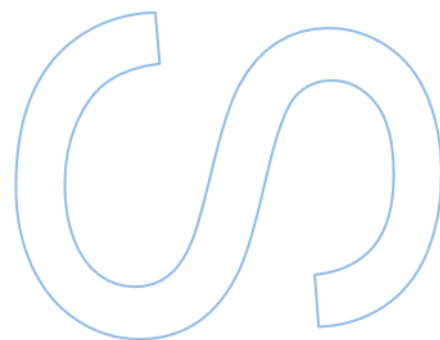
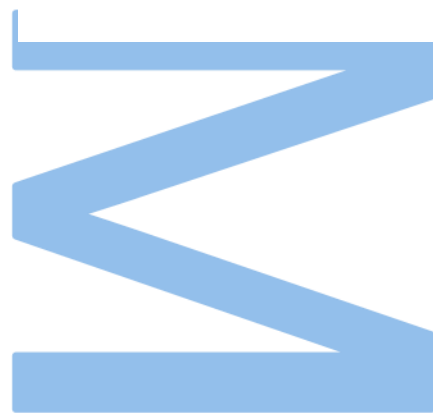


Avaliação ambiental do Parque da Asprela (Porto): Qualidade do ar, solo e água



Tiago Miguel Resende Coelho
Mestrado em Ecologia e Ambiente
Departamento Biologia
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto
2025

Avaliação ambiental do Parque da Asprela (Porto): Qualidade do ar, solo e água

Tiago Miguel Resende Coelho

Relatório de Estágio realizado no âmbito do Mestrado em
Ecologia e Ambiente

Departamento Biologia

2025

Orientador

Helena Isabel da Costa Ribeiro, Professora Auxiliar,
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto,

Coorientador

Sara Raquel Boaventura Rodrigues, Investigador Auxiliar,
Centro de Biologia Molecular e Ambiental,
Escola de Ciências da Universidade do Minho



**Instituto de Ciências da Terra
Institute of Earth Sciences**

Agradecimentos

Queria agradecer a todas pessoas que contribuíram para a realização deste estágio, desde a parte de trabalho de campo e laboratorial, suporte emocional até à escrita deste relatório.

Obrigado a todo o pessoal do laboratório FreshLab, que se disponibilizou a ajudar em todas as etapas deste projeto e transmitiu uma constante alegria e boa disposição diária, assim como a todas as outras pessoas dos laboratórios por onde fui passando ao longo da realização deste trabalho.

Um agradecimento especial à equipa de orientação, a professora Helena Ribeiro e a investigadora Sara Rodrigues que me ajudaram na realização deste trabalho e desafiaram sempre a fazer mais e melhor.

Aos meus familiares e amigos mais chegados, que transmitiram confiança e energia positiva para a realização deste relatório, sem vocês este trabalho também não seria possível.

Resumo

As estruturas verdes, como parques urbanos, podem desempenhar um papel fundamental na mitigação dos impactes das alterações climáticas e poluição antropogénica. Este trabalho teve como objetivo avaliar o estado ambiental de três compartimentos - água, solo e ar - no Parque Central da Asprela, localizado no polo universitário da Asprela, da Universidade do Porto, uma área caracterizada por intenso movimento diário devido à presença de faculdades, centros de investigação, unidades hospitalares e comércio. O parque é atravessado pela ribeira da Asprela. No compartimento aquático, foram quantificados elementos físico-químicos e biológicos (macroinvertebrados bentónicos e clorofila *a*) previstos na Diretiva Quadro da Água (DQA), para avaliar o estado ecológico ao longo da ribeira (em seis locais – P1 a P6) em quatro períodos de amostragem (outono, inverno, primavera, verão; 2024/25). Para o solo, efetuou-se uma caracterização geral do parque (18 locais – L1 a L18) num único período, e das margens direita (D) e esquerda (E) da ribeira, nos mesmos locais de amostragem da água (ex. P1.D, P1.E) e nos mesmos períodos sazonais. Quantificaram-se a percentagem de humidade, de matéria orgânica, o pH, a condutividade elétrica, a composição elementar e a concentração de nitratos, nitritos e amónia. A qualidade do ar foi avaliada nos quatro períodos sazonais, medindo-se a concentração de partículas em suspensão com um diâmetro inferior a 10 µm (PM₁₀), ozono (O₃), compostos orgânicos voláteis (COVs), dióxido de azoto (NO₂) e o nível sonoro contínuo equivalente (LAeq), parâmetros habitualmente utilizados na monitorização da qualidade do ar. Estas medições foram efetuadas em quatro áreas do parque, em duas posições correspondentes à zona interior e zona da periferia do parque, próximo das vias de circulação. Os resultados físico-químicos da água indicaram sempre uma classificação final de estado ecológico Razoável, condicionado por valores elevados de condutividade e nutrientes, como nitratos. Com base nos elementos biológicos, a classificação do estado ecológico foi tendencialmente Medíocre. A caracterização do solo geral revelou que as zonas centrais do parque, com maior cobertura arbórea, apresentam melhor qualidade, refletida em maior percentagem de humidade do solo e maior teor de matéria orgânica. Nas margens da ribeira, todos os parâmetros apresentaram diferenças significativas entre estações e locais, mas não entre margem direita e esquerda. A percentagem de matéria orgânica foi o parâmetro que apresentou diferenças menos marcadas ao longo das estações. Através da avaliação da qualidade do ar, observaram-se variações na concentração dos poluentes (PM₁₀, NO₂, COVs e LAeq) e na temperatura entre zona interior e o exterior do parque, sendo os valores mais baixos

associados ao interior, protegido pelo coberto arbóreo. Destacou-se ainda a área mais a nascente do parque, apresentando concentrações significativamente diferentes dos outros locais, onde o local exterior apresentou concentrações mais elevadas de PM_{10} , NO_2 , COVs e valores de $LAeq$, associados ao tráfego rodoviário intenso. A avaliação ambiental integrada do Parque da Asprela permitiu evidenciar que, embora o parque desempenhe um papel importante na mitigação dos efeitos das pressões urbanas, persistem constrangimentos ambientais: a ribeira apresenta limitações no estado ecológico, sobretudo devido à pressão de nutrientes e condutividade; o solo reflete variações ligadas à cobertura vegetal e à sazonalidade; e a qualidade do ar mostra melhorias claras no interior do parque face às áreas externas mais expostas ao tráfego. Estes resultados reforçam a importância das estruturas verdes urbanas não apenas como espaços de lazer, mas também como barreiras naturais contra poluição atmosférica e sonora, e salientam a necessidade de medidas de gestão contínua e adaptativa para garantir a sustentabilidade ambiental do parque e a melhoria da qualidade de vida da comunidade envolvente.

Palavras-chave: Estruturas verdes, Diretiva Quadro da Água, Estado ecológico, Solo, Ar, Monitorização Ambiental

Abstract

Green structures, such as urban parks, can play a key role in mitigating the effects of climate change. However, once implemented, their environmental quality must be monitored. This study aimed to assess the environmental status of three compartments: water, soil and air in Asprela Central Park, located in the Asprela campus of the University of Porto, an area with high daily traffic due to the presence of colleges, research centres, hospitals and shops. The park is crossed by the Asprela stream. In this aquatic compartment, physical-chemical and biological elements (benthic macroinvertebrates) provided for in the Water Framework Directive (WFD) were quantified to assess the ecological status along the stream (at 6 locations - P1 to P6) in 4 sampling periods (autumn, winter, spring, summer; 2024/25). In the soil analysis, a general characterisation of the park (18 locations – L1 to L18) was carried out in a single period, and a characterisation of the right (D) and left (E) banks of the stream was carried out based on the water sampling locations (e.g. P1.D, P1.E) and the same sampling periods. The percentage of moisture, organic matter, pH, conductivity, elemental composition, nitrates, nitrites and ammonia were quantified. Air quality was also assessed during the four sampling periods, quantifying parameters such as suspended particles with a diameter of less than 10 μm (PM_{10}), ozone (O_3), volatile organic compounds (VOCs), nitrogen dioxide (NO_2) and equivalent continuous sound level (LAeq), which are frequently used in air monitoring. Four areas of the park were also defined, and measurements were taken at two positions (outside and inside) in each area. The results of the physical-chemical parameters of the water always revealed a final classification of Moderate ecological status, mainly due to the high results for conductivity and nutrients such as nitrates. Based on biological elements, the ecological status classification was Moderate, except for point P5 in winter, which obtained a classification of Bad. The characterisation of the park's general soil showed that the central areas of the park, with greater tree cover, have better soil quality with a higher percentage of moisture, organic matter, more acidic pH and higher conductivity. Regarding the soil on the banks, the values obtained at location P1 were significantly different from the other locations, as were the values recorded in autumn and winter for most parameters. The percentage of organic matter was the parameter that showed significantly constant values throughout the seasons. Through air quality assessment, variations in pollutants (PM_{10} , NO_2 , VOCs and LAeq) and temperature were observed between the outside and inside of the park, with lower values generally associated with the inside, under the tree cover. It was also possible to see a significant difference in the

easternmost area of the park compared to other locations, with the outsider of this area showing higher values of PM₁₀, NO₂, VOCs and LAeq associated with high road traffic. The integrated environmental assessment of Asprela Park showed that, although the park plays an important role in mitigating the effects of urban pressures, environmental constraints persist: the stream has limitations in its ecological status, mainly due to nutrient pressure and conductivity, the soil reflects variations related to vegetation cover and seasonality, and air quality shows clear improvements inside the park compared to outside areas more exposed to traffic. These results reinforce the importance of urban green structures not only as leisure spaces but also as natural barriers against air and noise pollution and highlight the need for continuous and adaptive management measures to ensure the environmental sustainability of the park and improve the quality of life of the surrounding community.

Keywords: Green structures, WFD, Ecological status, Soil, Air, Environmental monitoring

Índice

Lista de Tabelas	vii
Lista de Figuras	ix
Lista de Abreviaturas	xi
1 Introdução.....	1
1.1 Enquadramento geral	1
1.2 Objetivos	3
2 Estado da Arte	4
2.1 Compartimentos ambientais e sua avaliação	4
2.1.1 Água	4
2.1.2 Solo	15
2.1.3 Ar	18
2.2 Parque Central da Asprela	22
2.2.1 Ribeira da Asprela	25
3 Material e métodos	27
3.1 Definição dos locais de amostragem	27
3.2 Procedimentos de Campo	30
3.2.1 Amostragem da água	30
3.2.2 Amostragem do solo.....	31
3.2.3 Amostragem do ar	31
3.3 Procedimentos em Laboratório.....	32
3.3.1 Água	32
3.3.2 Solo	35
3.4 Análise de dados.....	38
4 Resultados e discussão	41
4.1 Água.....	41
4.1.1 Elementos físicos e químicos	41
4.1.2 Elementos biológicos.....	45

4.2	Solo.....	53
4.2.1	Análise do solo no parque	53
4.2.2	Solo - margens	57
4.3	Ar	61
5	Conclusão.....	68
6	Referências Bibliográficas	70

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Parâmetros físicos e químicos integrados no sistema de classificação de rios de pequena a média-grande dimensão, inseridos no agrupamento Norte, e respetivas fronteiras de qualidade (APA, 2021b).	7
Tabela 2 - Elementos de qualidade biológicos utilizados para a avaliação da qualidade ecológica em rios de Portugal Continental (APA, 2021a).	11
Tabela 3 - Elementos hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos e respetivas componentes e indicadores a utilizar na avaliação da qualidade ecológica de rios (APA, 2021a).	13
Tabela 4 - Gama de variação de pH do solo (Esteves et al, 2024).	17
Tabela 5 - Classes de salinidade do solo e respetivo valor de condutividade em dS/m (USDA, 2011b).	18
Tabela 6 - Valores de referência das métricas do índice IPtIN em rios do tipo N1 ≤ 100 km ² (APA, 2021a).	39
Tabela 7 - Valores de referência e fronteiras de qualidade do índice IPtIN aplicáveis em rios de tipologia N1 ≤ 100 km ² (APA, 2021a)	39
Tabela 8 - Resultados dos elementos físicos e químicos. Locais de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6). Períodos de amostragem (outono 2024 (out), inverno 2025 (inv), primavera 2025 (pri), verão 2025 (ver)). Elementos físicos e químicos (azoto amoniacal (NH ₄), fosfato (PO ₄ ⁺), fósforo total (PO ₄ -P), nitrato (NO ₃ ⁻), nitrito (NO ₂ ⁻), carência bioquímica em oxigénio aos 5 dias (CBO ₅), oxigénio dissolvido(O ₂), sólidos suspensos totais (SST), temperatura da amostra (T), pH, condutividade a 20° (Cond), turbidez (Turb), carbono orgânico dissolvido (CDOC), sólidos suspensos voláteis (SSV), total de sólidos dissolvidos (TDS), NH ₄ -N, NO ₂ -N e NO ₃ -N). Fronteiras de qualidade de Bom/Razoável e Excelente/Bom para o agrupamento Norte dos elementos previstos na DQA. Valores a negrito representam valores acima da fronteira de qualidade Bom/Razoável. Razoável estado ecológico representado a amarelo. “nd” – não determinado.	43
Tabela 9 - Resultados da análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Locais de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6). Estações de amostragem (outono 2024 (Out), inverno 2025 (Inv), primavera 2025 (Pri), verão 2025(Ver)). Valores de referência (APA, 2021a). Valores a negrito representam valores acima da fronteira do valor de referência.	45
Tabela 10 - Resultados da quantificação da concentração de clorofila a. Locais de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6). Estações de amostragem (outono 2024, inverno	

