filtrador / Raspador						1						
<i>Wormaldia sp.</i>	Filtrador / Raspador									1			
Polycentropodidae NI	Predador						1	1					
<i>Holocentropus sp.</i>	Predador							1					
<i>Plectrocnemia sp.</i>	Predador								3				
<i>Micrasema sp.</i>	Fragmentador / Filtrador / Raspador							1					
Limnephilinae NI	Fragmentador / Raspador	1	2		2	1	3	1					
<i>Lithax niger</i>	Fragmentador / Raspador									3			
<i>Lepidostoma hirtum</i>	Fragmentador				3			1					
<i>Sericostoma sp.</i>	Fragmentador	1	2	1									
<i>Calamoceras sp.</i>	Fragmentador	1	2		2			2	1				
<i>Tipula sp.</i>	Fragmentador		3			1	3	1	3		1	3	
<i>Dixa sp.</i>	Filtrador					3	1						
Simuliidae	Filtrador	5		5	5	7	9	16		1	13	4	3
Tanypodinae	Predador			1	2	2		1			7	4	3
Orthoclaadiinae	Raspador			1	5	3	2	4			7	3	1

		Floresta nativa			Agricultura			Eucalipto			Urbano		
Espécie	Grupo Funcional	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB	AGLU	AACU	QRUB
<b>Chironomini</b>	Coletor / Fragmentador / Filtrador	3			1						1	1	3
<b>Tanytarsini</b>	Coletor / Fragmentador / Filtrador					1					1		1
<b>Stratiomyidae</b>	Coletor / Fragmentador		1		2						1		
<b>Hemerodromiinae</b>	Predador							2					
<b>Atherix sp.</b>	Predador	4	11	7	1	14	3	3	7	4	2	4	4
<b>Rhagionidae</b>	Predador									1			
<b>Pupa</b>		1		1	1		2	1					1
<b>Total de indivíduos</b>		<b>49</b>	<b>45</b>	<b>62</b>	<b>146</b>	<b>171</b>	<b>164</b>	<b>97</b>	<b>86</b>	<b>70</b>	<b>315</b>	<b>498</b>	<b>640</b>
<b>Total de taxa</b>		<b>19</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>34</b>	<b>31</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>22</b>	<b>20</b>	<b>29</b>	<b>25</b>	<b>26</b>
<b>Total de taxa por local</b>		<b>30</b>			<b>53</b>			<b>48</b>			<b>39</b>		