2025, primavera 2025, verão 2025). Valor de referência e fronteira de qualidade Bom/Razoável em grandes rios (APA, 2021a).....	51
Tabela 11 - Estado ecológico da ribeira da Asprela. Locais de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6). Elementos da DQA analisados (pH, temperatura da amostra (T), condutividade (Cond.), oxigénio dissolvido (O ₂), carência bioquímica em oxigénio aos 5 dias (CBO ₅), sólidos suspensos totais (SST), fosfato (PO ₄), fósforo total (PO ₄ -P), nitrito (NO ₂), nitrato (NO ₃), azoto amoniacal (NH ₄) e IPTtN expresso em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE)), e respetivos valores de referência e fronteiras de qualidade.	52
Tabela 12 – Valores médios dos parâmetros do solo analisados nas diferentes áreas de amostragem (P1-P6) nas quatro estações do ano (Out – outono; Inv-inverno; Pri – primavera; ver – verão). Condutividade elétrica (Cond.). Humidade (Hum.). Matéria orgânica (M.O.). Nitrato (NO ₃). Nitrito (NO ₂). Azoto amoniacal (NH ₄).	58
Tabela 13 - Análise estatística dos efeitos das estações do ano (E), dos locais de amostragem ao longo da ribeira (L) e da posição da margem (P) sobre cinco parâmetros do solo: CE (condutividade elétrica), Hum. TFSA (humidade determinada na terra fina seca ao ar), pH (H ₂ O), pH (KCl) e M.O. (matéria orgânica). Foram aplicados modelos lineares generalizados (GLM) e testes de efeitos principais e interações (E, L, P, E×L, E×P, L×P), com valores de significância (p). À direita, os mapas de cores representam os resultados do teste pós-hoc de Bonferroni, indicando diferenças entre estações (Out, Inv, Pri, Ver) e entre locais (P1–P6).	60
Tabela 14 - Valores médios da composição elementar inorgânica do solo em ppm medido por XRF, nas diferentes áreas de amostragem (P1-P6) nas quatro estações do ano (outono (Out); inverno (Inv); primavera (Pri); verão (Ver)). Cromo (Cr). Cobre (Cu). Zinco (Zn). Chumbo (Pb). Potássio (K). Cálcio (Ca). Titânio (Ti). Manganês (Mn). Ferro (Fe). Rubídio (Rb). Estrôncio (Sr). Zircônio (Zr). Tântalo (Ta). Coeficiente de variação (CV). Valores a negrito representam valores de coeficiente de variação superior a 10%. ..	61
Tabela 15 - Análise estatística dos efeitos das estações do ano (E), dos locais de amostragem ao longo do parque (L) e da posição de amostragem (interior vs periferia) sobre cinco parâmetros de qualidade do ar: PM ₁₀ , NO ₂ , O ₃ , COVs LAeq (nível sonoro contínuo equivalente) e fatores meteorológicos: temperatura e humidade relativa. Foram aplicados modelos lineares generalizados (GLM) e testes de efeitos principais e interações (E, L, P, E×L, E×P, L×P), com valores de significância (p). À direita, os mapas de cores representam os resultados do teste pós-hoc de Bonferroni, indicando diferenças entre estações (Out, Inv, Pri, Ver) e entre locais (A1–A4).	66

Lista de Figuras

Figura 1 – Enquadramento da área do parque da Asprela no concelho do Porto em Portugal.	22
Figura 2 – Área correspondente ao atual parque da Asprela no ano de 2003 antes do início das obras da linha D do metro do Porto (Google, 2003).	23
Figura 3 – Área correspondente ao atual parque da Asprela no ano de 2004, quando do início das obras da linha D do metro do Porto (Google, 2004).	24
Figura 4 – Área do parque da Asprela antes das obras de requalificação (esquerda), um espaço abandonado com vegetação invasora densa e sem funcionalidade e após as obras de requalificação (direita), com percursos pedestres, manutenção da vegetação e percurso da ribeira da Asprela definido (Google, 2020, 2022).	25
Figura 5 – Enquadramento da Ribeira da Asprela na rede de linhas de água da cidade do Porto.	25
Figura 6 - Pontos de amostragem de água (P1, P2, P3, P4, P5, P6) e enquadramento da área envolvente no período de amostragem de outono.	27
Figura 7 - Ribeira da Asprela com as respetivas linhas de água que a formam (ribeiras da Areosa, Outeiro e Paranhos) e pontos de amostragem de água.	28
Figura 8 - Área do parque da Asprela dividido em secções com o respetivo código (esquerda), pontos e transectos de amostragem do solo global (direita).	29
Figura 9 – Mapa do parque da Asprela com o exemplo do local de amostragem do solo na margem esquerda (P3.E) e direita (P3.D) da ribeira de Asprela, próximo do local de amostragem de água (P3)	29
Figura 10 - Área do parque da Asprela dividida em secções (A1, A2, A3, A4) e respetivos pontos de amostra do ar numa zona mais externa (E) e interna (I).	30
Figura 11 – Equipamentos portáteis utilizados para a determinação da concentração de COV's, NO ₂ , O ₃ (aeroqual Serie 500), PM ₁₀ (SKC EPAM-500) e ruído (B&K 2245)	32
Figura 12 - Representação gráfica da abundância e composição das comunidades de macroinvertebrados bentónicos.	47
Figura 13 - Crescimento de vegetação sobre a ribeira da Asprela: Local P2 no outono (esquerda) e no verão (direita).	48
Figura 14 – Gradientes de percentagem de humidade total do solo (esquerda) e humidade da TFSA (direita) registados nas amostras recolhidas das diferentes áreas do parque central da Asprela. Cores mais escuras correspondem a percentagem de humidade superiores e cores mais claras a percentagens inferiores. Letras diferentes representam diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros quantificados a um p<0,05 após aplicação de teste post-hoc de Tukey	53

Figura 15- Gradientes de pH em água (esquerda) e pH em cloreto de potássio (direita) registados nas amostras recolhidas das diferentes áreas do parque central da Asprela. Cores mais escuras correspondem a percentagens de superiores e mais claras a percentagens inferiores. As diferentes letras representam diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros quantificados a um $p < 0,05$ após aplicação de teste post-hoc de Tukey.	55
Figura 16 - Gradientes de percentagem de matéria orgânica registados nas amostras recolhidas das diferentes áreas do parque central da Asprela. Cores mais escuras correspondem a percentagem de superiores de M.O. e mais claras a percentagens inferiores. As diferentes letras representam diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros quantificados a um $p < 0,05$ após aplicação de teste pós-hoc de Tukey.	56
Figura 17 - Gradientes de percentagem de condutividade registados nas amostras recolhidas das diferentes áreas do parque central da Asprela. Cores mais escuras correspondem a percentagens de superiores de condutividade e mais claras a percentagens inferiores. As diferentes letras representam diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros quantificados a um $p < 0,05$ após aplicação de teste pós-hoc de Tukey.	57
Figura 18 – Média e desvio-padrão dos valores de cada poluente do ar analisado nas quatro estações do ano (outono 2024 (Out), inverno 2025 (Inv), primavera 2025 (Pri), verão 2025 (Ver)) em função da posição de amostragem em cada área seleccionada do parque (exterior (E) e interior (I)). Na tabela complementar estão descritos os poluentes com os respetivos valores limite em vigor até 2026 para a proteção da saúde humana de acordo com a Diretiva Europeia da Qualidade do Ar (Diretiva (UE) 2024/2881). ...	63
Figura 19 - Distribuição dos valores de cada poluente analisado na qualidade do ar ao longo das áreas (A1, A2, A3, A4) em função da posição (exterior(E) e interior(I)). Na tabela complementar estão descritos os poluentes com os respetivos valores limite em vigor até 2026 para a proteção da saúde humana de acordo com a diretiva europeia da qualidade do ar (Diretiva (UE) 2024/2881).	65

Lista de Abreviaturas

APA	AGÊNCIA PROTUGUESA DO AMBIENTE
CBO ₅	CARÊNCIA BIOQUÍMICA DE OXIGÉNIO AO FIM DE 5 DIAS
CDOC	CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO
COND	CONDUTIVIDADE
COVS	COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS
DQA	DIRETIVA QUADRO DA ÁGUA
EPT	EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA, TRICHOPTERA
FAO	ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA
INAG	INSTITUTO NACIONAL DA ÁGUA
INV	INVERNO
IPTIN	ÍNDICE PORTUGUÊS DE INVERTEBRADOS NORTE
MO	MATÉRIA ORGÂNICA
NBS	SOLUÇÕES DE BASE NATURAL (NATURE-BASED SOLUTIONS)
NOX	ÓXIDOS DE AZOTO
ONU	ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS
OUT	OUTONO
PGRH	PLANOS DE GESTÃO DE REDE HIDROGRÁFICA
PM	PARTÍCULAS EM SUSPENSÃO
PM ₁₀	PARTÍCULAS EM SUSPENSÃO COM UM DIÂMETRO INFERIOR A 10 µM
PPM	PARTES POR MILHÃO
PRI	PRIMAVERA
RQE	RÁCIOS DE QUALIDADE ECOLÓGICA
SST	SÓLIDOS SUSPENSOS TOTÁIS
SSV	SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS
TFSA	TERRA FINA SECA AO AR
TURB	TURBIDEZ
VER	VERÃO

1 Introdução

1.1 Enquadramento geral

Nas últimas décadas tem-se registado um aumento da população mundial e uma maior concentração populacional nos centros urbanos (Das et al., 2024), devido em grande parte à migração de áreas rurais para áreas urbanas, essencialmente à procura de melhores condições de vida. Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), 55 % da população mundial vive em áreas urbanas e estima-se que essa concentração atinja os 68 % em 2050 (ONU, 2018). No entanto, este aumento da população em zonas urbanas tem ocorrido de forma desordenada, o que tem originado pressões ambientais, tanto a nível da biota, recursos hídricos, solo ou atmosfera (Grimm et al., 2013).

Desde a sua existência que o ser humano vive associado a cursos de água, utilizando-os diretamente como fonte de água (para consumo ou rega) e alimento, ou como meio de transporte, produção de energia ou recreio (Wang & He, 2022). Uma das tipologias de cursos de água de elevada importância são as ribeiras (Wohl, 2017). Estas formam uma complexa rede de linhas de água de menores dimensões e são parte importante da rede hidrográfica, pois disponibilizam água para o abastecimento dos solos, assim como transporte de nutrientes, prevenção de cheias, fomentam a manutenção de habitat e regulam a temperatura do ar. Embora a ligação com o sistema de linhas de água ocorra naturalmente e de forma harmoniosa com o relevo e a ocupação da paisagem, com o passar dos anos essa conexão foi-se degradando. O uso intensivo da água pela agricultura, a artificialização das margens das ribeiras, a sua canalização, e as elevadas pressões antrópicas devido ao desenvolvimento de indústria, comércio e das populações, potenciou o declínio da qualidade ambiental destes cursos de água (Seeboonruang, 2012). Estas atividades têm promovido um aumento da poluição e, como consequência a perda ou alteração da biodiversidade, colocando em risco o seu bom estado ecológico e ambiental (Gavrilaş et al., 2025). A implementação de ações de recuperação, monitorização e manutenção do bom estado ambiental das ribeiras não só é essencial para restaurar estes ecossistemas, quando se encontram degradados, como também constitui uma ferramenta valiosa para a investigação científica e para o desenvolvimento de estratégias eficazes de gestão e conservação de ecossistemas fluviais mais complexos, como os rios. A partir destas intervenções é possível testar metodologias, avaliar impactes e aperfeiçoar práticas sustentáveis que podem, posteriormente, ser aplicadas em escalas maiores e em contextos ecológicos mais exigentes (Hawley, 2018; Verdonschot & Verdonschot, 2023).

Os solos fornecem um dos ambientes biologicamente mais diversos, abrigando cerca de 25% da biodiversidade global de espécies (FAO, 2020). A atividade destas espécies garante funções essenciais do solo como reciclagem de nutrientes e suporte para o crescimento vegetal (Al-Kaisi et al., 2017). A elevada contribuição do solo com serviços de ecossistema faz com que seja um pilar fundamental da economia agrícola, do desenvolvimento industrial e urbano em todo o mundo. Contudo, a sua importância tem sido subestimada por falta de interação direta entre o solo e a população. Desde a metade do século XX, o aumento das exigências de todos os setores económicos, essencialmente a agricultura e silvicultura, a indústria, o transporte e a construção, associados ao intenso crescimento populacional, fez com que houvesse danos irreversíveis nos solos (Virto et al., 2014). A sua degradação por meio da erosão, mudanças na ocupação do solo, subexploração, poluição ou ocupação por espécies invasoras, causa alterações na estrutura e altera a sua composição química, física e biológica (Müller et al., 2023). Em ambientes urbanos, a impermeabilização do solo é quase total, com a substituição de espaços verdes por edificações que impossibilitam a renovação do solo e infiltração da água (Adobati & Garda, 2020). Na Europa, a preocupação face a este tema tem aumentado devido à necessidade cada vez maior dos recursos que o solo oferece. Contudo, a recente legislação europeia que visa a proteção e recuperação da qualidade do solo ainda não foi transposta para o direito nacional.

O ar é um recurso essencial à vida e a sua degradação causa repercussões diretas e indiretas no ambiente e na saúde humana (APA, 2021g). O rápido desenvolvimento da indústria e urbanização deu origem a impactos na qualidade do ar, tornando-se um grande problema ambiental e social nas últimas décadas devido ao aumento de emissão de poluentes atmosféricos (Zhang et al., 2022). A má qualidade do ar pode estar associada a doenças cardiovasculares e respiratórias, assim como ter impacto negativo no desempenho cognitivo de crianças e adultos (Clifford et al., 2016). Além disso, a contaminação atmosférica está diretamente associada às alterações climáticas, principalmente no aumento da temperatura média, que por sua vez potencia a formação de novos poluentes atmosféricos, degradando ainda mais a qualidade do ar (Pantusheva et al., 2022). É nesse sentido que a nível global há cada vez mais esforços concertados na redução da poluição atmosférica através da mudança de hábitos da população assim como do ambiente urbano, tornando-o mais verde, resiliente e saudável (Glazener & Khreis, 2019).

Remontando aos séculos XVIII e XIX, aquando da Revolução Industrial, surge o conceito de espaço verde urbano em resposta à expansão e concentração das áreas

urbanas, à gestão dos recursos naturais de forma negligente e ao crescimento exponencial da população. Estes problemas a nível ecológico e social levaram à necessidade de criar centros urbanos com melhor qualidade de vida em termos de higiene, saúde, espaço e qualidade do ar (Quintas, 2014). Espaços verdes podem ser descritos como sistemas ecológicos totalmente naturais, seminaturais ou artificiais, adquirindo diferentes formas como parques urbanos, coberturas verdes ou jardins verticais, barreiras vegetativas ou hortas urbanas (OMS, 2017). Cada uma destas estruturas contribui para recuperação da vegetação assumindo, assim, um papel fulcral na promoção do bom estado ambiental da malha urbana, ao contribuir para a sua sustentabilidade, reforço da biodiversidade, regulação climática e melhoria da qualidade de vida (Fu et al., 2024; Kumar et al., 2024). Estas funções são particularmente relevantes face aos desafios ecológicos e sociais originados pela urbanização intensiva desde a Revolução Industrial (Sarwar et al., 2024). Deste modo, há um contributo no aumento da permeabilidade nas cidades em períodos de precipitação, assim como a regulação da temperatura do ar, promoção da biodiversidade e mitigação do efeito das alterações climáticas.

1.2 Objetivos

Os objetivos deste trabalho visam a realização de uma avaliação ambiental do Parque Central da Asprela focada em três compartimentos: água, solo e ar, ao longo de 4 estações (outono/24, inverno/25, primavera/25, verão/25).

Na análise da componente aquática pretendeu-se fazer uma avaliação ecológica da ribeira da Asprela, seguindo uma caracterização de elementos físicos e químicos definidos na Diretiva Quadro da Água (oxigénio dissolvido, sólidos suspensos totais, temperatura, pH, condutividade, azoto amoniacal, fosfato, fósforo total, nitratos, nitritos, carência bioquímica em oxigénio) e elementos biológicos (macroinvertebrados bentónicos e clorofila *a*), assim como outros elementos (turbidez, carbono orgânico dissolvido, sólidos suspensos voláteis, total de sólidos dissolvidos (TDS), $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, e $\text{NO}_3\text{-N}$).

Relativamente à análise do solo, esta consiste numa caracterização geral do parque e numa caracterização das margens da ribeira. Na caracterização geral do solo, serão avaliados os parâmetros da humidade total, a humidade da terra fina seca ao ar, a percentagem de matéria orgânica, o pH (em H_2O e KCl), a condutividade elétrica e a composição elementar. Já no solo das margens os parâmetros avaliados foram iguais

aos quantificados na caracterização geral, com exceção da humidade total, mas incluindo a determinação de nutrientes do solo, nitratos, nitritos e amónia.

Sobre o compartimento do ar pretende-se avaliar diferentes parâmetros frequentemente utilizados na monitorização da qualidade do ar ambiente como COV's, NO₂, O₃, PM₁₀ e ruído. Para além de fazer uma caracterização da qualidade global do parque, pretende-se avaliar a eficácia do parque como barreira e filtro na qualidade do ar, através da quantificação dos diferentes parâmetros nos percursos pedonais mais externos, junto às vias de tráfego automóvel, e nos percursos pedonais interiores, após a barreira vegetativa.

Com esta avaliação integrada dos compartimentos solo, água e ar, pretende-se obter uma visão abrangente da qualidade ambiental do Parque Central da Asprela, ao longo das quatro estações do ano. A recolha sistemática de dados permitirá identificar potenciais focos de poluição e pressões ambientais específicas associadas a cada compartimento, como alterações na qualidade da água da ribeira, degradação do solo nas margens e flutuações nos níveis de poluentes atmosféricos, em função da localização e cobertura vegetal. Esta abordagem permitirá fundamentar propostas de medidas de mitigação, contribuindo para a gestão sustentável do espaço urbano, a promoção da saúde ambiental e a valorização dos serviços dos ecossistemas urbanos.

2 Estado da Arte

2.1 Compartimentos ambientais e sua avaliação

2.1.1 Água

Um dos principais elementos para a existência de vida é a água (Westall & Brack, 2018). Contudo, a degradação dos ecossistemas aquáticos tem se agravado no último século, e tem levado à necessidade de criar ferramentas que proporcionassem a conservação e recuperação deste recurso natural (Bănăduc et al., 2022). Na União Europeia, a Diretiva 2000/60/CE do Conselho e do Parlamento Europeu, de 23 de outubro de 2000, conhecida como Diretiva-Quadro da Água (DQA), estabelece o principal quadro legislativo para a proteção e gestão sustentável dos recursos hídricos (European Commission, 2014). Esta diretiva visa assegurar a proteção das águas superficiais interiores, águas de transição, águas costeiras e águas subterrâneas, promovendo uma abordagem integrada e sustentável que respeite a integridade dos

ecossistemas aquáticos e as múltiplas utilizações deste recurso (Tsani et al., 2020). A DQA impõe aos Estados-Membros a responsabilidade de desenvolver metodologias eficazes para a monitorização, gestão e conservação das bacias hidrográficas. Uma vez que a maior parte dos recursos hídricos não se limita unicamente a um país, mas atravessa fronteiras, é necessário um trabalho conjunto para a proteção das 110 regiões hidrográficas da Europa (Filipe et al., 2019). É neste sentido que surge o conceito de "bom estado" das massas de água como objetivo ambiental, estabelecido para todos os Estados-Membros e que deveria ser alcançado até 2015 (Maia, 2017). No entanto, reconhecendo que este objetivo não seria atingido por todos os países no prazo estipulado, o artigo 4.º da diretiva permitiu a extensão dos prazos para a realização faseada dos objetivos, desde que devidamente justificados. Assim, a implementação da DQA foi organizada em ciclos de seis anos, sendo o primeiro ciclo de 2009 a 2015, o segundo de 2015 a 2021 e o terceiro, atualmente em vigor, de 2021 a 2027 (Parlamento e Conselho Europeu, 2017).

Em Portugal, a DQA foi transposta para o ordenamento jurídico nacional através da Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, conhecida como a Lei da Água (APA, 2021c). Esta lei estabelece o enquadramento para a gestão das águas superficiais e subterrâneas, definindo os objetivos ambientais e as medidas necessárias para alcançar o bom estado das massas de água (APA, 2024b). A Agência Portuguesa do Ambiente (APA), sucessora do Instituto da Água (INAG), é o organismo responsável pela implementação da DQA em Portugal, incluindo a elaboração dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) (APA, 2024a). Os PGRH são instrumentos de planeamento que estabelecem os objetivos ambientais, as medidas a adotar e os prazos para alcançar o bom estado das massas de água. A monitorização é realizada de acordo com os critérios definidos pela APA, incluindo os protocolos de amostragem e análise dos elementos de qualidade (APA, 2014). A classificação do estado das massas de água é realizada com base nos resultados da monitorização e serve de base para a definição das medidas a adotar nos PGRH.

Assim, a avaliação do estado das massas de água é realizada com base em dois componentes principais: o estado ecológico e o estado químico. O estado ecológico reflete a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às massas de água e é expresso em cinco classes: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau (Stoica et al., 2025). Para que uma massa de água seja considerada em bom estado ecológico, todos os elementos de qualidade avaliados devem apresentar, no mínimo, a classificação de "Bom". Na integração final, é utilizado o princípio "one out, all out" que define a classificação da qualidade da massa de água associada ao

estado/potencial ecológico e ao estado químico pela pior classificação. A classificação do estado ecológico é determinada com base no desvio relativamente às condições de uma massa de água semelhante, em condições de referência, ou seja, sem pressões antropogénicas significativas (Nikolaidis et al., 2022).

Os elementos de qualidade considerados na avaliação do estado ecológico de massas de água lólicas incluem os elementos biológicos, físico-químicos gerais, poluentes específicos e hidromorfológicos (Pinheiro et al., 2017). Os elementos biológicos abrangem a composição e abundância das comunidades aquáticas, como fitobentos, fitoplâncton, macrófitas, macroinvertebrados bentónicos e fauna piscícola. Os elementos físico-químicos de suporte gerais incluem parâmetros como temperatura, pH, oxigénio dissolvido, carência bioquímica em oxigénio aos 5 dias, taxa de saturação em oxigénio, salinidade ou condutividade elétrica, sólidos suspensos totais e a concentração de nutrientes. Já os poluentes específicos referem-se a substâncias que não estão incluídas na avaliação do estado químico, mas que são relevantes a nível local e podem afetar negativamente os organismos aquáticos. Os elementos hidromorfológicos avaliam a estrutura física e o regime hidrológico da massa de água, incluindo a análise do regime de caudais, a continuidade fluvial, a morfologia do leito (APA, 2021b).

2.1.1.1 Elementos físico-químicos

Os elementos físico-químicos considerados na caracterização do Estado Ecológico de uma massa de água são considerados elementos “de suporte aos elementos biológicos”, assim como os elementos hidromorfológicos, o que realça a interligação e interdependência entre estes elementos e a biota dos ecossistemas aquáticos (Mentzafou et al., 2023). Os parâmetros físico-químicos a avaliar na classificação do estado ecológico estão divididos em 5 grupos (Tabela 1).

O azoto e o fósforo são comumente descritos como nutrientes importantes nos ciclos biogeoquímicos, principalmente para o crescimento de vegetação e produção primária (Wang et al., 2007). Contudo, a concentração elevada destes nutrientes pode desregular os ecossistemas, com especial incidência nos ecossistemas aquáticos (Camargo & Alonso, 2006). A sua origem pode ser pontual como descarga de efluentes contaminados, ou difusa através da lixiviação e infiltração da água no solo que arrasta consigo estes elementos usados regularmente na agricultura (Xia et al., 2020). Diversos problemas podem surgir como a eutrofização das massas de água, associada a uma redução do oxigénio dissolvido e perda de biodiversidade (Ansari et al., 2010a).

Tabela 1 - Parâmetros físicos e químicos integrados no sistema de classificação de rios de pequena a média-grande dimensão, inseridos no agrupamento Norte, e respetivas fronteiras de qualidade (APA, 2021b).

Grupo de parâmetros	Parâmetro	Unidade	Fronteira de qualidade para o Agrupamento Norte	
			Excelente/Bom	Bom/Razoável
Condições relativas a nutrientes	Azoto amoniacal	mg/L NH ₄	0,2	0,4
	Azoto total	mg/L N	1,3	4,5
	Fosfatos	mg/L PO ₄	0,1	0,2
	Fósforo total	mg/L P	0,050	0,1
	Nitratos	mg/L NO ₃	5,0	10,0
	Nitritos	mg/L NO ₂	0,01	0,2
	Sólidos Suspensos Totais	mg/L	12,5	25,0
Condições de oxigenação	Carência Bioquímica em Oxigénio aos 5 dias (CBO ₅)	mg/L O ₂	3,0	4,0
	Taxa de saturação do oxigénio	% sat	80-115	70-125
	Oxigénio dissolvido	mg/L O ₂	8,0-12,0	6,0
Condições térmicas	Temperatura da amostra	°C	--	6,5-25,5
Estado de acidificação	pH	Escala de Sorensen	6,5-8,5	6,0-9,0
Salinidade	Condutividade a 20°C	µS/cm	--	250

No caso do fósforo, este surge na forma de fosfato PO₄³⁻ usado essencialmente por plantas aquáticas e algas em processos biológicos fundamentais como fotossíntese e síntese de ADN/RNA (Bossa et al., 2024). Contudo, o excesso deste nutriente pode causar a eutrofização dos corpos de água, através do desenvolvimento descontrolado de algas, afetando a fauna aquática pela diminuição do oxigénio dissolvido (Badamasi et al., 2019). Relativamente ao azoto, este assume a forma de amónia ou azoto amoniacal (NH₄), nitrito (NO₂) e nitrato (NO₃). O azoto amoniacal é altamente solúvel em água, ocorrendo naturalmente a partir da decomposição da matéria orgânica ou inserida no ambiente por meio de descargas antropogénicas (Ramakrishnan, 2015). Pode estar presente na água na sua forma iónica de ião amónio NH₄⁺ ou na forma não ionizada de amoníaco NH₃. Nas águas de superfície, o azoto amoniacal encontra-se principalmente na sua forma não ionizada, com baixa toxicidade, contudo, caso ocorra a formação de amoníaco, este pode causar toxicidade para a maioria dos animais e por outros seres vivos, levando a um problema de saúde pública (Trach et al., 2024).

Os nitratos (NO₃⁻) representam uma das principais formas de azoto assimilado pelas plantas, e por este motivo, este nutriente é usado de forma intensa na agricultura através de fertilizantes azotados (Vidal et al., 2020). O excesso de nitratos no solo acaba por ser lixiviado para as águas subterrâneas e de superfície, causando a sua contaminação, representando um dos iões mais encontrados nas águas naturais (Singh & Craswell, 2021). Concentrações elevadas de nitratos podem causar eutrofização das massas de água, já que as microalgas geralmente usam este elemento como fonte de azoto para o seu crescimento (Wang et al., 2023). Relativamente aos nitritos, estes geralmente surgem em baixas concentrações nos cursos de água e não representam a

forma dominante de azoto inorgânico (Raimonet et al., 2015). Em ambientes com muito oxigénio, estes são nitrificados e transformam-se rapidamente em nitratos, levando aos problemas anteriormente referidos (Chamoli et al., 2024). A elevada concentração de nitratos representa potencial toxicidade para os organismos aquáticos, com especial incidência em alguns peixes salmonídeos como a truta arco-íris ou o salmão rei, que ao absorver este elemento pelas guelras, leva à produção de meta-hemoglobina, a qual reduz a capacidade do sangue de transportar oxigénio (Jensen, 2003).

O oxigénio dissolvido na água é um dos parâmetros mais importantes na avaliação do ambiente aquático, uma vez que a maioria dos organismos não sobrevive na sua ausência. Este elemento pode ser adicionado ao curso de água através de contacto com a atmosfera ou sub-produto da fotossíntese de plantas aquáticas (Wetzel & Likens, 2000). Baixos níveis de oxigénio (hipoxia) nos ecossistemas aquáticos e a ausência total de oxigénio (anoxia) ocorre em casos de eutrofização da massa de água, onde o excesso de material orgânico, ao ser decomposto, irá consumir oxigénio (Ansari et al., 2010b). Baixos níveis de O_2 afetam de forma negativa o curso de água, com maior incidência no fundo da coluna de água, perturbando também os organismos bentónicos (Villnäs et al., 2012). Por conseguinte, a carência bioquímica de oxigénio (CBO) é a quantidade de oxigénio necessário para as bactérias e outros organismos decomponem a matéria orgânica num determinado período de tempo. Por esta razão este parâmetro é comumente utilizado para avaliar a poluição orgânica nas massas de água (Verma & Singh, 2013).

Os sólidos suspensos correspondem à concentração de matéria orgânica e inorgânica, tipicamente de diâmetro inferior a 62 μm , que se encontra na coluna de água. Estas concentrações surgem naturalmente, contudo, têm se vindo a agravar com as pressões antrópicas (Bilotta & Brazier, 2008a). Elevados valores de sólidos suspensos podem representar alterações físicas nos ambientes aquáticos, como diminuição da penetração de luz ou alteração da temperatura (Kirk, 1985). Por ser constituído por matéria orgânica, uma maior concentração de sólidos suspensos também pode levar a um cenário de eutrofização. A diminuição da penetração de luz na coluna de água, afeta os organismos que dependem dela para processos fotossintéticos como o fitoplâncton ou macrófitas (Sand-Jensen et al., 2007). Além disso, com a corrente dos cursos de água, o transporte de sólidos suspensos pode danificar os órgãos respiratórios dos organismos bentónicos através da abrasão, afetar processos reprodutivos de organismos como o *Oncorhynchus kisutch* (Bilotta & Brazier, 2008b).

Embora muitas vezes desvalorizada, a temperatura pode representar um parâmetro importante para a vida aquática. As variações de temperatura podem alterar a homeostasia das reações químicas, elevando a toxicidade ou a formação de determinados poluentes (Kazmi et al., 2022a). A temperatura é o principal fator regulador do oxigénio dissolvido na água, sendo a concentração deste inversamente dependente da temperatura da água (Harvey et al., 2011). Muitos organismos têm o seu metabolismo dependente da temperatura, acelerando-o em temperaturas mais elevadas, o que pode contribuir para aumento da absorção e bioacumulação de contaminantes (Kazmi et al., 2022b). Com a variação de temperatura, alguns organismos mais sensíveis podem sofrer como um todo, em termos de capacidade de aclimação, alimentação, crescimento, reprodução e por consequência, sobrevivência (Shahjahan et al., 2019). Neste contexto, o aquecimento global constitui uma ameaça crescente aos ecossistemas aquáticos, ao intensificar estas alterações térmicas e amplificar os seus impactos sobre a biodiversidade e a qualidade ecológica das massas de água (Singh et al., 2025).

Outro fator essencial na avaliação dos ecossistemas aquáticos é o pH, pois afeta a maioria dos processos químicos e biológicos na água (EPA, 2025b). Peixes, invertebrados ou algas têm faixas ideais de pH para sobreviverem (geralmente entre 6,5 – 9) uma vez que o pH pode afetar o seu crescimento, reprodução e mesmo sobrevivência (Berezina, 2001). É por isso um importante fator ambiental que influencia a distribuição de espécies pelos habitats aquáticos (Accoroni & Gaysina, 2024).

A condutividade mede a capacidade da água passar corrente elétrica. Isto acontece com dissolução de sais como o sódio, cloreto, potássio, cálcio ou magnésio que conduzem corrente elétrica e que criam uma relação de que quantos mais sais dissolvidos, maior salinidade e por isso maior condutividade (Velasco et al., 2019). Este é um parâmetro útil para a avaliação da qualidade da água, uma vez que a salinidade pode ter efeitos tóxicos principalmente para organismos de água doce (Menon et al., 2023). Com as alterações climáticas, fenómenos como a intrusão salina em zonas costeiras, a evaporação intensificada e a redução do caudal fluvial podem levar ao aumento da condutividade nas massas de água, comprometendo a integridade ecológica dos ecossistemas dulçaquícolas (Mkilima et al., 2022).

2.1.1.2 Elementos Biológicos

A avaliação da qualidade das massas de água tem sido tradicionalmente realizada com base em elementos físico-químicos, como a concentração de nutrientes, oxigénio dissolvido, temperatura e pH (Jaafar et al., 2020). Embora esses indicadores

forneçam informações imediatas sobre as condições ambientais, apresentam limitações significativas, especialmente no que se refere à capacidade de refletir os efeitos ecológicos cumulativos e à variabilidade temporal de poluentes e pressões ambientais. Muitas alterações resultantes de fontes difusas de poluição ou alterações hidromorfológica, não são suficientemente detetáveis apenas com base em análises pontuais dos parâmetros físico-químicos (Abbasi & Abbasi, 2011). Neste contexto, a biomonitorização surge como uma ferramenta complementar essencial à avaliação tradicional. A monitorização biológica ou biomonitorização, é uma ferramenta útil para a avaliação das massas de água superficiais, associadas com a avaliação dos elementos físico-químicos, como suporte (Abdelkarim, 2020). Através da análise das respostas biológicas dos organismos aquáticos às alterações ambientais, é possível obter uma leitura mais integrada, sensível e prolongada no tempo, dos impactes sofridos por um ecossistema aquático (Connon et al., 2012). Os organismos bioindicadores refletem não apenas as condições atuais da massa de água, mas também os efeitos acumulados e sinérgicos de múltiplos fatores de stress, como poluição orgânica, alterações de habitat e alterações do regime hidrológico, permitindo assim uma avaliação ecológica mais robusta (Lee et al., 2025).

O "bom estado ecológico", definido na DQA para águas de superfície, é determinado com base na avaliação de diversos elementos biológicos, que fornecem informações sobre a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos. Os elementos biológicos considerados na DQA para rios incluem o fitoplâncton, fitobentos, macrófitos, macroinvertebrados bentónicos e fauna piscícola sendo que cada um desses elementos fornece informações específicas sobre diferentes componentes da qualidade ecológica da massa de água (Nôges et al., 2009). Em Portugal, a avaliação do estado ecológico das massas de água é realizada com base em índices biológicos específicos para cada grupo biológico (Tabela 2).

Tabela 2 - Elementos de qualidade biológicos utilizados para a avaliação da qualidade ecológica em rios de Portugal Continental (APA, 2021a).

	Elemento Biológico	Componente	Indicador de qualidade
Rios	Fitoplâncton (aplicável apenas em grandes rios)	Composição, abundância e biomassa	Novo Índice Mediterrânico de Avaliação do Fitoplâncton em Albufeiras (NMARSP)
	Fitobentos	Composição e abundância	Índice de Poluossensibilidade Específica (IPS)
	Macrófitos	Composição e abundância	Índice Biológico de Macrófitos de Rio (IBMR)
	Macroinvertebrados bentónicos	Composição e abundância	Índice Português de Invertebrados do Norte (IPtIN) e Índice Português de Invertebrados do Sul (IPtIS), conforme o tipo de rio
	Fauna piscícola	Composição e abundância	Índice Piscícola de Integridade Biótica (F-IBIP) ou Índice Piscícola de Integridade Biótica em Grandes Rios (F-IBIPGR), conforme o tipo de rio

O Fitoplâncton caracteriza-se por ser um grupo de organismos autotróficos e microscópicos, que se encontra na base da cadeia alimentar aquática (Roy & Chattopadhyay, 2007). O seu ciclo de vida é curto, entre 4 a 5 dias, respondendo assim rapidamente a flutuações ambientais como enriquecimento de nutrientes, turbidez e disponibilidade de luz (Turkoglu & Oner, 2010). As mudanças na quantidade e composição biomassa desta comunidade, num ecossistema aquático, pode ser indicador de eutrofização, variações tóxicas ou distúrbios hidrológicos (Bužančić et al., 2016).

Os fitobentos correspondem a um conjunto de organismos autotróficos que vivem no substrato das massas de água, formado por macro e microalgas. Entre estes, as diatomáceas são o grupo mais abundante e diverso de fitobentos, amplamente utilizadas na monitorização ambiental de rios. Com um ciclo de vida curto e não faseado fora do sistema aquático, a ampla abundância desde a nascente até à foz dos rios, e sensibilidade às mudanças ambientais, torna os fitobentos importantes para biomonitorização (Taurozzi et al., 2024b). O baixo custo associado à amostragem destes organismos, a facilidade de colheita por longos períodos, e fácil identificação, uma vez que a sua parede siliciosa evita a sua deterioração aquando da remoção dos substratos, oferece uma vantagem na utilização destes organismos em programas de monitorização (APA, 2021a).

As macrófitas incluem macroalgas, briófitas, pteridófitas, e angiospérmicas (Manolaki & Papastergiadou, 2013). Estas são plantas visíveis a olho nu que se encontram dentro de água, solo e ambientes encharcados ou húmidos, e que se estendem pelo canal e margens (Chambers et al., 2008). Devido ao seu tempo de vida mais longo e crescimento enraizado, as macrófitas refletem as pressões ambientais de médio a longo prazo. Comparativamente ao fitoplâncton ou fitobentos, estes organismos vegetais também reagem à variação de nutrientes, tornando-os bons indicadores de eutrofização e alteração do habitat a longo prazo (Polechońska & Klink, 2023).

Os macroinvertebrados bentónicos são organismos amplamente reconhecidos como bioindicadores eficazes na avaliação da qualidade ecológica de ecossistemas aquáticos, nomeadamente em ambientes lóticos (Tampo et al., 2021). A sua utilização baseia-se em diferentes características que os tornam adequados para este fim. Primeiramente, a maioria das espécies apresenta ciclos de vida relativamente longos e sedentários, o que permite que os organismos reflitam alterações ambientais a longo prazo e numa escala espacial reduzida (Jackson & Füreder, 2006). Além disso, estes organismos estão sujeitos a pressões ambientais contínuas, respondendo a variações da qualidade ecológica do habitat. São sensíveis a uma ampla gama de pressões ambientais, incluindo poluição química e orgânica, alterações hidromorfológicas e mudanças no uso do solo nas margens ou áreas adjacentes (Friberg et al., 2009). A amostragem destes organismos é de reduzida complexidade e não dispendiosa, assim como a sua identificação, o que representa outra característica vantajosa na utilização de macroinvertebrados bentónicos na monitorização ambiental (Haase et al., 2004). Esta comunidade pode incluir diversos organismos como larvas de insetos, moluscos, crustáceos ou anélídeos, organismos que ocupam um papel importante na reciclagem de nutrientes e na dinâmica da teia alimentar. Por serem consumidores primários influenciam o transporte de energia e biomassa para níveis tróficos superiores (Fenoglio et al., 2020). No entanto, a sua composição taxonómica varia significativamente em resposta a diferentes níveis de distúrbios ambientais, que refletem a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. Essa variação é classificada através de índices bióticos que classificam quanto à tolerância à poluição, consoante a família dos organismos (Archambault et al., 2010).

Por fim, e relativamente à fauna piscícola, estes são considerados predadores em muitas teias alimentares e, por isso, podem sofrer com variações biológicas de níveis tróficos inferiores, assim como com variações ambientais químicas e físicas. Devido à sua sensibilidade, à fragmentação de habitat, às variações térmicas e à poluição, estes organismos são sugeridos para a avaliação do estado ecológico (Pinna et al., 2023).

Assim como as macrófitas, os peixes apresentam geralmente um tempo de vida longo, o que pode ser uma vantagem para analisar perturbações a longo prazo (López-López & Sedeño-Díaz, 2015). Estes organismos oferecem uma ampla utilidade na análise de toxicidade do ecossistema, uma vez que é possível determinar a acumulação de poluentes nos seus tecidos, fazer uma abordagem histológica e hematológica, e detetar anomalias morfológicas (Maurya et al., 2019).

2.1.1.3 Elementos hidromorfológicos

A Diretiva Quadro da Água reconhece os elementos hidromorfológicos como fatores essenciais na avaliação do estado ecológico dos rios embora estes, juntamente com os elementos físico-químicos, sejam considerados elementos de suporte aos elementos de qualidade biológica (Moldoveanu et al., 2017). No entanto, o papel da hidromorfologia vai além do suporte, uma vez que influencia diretamente a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, contribuindo para a disponibilidade de habitats e conectividade ecológica, que influenciam os elementos biológicos e físico-químicos (Čivas et al., 2016). Na avaliação da qualidade ecológica das massas de água, os elementos hidromorfológicos são apenas aplicados para a atribuição das classes de qualidade Excelente e/ou Bom. Isto deve-se ao facto de se considerar que existe uma forte interdependência entre as condições hidromorfológicas com a componente biótica e componente físico-química (Mentzafou et al., 2023b).

A seleção das componentes hidromorfológicas a considerar na avaliação da qualidade ecológica varia de acordo com a categoria de massa de água, uma vez que cada uma apresenta uma resposta diferente às pressões sofridas. Na categoria de Rios, os elementos hidromorfológicos, e respetivas componentes e indicadores a utilizar na avaliação da sua qualidade ecológica estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - Elementos hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos e respetivas componentes e indicadores a utilizar na avaliação da qualidade ecológica de rios (APA, 2021a).

Elementos hidromorfológicos	Componente	Indicador
Regime hidrológico	Caudais e condições de escoamento	River Habitat Survey (RHS) ou Índice de Qualidade Hidromorfológica para Grandes Rios (IQHGR), conforme o tipo de rio
Continuidade do rio	Continuidade do rio	
Condições morfológicas	Estrutura e substrato do leito	
	Estrutura da zona ripícola	

O regime hidrológico caracteriza-se por ser um fator importante na integridade da biodiversidade nas bacias hidrográficas, e apresenta padrões naturais de variação característicos das regiões a que estão associados (APA, 2023a). É responsável por

diversas funções ecológicas como a determinação do habitat físico, visto que influencia a geomorfologia do leito fluvial, a qual é essencial na disponibilidade de recursos e composição da biótica do meio (Elosegi & Sabater, 2013). Por exemplo, em períodos de maior precipitação, um aumento do caudal beneficia determinados organismos, como peixes, a ter acesso a novos habitats que são usados para alimentação, desova e proteção (Lennox et al., 2019). O regime hidrológico também faz variar determinados parâmetros físico-químicos da água como a temperatura, nutrientes ou oxigénio dissolvido. Contudo, o regime natural do caudal tem sido afetado pelas necessidades humanas, através da construção de barreiras físicas como açudes e barragens, para a prevenção de cheias, armazenamento de água para consumo, produção de energia ou rega (Mittal et al., 2016). Esta perturbação do regime hidrológico intensificou-se ao longo dos anos, sendo atualmente uma das principais pressões dos ecossistemas fluviais. Surgem, por isso, problemas ecológicos significativos na componente física e química, composição biológica e geomorfologia, causados pela mudança das características hidráulicas como caudal, velocidade, profundidade e largura dos rios (Mentzafou et al., 2023c). No entanto, a presença de barreiras artificiais não perturba só o regime hidrológico, mas também a continuidade dos rios. Esta fragmentação impacta processos biológicos essenciais como a migração e dispersão, e, portanto, a viabilidade e produtividade de populações e comunidades (Elosegi et al., 2010). No caso dos peixes migratórios, desde 1970 até 2020, estima-se que tenha havido um declínio populacional de 81% em 284 espécies de água doce, devido essencialmente à fragmentação de rios e ribeiros e à captação de água (Shelton, 2024). Algumas espécies de macrófitas também podem ser afetadas, pois a presença de obstáculos pode impedir tanto a dispersão pela corrente das suas sementes como por outros organismos, que funcionam como vetores de dispersão (Merritt & Wohl, 2006). A comunidade de macroinvertebrados bentónicos é da mesma forma afetada devido essencialmente à retenção de sedimentos nas barreiras, havendo uma alteração do habitat tanto a montante como a jusante (Wang et al., 2019).

Portanto, as condições morfológicas dos rios caracterizam-se por terem um importante valor na distribuição dos organismos e na composição e estrutura de comunidades biológicas (Mueller et al., 2011). Com base na DQA, a avaliação desta componente requer a caracterização da estrutura e do substrato do leito, assim como a estrutura da zona ripícola. A composição do substrato influencia diretamente a distribuição e a abundância de organismos, principalmente da comunidade de macroinvertebrados bentónicos, uma vez que são fundamentais para a cadeia trófica aquática e atuam como bioindicadores da qualidade ambiental (Molokwu et al., 2014).

Substratos heterogêneos, constituídos por uma variedade de tamanhos de partículas, proporcionam diferentes micro-habitats ou refúgio contra predadores, o que suporta um aumento da riqueza taxonómica destes organismos. Por outro lado, substratos uniformes, como leitos formados por areia fina ou silte, suportam uma comunidade menos diversificada (Blöcher et al., 2020). Contudo, as alterações antrópicas como extração de sedimentos ou canalização de rios ou ribeiras, modificam significativamente a estrutura dos rios e promovem a degradação dos habitats aquáticos, o que origina a diminuição da biodiversidade (Ekka et al., 2020). Relativamente à estrutura ripícola, esta é composta pela vegetação e características das margens, funcionando como zona de interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, facilitando o fluxo de energia, matéria e organismos (Tabacchi et al., 2000). É responsável também pela estabilidade das margens, reduzindo a erosão e funcionando como filtro poluentes (Singh et al., 2021). Da mesma forma, proporciona sombra que regula a temperatura da água, condição essencial para algumas espécies de peixes, como os salmonídeos (Broadmeadow et al., 2011). A perda ou degradação da vegetação ripícola leva ao declínio dos habitats pela erosão, aumento da temperatura, entrada de poluentes e diminuição da conectividade lateral entre o rio e os ecossistemas terrestres (Richardson et al., 2007).

2.1.2 Solo

Segundo a Agência Portuguesa do Ambiente, o solo é um compartimento ambiental, definido como a camada superior da crosta terrestre que se encontra entre o substrato rochoso e a superfície, constituído por matéria mineral, matéria orgânica, água, ar e organismos vivos (APA, 2019). Na generalidade, este compartimento apresenta enorme variabilidade, cujas propriedades têm uma elevada heterogeneidade. As funções do solo são várias, desde o fornecimento de serviços de produção de alimento ou biomassa, até a retenção e depuração de água, armazenamento de carbono, reciclagem de nutrientes, suporte de plantas e fornecimento de habitat para a comunidade biológica (Hatfield et al., 2017). Dependendo das suas características físicas, químicas ou biológicas, as funções e a qualidade do solo variam (Carter et al., 1997).

No entanto, alguns autores têm tentado estabelecer uma definição generalizada de qualidade do solo. É o caso de Karlen et al. (2003) que a definiu como “a capacidade de um tipo específico de solo funcionar, dentro dos limites de ecossistemas naturais ou artificiais, para sustentar a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar, e dar suporte à saúde e habitação”. Este conceito começou

a ser descrito após se aperceber da degradação do solo e dos impactes que tem na manutenção dos ecossistemas e da sua biodiversidade (Karlen et al., 2003). O facto de ser um recurso não renovável à escala humana, e de ter sofrido um aumento de pressões, sobre-exploração ou degradação por contaminação, impermeabilização ou erosão, faz com que seja essencial adotar medidas de conservação do solo (Kawalec et al., 2016).

Em Portugal, e mesmo na Europa, ainda não há uma legislação focada unicamente na proteção do solo. A prevenção da contaminação e remediação do solo em Portugal é feita com base na Lei de Base do Ambiente (Lei nº 19/2014) e utilizando instrumentos legislativos como o regime geral de gestão de resíduos, regime jurídico da responsabilidade por danos ambientais, regime das emissões industriais e regime da avaliação de impacte ambiental. Estas ferramentas são complementadas com guias técnicos e recomendações elaboradas pela APA (APA, 2021f). Um desses elementos orientadores é o Relatório da Avaliação da Qualidade do Solo que fixa a definição de certos parâmetros como a caracterização do local, ou propriedades do solo como pH, textura, teor de matéria orgânica, condutividade e potenciais contaminantes. Assim, na caracterização do local é necessário definir o uso do solo, existindo 4 usos principais: industrial, comercial, urbano e agrícola. Cada um terá os seus valores de referência, principalmente no que diz respeito a contaminantes, para posterior comparação dos resultados obtidos (APA, 2023b).

A análise de pH do solo expressa a concentração de iões H^+ livres na solução do solo, uma variável que oscila ao longo do ano, consoante a humidade do solo (USDA, 2011a). Cada valor de pH está associado a uma designação de acidez ou alcalinidade como mostra a Tabela 4. Esta propriedade é considerada a “variável mestre do solo” pois é essencial não só para a química e fertilidade do solo como também para os processos físicos e biológicos relacionados com o crescimento das plantas e atividade microbiológica (Neina, 2019). Estudos recentes mostram que o pH influencia muitos processos biogeoquímicos e vice-versa, como é o caso da mobilidade e mineralização da matéria orgânica, atividade enzimática, nitrificação e desnitrificação (Šimek & Cooper, 2002).

Tabela 4 - Gama de variação de pH do solo (Esteves et al, 2024)

Gama de pH	Designação	Gama de pH	Designação
< 4,5	Extremamente ácido	6,6 - 7,3	Neutro
4,5 - 5,0	Muito fortemente ácido	7,4 - 7,8	Levemente alcalino
5,1 - 5,5	Fortemente ácido	7,9 - 8,4	Moderadamente alcalino
5,6 - 6,0	Moderadamente ácido	8,5 - 9,0	Fortemente alcalino
6,1 - 6,5	Levemente ácido	> 9,1	Muito fortemente alcalino

A matéria orgânica (MO) do solo é uma componente que não é definida de forma uniforme pela comunidade científica. Alguns autores definem a matéria orgânica como a fração orgânica do solo sem resíduos animais e vegetais não decompostos como insetos, minhocas ou folhas (Nieder & Benbi, 2008). Contudo há autores que incluem na definição de MO esta componente, considerando que é constituída por diversos componentes orgânicos, tais como organismos vivos e resíduos orgânicos vegetais, assim como tecidos vegetais e animais decompostos (FAO, 2005). A MO, por ter origem biológica não tem uma estrutura física e química bem definida, não se encontra distribuída de forma uniforme pelo solo, e apresenta diferentes velocidades de decomposição, dependendo dos fatores ambientais e recalcitrância (Guigue et al., 2022). Este processo de decomposição origina compostos minerais solúveis, formados por azoto, fósforo, enxofre, potássio e cálcio, ou húmus, sendo constituído na sua maioria por carbono (Gerke, 2022). O húmus é responsável pela formação de agregados do solo e permuta de iões, assim como condições favoráveis à atividade microbiana do solo, capacidade tampão e retenção de humidade (Karami et al., 2012). A cor do solo também está relacionada com a % de MO, uma vez que, tendencialmente, solos mais escuros têm uma maior quantidade de MO (Sirisathitkul & Sirisathitkul, 2025).

Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), a condutividade elétrica do solo é a capacidade de o solo transmitir uma corrente elétrica (FAO, 1999). Com a infiltração da água, os aniões e catiões na solução de solo transportam carga elétrica e conduzem corrente elétrica. A condutividade elétrica do solo é expressa em deciSiemens por metro (dS/m) e permite classificar o solo quanto à salinidade (USDA, 2011b)(Tabela 5).

Tabela 5 - Classes de salinidade do solo e respetivo valor de condutividade em dS/m (USDA, 2011b).

Cond. (dS/m)	Classe de Salinidade
0 < 2	Não salino
2 < 4	Muito ligeiramente salino
4 < 8	Ligeiramente salino
8 < 16	Moderadamente salino
≥ 16	Fortemente salino

Os valores de salinidade podem ter efeitos negativos, principalmente no crescimento do coberto vegetal. Uma elevada presença de sais afeta os processos osmóticos da planta impedindo ou diminuindo a absorção de água e dos nutrientes dissolvidos pelas raízes (Paz et al., 2023). Dependendo dos iões presentes, estes também têm efeitos tóxicos para as plantas, ou interagem com outros elementos impedindo-os de serem assimilados (Hussain et al., 2019).

Os contaminantes são compostos presentes no solo, resultantes da ação antropogénica, e que preenchem os critérios relativos aos perigos para a saúde humana ou para o ambiente, fixados no Regulamento (CE) n.º 1272/2008 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro. Por conseguinte, a APA define diferentes categorias de contaminantes como metais pesados, compostos aromáticos, hidrocarbonetos halogenados, entre outros, sendo que para cada um é definido um valor de referência dependendo do uso do solo (APA, 2022).

2.1.3 Ar

O compartimento ar corresponde ao ar atmosférico que, no seu estado natural não contaminado, é normalmente constituído por 78% de azoto, 21% de oxigénio e outros gases residuais (1%) como o dióxido de carbono, hélio, metano ou hidrogénio (NOAA, 2024). Contudo, o ser humano e o ambiente estão expostos a uma mistura complexa de poluentes atmosféricos de diversas origens, tanto antropogénicas como naturais, e sujeitos a processos atmosféricos que os podem alterar e formar novos poluentes (Kampa & Castanas, 2008). Um elevado número destes poluentes pode causar problemas graves na saúde dos ecossistemas e humana, sendo por isso necessário compreender o estado e a evolução dos níveis de qualidade do ar para desenvolver e implementar ferramentas e políticas para uma melhor gestão da sua qualidade (Ofremu et al., 2025)

Na Europa, a avaliação da qualidade do ar e suas tendências tem por base medições que são reportadas à Agência Europeia do Ambiente por cada estado-membro (Guerreiro et al., 2014). Esta análise abrange poluentes definidos na Diretiva (EU) 2024/2881, Relativa à Qualidade do Ar Ambiente e a Um Ar Mais Limpo na Europa denominada Diretiva de Qualidade do Ar, que resulta da atualização e fusão das anteriores diretivas 2004/107/CE e 2008/50/CE do Parlamento Europeu. Em Portugal, a APA é a autoridade competente responsável pela implementação da política de avaliação e gestão da qualidade do ar, assim como o controlo de qualidade dos dados recolhidos e a sua disseminação para a Comissão Europeia, e público em geral (APA, 2021h). Assim como em toda a Europa, em Portugal existe uma rede de estações de monitorização da qualidade do ar que analisam a concentração de determinados poluentes. Essa concentração é expressa pelo índice QualAr, um indicador padronizado que classifica o nível de qualidade do ar através de uma escala de cinco classes (mau, fraco, médio, bom e muito bom). Para o cálculo desse índice é obrigatório a medição de concentrações de ozono (O_3), dióxido de azoto (NO_2) e partículas PM_{10} e $PM_{2.5}$ (partículas de diâmetro aerodinâmico inferior a $10\ \mu m$ e $2,5\ \mu m$), podendo, quando disponível, incluir também medições de dióxido de enxofre (SO_2) (REA, 2025a). Embora não sejam medidos nesta rede de monitorização, existem outros parâmetros de elevada importância na avaliação da qualidade do ar, que também são monitorizados, como é o caso dos compostos orgânicos voláteis e ruído (APA, 2021i, 2023c).

O ozono presente na troposfera é um poluente atmosférico com forte impacto ambiental que resulta de reações fotoquímicas complexas (Jacob & Winner, 2009). Este poluente não é emitido diretamente para a atmosfera, formando-se *in situ* através da interação de precursores como os óxidos de azoto ou compostos orgânicos voláteis, na presença de radiação solar (Ryerson et al., 2001). Estas reações químicas estão dependentes das condições meteorológicas presentes, podendo ser potenciadas por temperaturas elevadas e forte insolação, sendo mais frequentes em ambientes urbanos durante os meses mais quentes (Fu & Tian, 2019). Embora o ozono na estratosfera desempenhe um papel vital na proteção da vida terrestre contra a radiação ultravioleta, a presença deste gás na troposfera representa um risco significativo (APA, 2021j). A acumulação de O_3 na baixa atmosfera está associada à degradação da qualidade do ar e tem consequências diretas na saúde humana e nos ecossistemas. Este poluente pode causar irritação nos olhos, nariz e garganta, dores no peito e cabeça e dificuldades respiratórias, pois é um gás agressivo que penetra nas vias respiratórias, reduzindo a função pulmonar e aumentando a incidência de sintomas respiratórios adversos (APA,

2021j). Adicionalmente, por ter um alto poder oxidativo, tem efeitos nocivos sobre a vegetação, por exemplo, através da redução da taxa de crescimento, danificando culturas e a biodiversidade (Grulke & Heath, 2020). A complexidade do comportamento do ozono está também relacionada com a sua possibilidade de ser transportado a longas distâncias, afetando áreas distantes do ponto de origem dos precursores (Tu et al., 2007). Isto traduz a importância global da mitigação dos efeitos deste poluente, e da necessidade de uma abordagem integrada e conjunta a nível europeu e internacional (Pilogallo et al., 2024).

O dióxido de azoto (NO_2) é um poluente atmosférico de origem primária e secundária, resultando essencialmente da combustão de combustíveis fósseis, quer seja no transporte rodoviário, processos industriais ou produção de energia (REA, 2025b). Este poluente está inserido no grupo dos óxidos de azoto (NO_x) e tem um papel importante na qualidade do ar urbano devido à sua toxicidade e reatividade para originar poluentes secundários como o ozono (Chaloulakou et al., 2008). A exposição a NO_2 tem sido associada a efeitos nefastos na saúde respiratória, nomeadamente inflamação das vias aéreas, agravamento de doenças respiratórias como asma e bronquite crónica, assim como aumento da suscetibilidade a infeções respiratórias (Huangfu & Atkinson, 2020). Do ponto de vista ambiental, o NO_2 contribui para a acidificação dos solos e corpos de água, pois contribui para a formação de chuvas ácidas. Este tipo de precipitação pode alterar o pH do solo, afetar a disponibilidade de nutrientes e ainda afetar a biodiversidade (Prakash et al., 2023).

Os compostos orgânicos voláteis (COVs) são uma ampla gama de poluentes gasosos compostos por hidrocarbonetos e derivados oxigenados, clorados ou nitrogenados que apresentam elevada volatilidade à temperatura ambiente (Mellouki et al., 2015). Podem ser oriundos tanto de fontes antrópicas, como emissões industriais, solventes e combustão de combustíveis fósseis, ou de fontes naturais, como a emissão biogénica de isopreno e monoterpreno pelas plantas (Wang et al., 2024). Assim como os NO_x , os COVs desempenham um papel central na formação de ozono troposférico e aerossóis secundários, contribuindo de forma significativa para a poluição fotoquímica e formação de smog em zonas urbanas (Carslaw & Carslaw, 2001). Esta reatividade depende da estrutura molecular de cada composto e das condições ambientais, afetando diretamente a cinética das reações atmosféricas (David & Niculescu, 2021). Em termos toxicológicos, alguns COVs são reconhecidos como carcinogénicos, mutagénicos e irritantes, podendo estar associados a efeitos graves na saúde humana, mesmo em baixas concentrações como o benzeno e o formaldeído (Bennett & Inamdar, 2015). O controlo da emissão de compostos orgânicos voláteis é particularmente

complexo devido à multiplicidade de fontes difusas e à sua emissão para o ar (Kotzias, 2022).

As partículas em suspensão (PM) constituem uma fração sólida, líquida ou multifase de substâncias inorgânicas e/ou orgânicas que se podem encontrar na atmosfera (APA, 2021d). Estas partículas, quanto à sua fonte podem ser primárias, emitidas diretamente para a atmosfera, ou formadas por processos secundários na atmosfera, resultante de reações químicas entre outros poluentes gasosos como o dióxido de enxofre, óxidos de azoto, amoníaco e compostos orgânicos voláteis (Leung et al., 2018). Na sua origem primária, as fontes antropogénicas principais são a combustão e processos de transformação industrial e as fontes naturais são as erupções vulcânicas, incêndios florestais e ação do vento sobre o solo e superfícies aquáticas (Kobza et al., 2018). A dimensão do material particulado em suspensão pode variar, sendo mais nociva quando apresenta um diâmetro aerodinâmico inferior a 10 μm (PM_{10}), a partir do qual podem entrar no sistema respiratório e afetar a saúde humana (EPA, 2025a). Podem causar doenças respiratórias e alergias, sendo os efeitos mais prejudiciais quanto menor for a sua dimensão. É o caso das partículas de diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5 μm ($\text{PM}_{2.5}$). Esta fração está inserida nas partículas PM_{10} , sendo associada a uma elevada carga de morbilidade e mortalidade a nível mundial (Feng et al., 2023). Estas partículas conseguem penetrar os alvéolos pulmonares, contribuindo para processos inflamatórios, e originar asma ou doença pulmonar obstrutiva crónica (Reizer & Juda-Rezler, 2016). As partículas finas, a nível ambiental reduzem a visibilidade atmosférica e afetam a incidência da radiação solar, podendo afetar o balanço energético dos ecossistemas (Zhang et al., 2015). A sua deposição pode afetar a vegetação, reduzindo a sua capacidade fotossintética, ou ser um meio de introdução de metais pesados e compostos tóxicos no solo e ambientes aquáticos (Zhai et al., 2022).

O ruído é qualquer som que se torna desagradável ou indesejável devido às suas características, local e período (APA, 2021e). Embora não seja um poluente atmosférico no sentido clássico, é a segunda maior causa ambiental de problemas de saúde, seguida apenas pelo impacto da poluição do ar por partículas em suspensão (APA, 2023b). A exposição prolongada a níveis elevados de ruído pode originar desconforto, hipertensão arterial e sintomas psicofisiológicos (EEA, 2025). Em contexto urbano, as principais fontes de ruído persistente são o tráfego rodoviário, ferroviário, aéreo e atividades industriais (Singh, 2004). No sentido de minimizar as perturbações causadas pelo ruído, a Organização Mundial de Saúde recomendou valores limites para diferentes fontes de tráfego, consoante os indicadores L_{den} (referente à exposição média anual

nas 24 horas do dia) e Lnoite (referente à exposição média anual no período noturno) (EEA, 2025). Em Portugal, o controlo e prevenção da produção de ruído são também garantidos pela APA através do Decreto-Lei n.º 9/2007 (Regulamento Geral do Ruído), que assegura o bem-estar e a saúde da população através do planeamento municipal e envolvimento de entidades competentes em matéria de licenciamento e fiscalização (Regulamento Geral do Ruído - RGR | DR, 2007). Contudo, o ruído não afeta só a saúde humana. O ambiente também pode ser perturbado, principalmente a fauna selvagem, como aves e mamíferos. A exposição ao ruído prolongado interfere na comunicação acústica, reprodução, orientação espacial e comportamento alimentar de determinadas espécies (Arcangeli et al., 2023). Esta perturbação pode levar ao deslocamento de espécies sensíveis e à alteração das comunidades ecológicas, modificando a estrutura e funções dos ecossistemas (Kunc et al., 2016).

2.2 Parque Central da Asprela

O parque central da Asprela (Figura 1) localiza-se na freguesia de Paranhos e tem uma área que abrange cerca de 6 hectares. Este resultou da requalificação de uma área abandonada a partir de uma colaboração entre diversas entidades como a Universidade do Porto, o Instituto Politécnico do Porto, a Câmara do Porto, as Águas do Porto e a Agência Portuguesa do Ambiente (COAC, 2023). Localiza-se no campus universitário da Asprela e é atravessado por um conjunto de ribeiras sendo o curso principal a ribeira da Asprela.

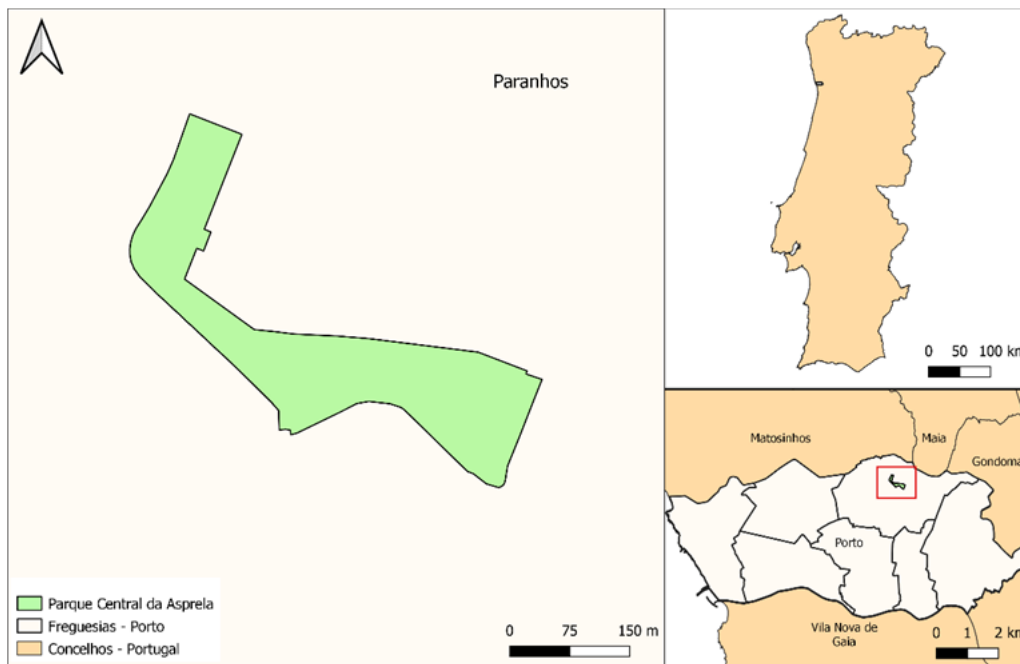


Figura 1 – Enquadramento da área do parque da Asprela no concelho do Porto em Portugal.

O projeto de requalificação tinha como objetivo principal desenvolver um espaço verde que promovesse a conexão do ser humano com a natureza, valorizando a biodiversidade, a preservação ambiental e a mitigação dos impactos das alterações climáticas (Landezine, 2023a). Antes da sua requalificação, esta área encontrava-se profundamente modificada. Até 2003, como é possível observar na Figura 2, este espaço destinava-se à agricultura, com hortas, campos agrícolas, ramadas e linhas de água bordejadas por amieiros, vimeiros e salgueiros (Farinha-Marques, 2021).



Figura 2 – Área correspondente ao atual parque da Asprela no ano de 2003 antes do início das obras da linha D do metro do Porto (Google, 2003).

Com o início da construção da linha D do metro do Porto, a presença agrícola desapareceu, dando lugar a uma zona impermeável (Porto., 2022). O terreno envolvente foi utilizado como local de escombreira de obras e depósito de lixo, o que reduziu a componente viva presente e permitiu a invasão por parte de espécies exóticas como *Cortaderia sellowiana*, *Acacia longifolia*, *Acacia melanoxylon* e *Acer negundo* (Farinha-Marques, 2021). Estas novas condições alteraram a qualidade do solo, o coberto vegetal, o uso humano e a drenagem natural da água. Os cursos de água sofreram desvios devido às obras do metro, tendo sido uma parte entubada, e a restante, que surge a céu aberto, teve a sua capacidade de vazão reduzida o que constituía um grande problema em períodos de cheia (Landezine, 2023b).



Figura 3 – Área correspondente ao atual parque da Asprela no ano de 2004, quando do início das obras da linha D do metro do Porto (Google, 2004).

Após os trabalhos de recuperação da área abandonada, estas características foram modificadas tendo por base Soluções Baseadas na Natureza (NBS) (Silva, 2021). O processo centrou-se na criação de duas áreas distintas, mas complementares: zonas húmidas e zonas secas. Através de técnicas de nivelação de terreno, mobilização de massas de solo e o uso da vegetação arbórea existente, surgiram lagoas de retenção, valas naturais, jardins pluviais e áreas permeáveis que estimulam a infiltração de água nos cursos subterrâneos e evitam o escoamento superficial. Estes espaços potenciam a complexidade estrutural do solo e a atividade biológica (COAC, 2023). Os cursos de água foram recuperados e intervencionados para manter o seu percurso natural e foi introduzida uma barragem de terra que cria uma bacia de retenção, que visa minimizar os efeitos de possíveis inundações. Já as áreas secas caracterizam-se por ter uma maior acessibilidade através de percursos pedonais e cicláveis com uma extensão de dois quilómetros, com zonas de descanso e recreativas, inseridas num desenho estrutural e geométrico de clareiras e pequenos arvoredos. Assim, o parque central da Asprela passou a contemplar mais de 1600 árvores, 900 das quais recém-plantadas e 700 preservadas que, como complemento às características anteriormente referidas, formaram um espaço verde urbano (Porto., 2022).

O Campus da Asprela onde o Parque se encontra inserido é caracterizado por apresentar um elevado fluxo de pessoas e respetivo tráfego automóvel associado.



Figura 4 – Área do parque da Asprela antes das obras de requalificação (esquerda), um espaço abandonado com vegetação invasora densa e sem funcionalidade e após as obras de requalificação (direita), com percursos pedestres, manutenção da vegetação e percurso da ribeira da Asprela definido (Google, 2020, 2022).

Diariamente, trabalham e estudam mais de 52 mil pessoas nas mais de 16 instituições de ensino superior, 26 centros de investigação, 3 instituições de saúde de referência, 1 centro de incubação de empresas e centenas de outras empresas que constituem o Pólo da Asprela (ESEP, 2017). Neste cenário, o parque poderá minimizar as pressões antrópicas existentes ao redor.

2.2.1 Ribeira da Asprela

A ribeira da Asprela é um pequeno curso de água com cerca de 3.7 km de extensão que, embora não tenha uma nascente própria, resulta da convergência de 3 linhas de água (ribeira da Areosa, ribeira de Outeiro e ribeira de Paranhos) que fazem parte de uma vasta rede de linhas de água que atravessam a cidade do Porto, formada por 4 rios e 12 ribeiras (Figura 5).

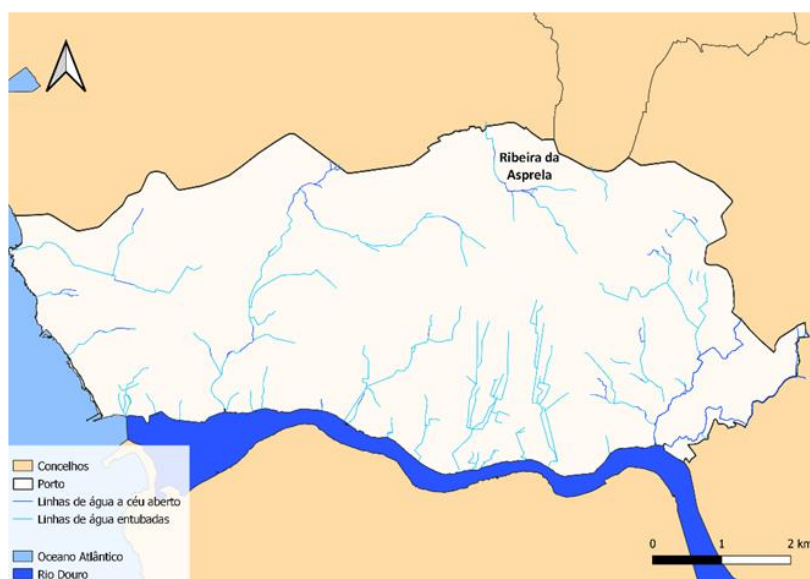


Figura 5 – Enquadramento da Ribeira da Asprela na rede de linhas de água da cidade do Porto.

Segundo a “Tipologia de Rios em Portugal Continental no Âmbito da Implementação da Directiva Quadro da Água” do INAG, a ribeira da Asprela é caracterizada como um “Rio do Norte de Pequena Dimensão” (Tipo N1; ≤ 100). A sua extensão está na sua maioria entubada, apresentando apenas 36 % do seu curso a céu aberto (Beleza, 2019). Os 3 afluentes têm um ponto de convergência no parque central da Asprela que surge à superfície. Depois deste local a ribeira da Asprela segue um percurso único até ao rio Leça, sendo seu afluente (Beleza, 2019). O projeto de recuperação do parque da Asprela devolveu o curso semi-natural da ribeira da Asprela de forma a promover a biodiversidade e a qualidade ambiental do parque e da área envolvente.

3 Material e métodos

3.1 Definição dos locais de amostragem

Para o desenvolvimento do presente trabalho, e para a amostragem do ecossistema aquático, foram definidos 6 locais de amostragem. (Figura 7).



Figura 6 - Pontos de amostragem de água (P1, P2, P3, P4, P5, P6) e enquadramento da área envolvente no período de amostragem de outono.

Os pontos de amostragem estão inseridos no curso principal da ribeira da Asprela e nos 3 afluentes que a formam, ribeira da Areosa, ribeiro do Outeiro e ribeira de Paranhos: P1 na ribeira da Areosa, P2 na ribeira do Outeiro e P4 na ribeira de Paranhos, P3 no curso principal após a união da ribeira de Areosa com a do Outeiro, P5 depois da incidência da ribeira de Paranhos e P6 no sector final da ribeira da Asprela antes de voltar a ser canalizada (Figura 6).

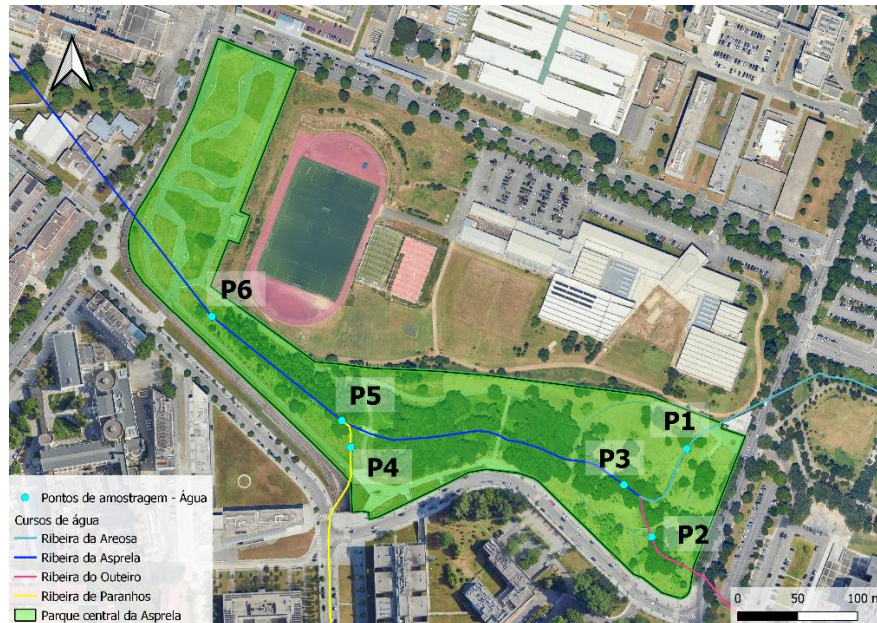


Figura 7 - Ribeira da Asprela com as respetivas linhas de água que a formam (ribeiras da Areosa, Outeiro e Paranhos) e pontos de amostragem de água

O presente trabalho foi realizado ao longo de um ano, com amostragens efetuadas uma vez por estação (outono 2024, inverno 2025, primavera 2025 e verão 2025), de acordo com a periodicidade de amostragem requerida no Anexo V da DQA para os elementos de qualidade físicos e químicos para rios de pequenas dimensões (APA, 2021a).

Na recolha de amostras de solo adotaram-se duas abordagens. A primeira teve como objetivo fazer uma análise global de parâmetros físico-químicos do solo do parque. Na segunda abordagem, recolheram-se amostras nas margens da ribeira tendo por referência os pontos de amostragem de água.

Na amostragem geral do solo, dividiu-se o parque em secções tendo em conta a cobertura da superfície, a presença de vegetação e qual o seu tipo. Delimitadas pelos percursos pedestres, delinearam-se 18 áreas, de L1 até L18 (Figura 8). Dentro de cada área elaborou-se um desenho de amostragem sistemático em “zigzag”, onde os pontos de amostragem estavam distanciados por 10 metros nas áreas menores e 20 metros nas maiores (Figura 7).

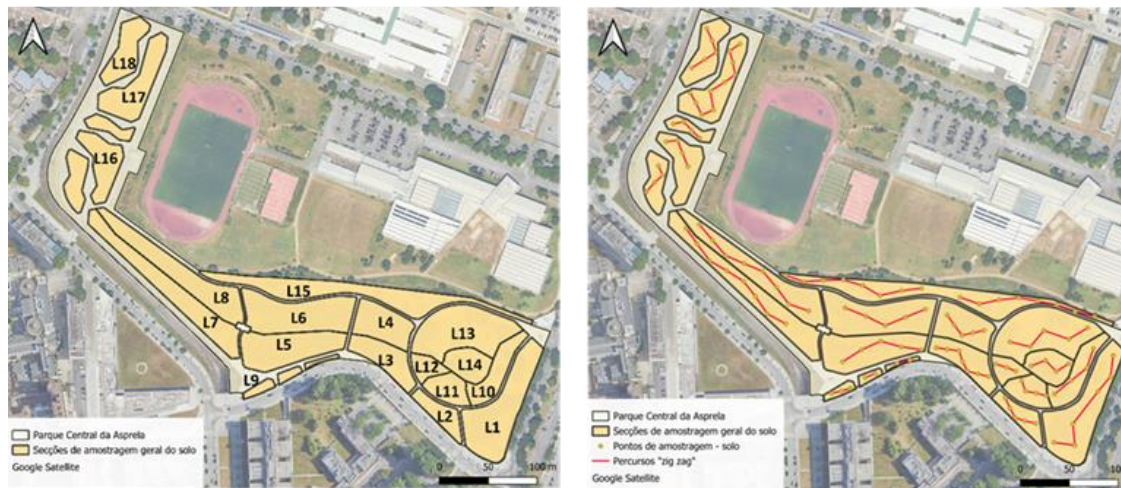


Figura 8 – Área do parque da Asprela dividido em secções com o respetivo código (esquerda), pontos e transectos de amostragem do solo global (direita).

Para a avaliação do solo das margens das linhas de água do parque utilizaram-se como referência os pontos de amostragem de água, P1 a P6. Em todas as estações, esta amostragem de solo nas margens foi efetuada sempre no mesmo dia da amostragem da água.

Em cada um desses pontos fez-se amostragem nas margens esquerda e direita (ex: P3.E e P3.D) obtendo assim 12 pontos de recolha de amostra.

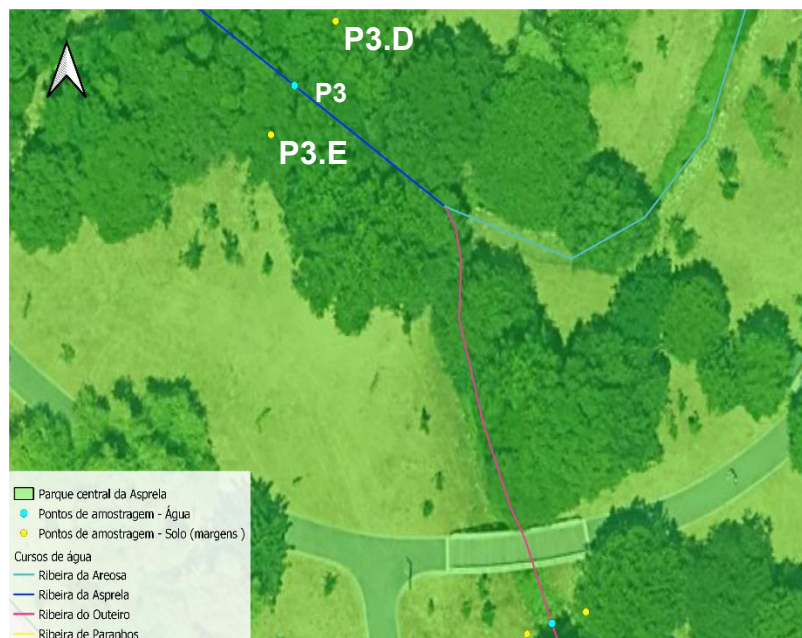


Figura 9 – Mapa do parque da Asprela com o exemplo do local de amostragem do solo na margem esquerda (P3.E) e direita (P3.D) da ribeira de Asprela, próximo do local de amostragem de água (P3)

Tal como para a amostragem geral do solo, para a avaliação da qualidade do ar, o parque foi dividido em 4 áreas, definidas como A1, A2, A3, A4 (Figura 10).

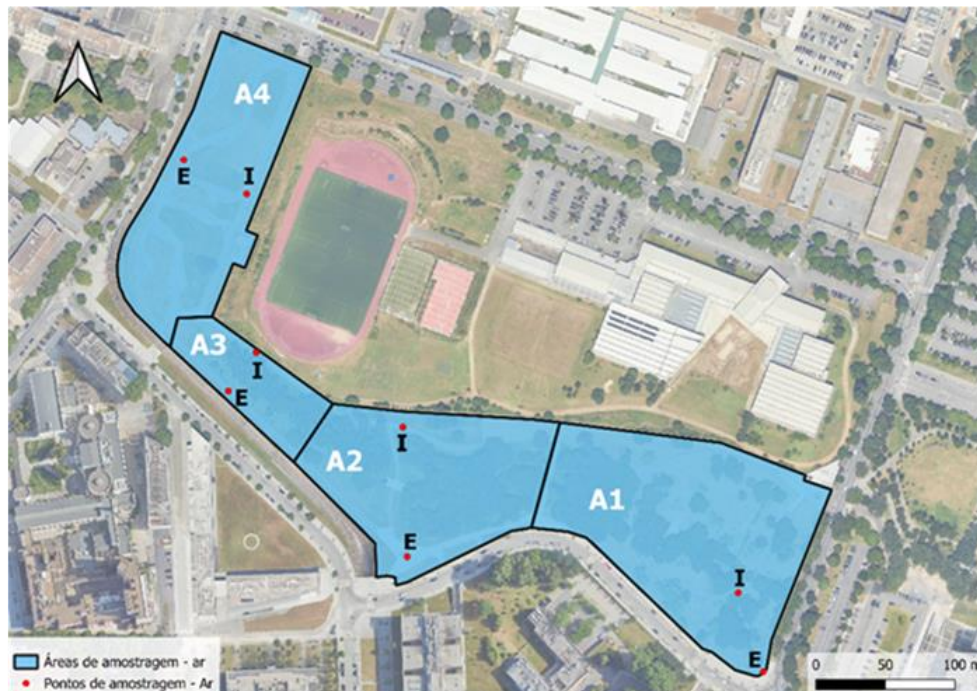


Figura 10 - Área do parque da Asprela dividida em secções (A1, A2, A3, A4) e respetivos pontos de amostra do ar numa zona mais externa (E) e interna (I).

Em cada área foram considerados 2 pontos de amostragem coincidentes com os percursos pedestres, um deles numa zona do parque mais perto da estrada com elevado tráfego automóvel (ex: A1.E), o outro numa zona mais interior do parque (ex: A1.I), havendo uma barreira de coberto vegetal entre a maioria dos dois pontos.

3.2 Procedimentos de Campo

3.2.1 Amostragem da água

Os parâmetros físicos e químicos determinados *in situ* foram quantificados com o recurso a uma sonda multiparamétrica (Multi 3630 IDS SET F): pH, oxigénio dissolvido (% e mg/L), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e total de sólidos dissolvidos (mg/L). Recolheu-se ainda para um garrafão de plástico descontaminado, uma amostra de 6 L de água por local, e transportadas para o laboratório em condições de ausência de luz e no frio, para posterior determinação da turbidez (m^{-1}), carbono orgânico dissolvido – CDOC (m^{-1}), sólidos suspensos totais – SST (mg/L), sólidos suspensos voláteis – SSV (mg/L) (determinado apenas no outono, primavera, verão), carência bioquímica de oxigénio – CBO₅ (mg/L) e concentração de nutrientes: fosfatos (mg/L), nitratos (mg/L), nitritos (mg/L), amónia (mg/L) e clorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{L}$).

Para a amostragem de macroinvertebrados bentónicos, seguiu-se a metodologia do protocolo (INAG, 2008a). Foi utilizada uma rede de mão com malha de 0,5 mm, presa a uma estrutura metálica com largura de 25 cm. Para obter uma amostra composta, selecionou-se um troço da ribeira que abrangesse todos os tipos de habitats e representasse a diversidade existente. O material recolhido foi armazenado num frasco de plástico de boca larga e com fecho estanque. As amostras recolhidas foram fixadas e conservadas com uma solução de formaldeído a 4 %.

3.2.2 Amostragem do solo

3.2.2.1 Margens

Em cada ponto de amostragem foi recolhida uma amostra de solo com o auxílio de uma pá de metal, delineando um quadrado com a largura da pá e recolhendo até uma profundidade máxima de 20 cm. A amostra foi armazenada num saco de plástico devidamente identificado. Entre cada local, procedeu-se à limpeza da pá para evitar qualquer tipo de contaminação entre locais.

3.2.2.2 Geral

Em cada secção definida para a amostragem geral do solo (Figura 8), recolheu-se uma amostra composta, juntando-se todas as porções de solo recolhidas em cada ponto da mesma secção. Essa recolha do solo foi feita através de um tubo de inox com 30 cm de comprimento e 5 cm de diâmetro. Após retirar a vegetação superficial e obter uma área limpa, o tubo foi inserido no solo com a ajuda de uma marreta até uma profundidade de 20 cm. A amostra retida no tubo foi retirada no local com a ajuda de um pistão mecânico para dentro de um saco devidamente identificado com o local, período de amostragem e secção do parque. Em cada local utilizou-se um tubo limpo, para evitar contaminações.

3.2.3 Amostragem do ar

Para a avaliação da qualidade do ar, foram determinados diferentes parâmetros em cada ponto (Figura 10) com o auxílio de vários equipamentos portáteis. Para a mensuração dos poluentes gasosos utilizaram-se 3 aparelhos aeroqual Serie 500 que tinham incorporado sensores de avaliação do respetivo poluente (COV's, NO₂ e O₃), assim como um sensor de medição da humidade relativa e temperatura. Na determinação das partículas do ar ambiente (PM₁₀) usou-se o aparelho SKC EPAM-500, com um seletor para um diâmetro aerodinâmico de partículas de 10 µm. Para a quantificação do nível de pressão sonora do ruído em dB, foi utilizado um sonómetro B&K 2245. Os parâmetros em cada ponto da secção foram medidos durante 15 minutos,

intercalando entre o ponto mais resguardado (A1 a A4) e o ponto perto da estrada (A1' a A4') (Figura 10) até obter um período de amostragem total, por secção, de 1 hora.



Figura 11 – Equipamentos portáteis utilizados para a determinação da concentração de COV's, NO₂, O₃ (aeroqual Serie 500), PM₁₀ (SKC EPAM-500) e ruído (B&K 2245)

3.3 Procedimentos em Laboratório

3.3.1 Água

3.3.1.1 Parâmetros Físicos e Químicos

No laboratório foram quantificados parâmetros físicos e químicos, definidos pela DQA, de acordo com protocolos padronizados.

Uma parte das amostras de água recolhida (700 mL) em cada local, foi filtrada, utilizando filtros de fibra de vidro (47 mm de diâmetro e de 1,2 µm de poro) com a ajuda de um sistema de filtração a vácuo. Este processo foi repetido para obtermos 3 filtros por local, representando assim três réplicas para a determinação de sólidos suspensos totais. A água filtrada foi usada para determinação do carbono orgânico dissolvido (COD).

Na determinação do carbono orgânico dissolvido utilizou-se a metodologia definida por (Williamson et al., 1999). Assim, colocou-se uma alíquota de água filtrada numa cuvete de quartzo, sendo posteriormente lida a absorvância a $\lambda = 320$ nm no espectrofotómetro (Genesys 6). Obteve-se o coeficiente de absorção para cada amostra a partir da expressão:

$$E_{320} (m^{-1}) = \frac{2,30 \times ABS_{450}}{l}$$

ABS₃₂₀ indica a absorvância lida a 320 nm e l é o percurso ótico da cuvete (em m), neste caso 0,01 m.

Seguindo a metodologia de (Brower & Zar, 1997) determinou-se a turbidez. Numa cuvete de vidro colocou-se uma porção de água não filtrada e leu-se posteriormente a absorvância a $\lambda = 450$ nm no espectrofotómetro (Genesys 6). Para cada amostra de água foi determinado o coeficiente de absorção (E_{450} nm).

$$E_{450} (m^{-1}) = \frac{2,30 \times ABS_{450}}{l}$$

ABS_{450} indica a absorvância lida a 450 nm e l é o percurso ótico da cuvete (em m), neste caso 0,01 m.

Para determinar o teor em sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV), seguiu-se a metodologia descrita em (Baird et al., 2017). Os filtros foram colocados numa estufa a 60 °C, para secar e, posteriormente, foram pesados regularmente numa balança analítica até o seu peso não apresentar variações (peso constante). Utilizou-se a seguinte expressão para determinar o teor de SST:

$$SST (mg/L) = \frac{1000 \times (P_{seco} - P_{filtro})}{V}$$

Sendo (V) o volume de água filtrado em litros e (P_{filtro}) a tara do peso do filtro em gramas.

Relativamente à quantificação dos SSV, esta foi feita em todas as estações com exceção do inverno. Os filtros anteriormente pesados foram dispostos, durante 12 horas, numa mufla a 450 °C. Após esse período, os mesmos foram colocados num exsiccador para arrefecer e posterior pesagem na balança analítica. Este processo permitiu a determinação do teor de SSV a partir da seguinte expressão:

$$SSV (mg/L) = \frac{1000 \times (P_{seco} - P_{mufla})}{V}$$

Sendo (V) o volume de água filtrado em litros e (P_{mufla}) peso do filtro em gramas após combustão.

Na quantificação da carência bioquímica de oxigénio em 5 dias, seguiu-se a metodologia definida em (Baird et al., 2017). Da amostra de água recolhida em cada local encheram-se frascos de âmbar de 250 mL com rosca esmerilada. Adicionou-se uma gota de inibidor de nitrificação (Allylthiourea 0,05 %) em cada um dos frascos, sendo de seguida fechados com a garantia de que estavam em condições de vácuo. Posteriormente permaneceram numa câmara climática a 20 °C, em condições de total ausência de luz. Após esse período mediu-se (em mg/L) a concentração do oxigénio dissolvido em cada um dos frascos, com uma sonda multi-paramétrica (Multi 3630 IDS SET F).

$$CBO_5 = (O_2)_{dia\ 0} - (O_2)_{dia\ 5}$$

Sendo (O_2) dia 0 a concentração do oxigénio dissolvido (mg/L) medido em campo e (O_2) dia 5 a concentração do oxigénio dissolvido (mg/L) medido ao fim dos cinco dias.

3.3.1.2 Concentração de Nutrientes

A concentração dos nutrientes nas amostras de cada local foi quantificada usando um colorímetro de bancada (Multi Colorímetro - Spectroquant). Seguiram-se os procedimentos específicos definidos para cada nutriente: teste 114773 para nitratos, teste 114776 para nitritos, teste 114752 para amónia e teste 114848 para fosfatos. A concentração de nitratos foi expressa em mg/L de NO_3^- e NO_3N , de nitritos em $\mu g/L$ de NO_2^- e NO_2-N , de fosfatos em mg/L de PO_4 e PO_4P , e amónia em mg/L de NH_4^+ e NH_4N .

3.3.1.3 Elementos Biológicos

3.3.1.3.1 Clorofila a

Na determinação da concentração de clorofila a seguiu-se a metodologia proposta por (Lorenzen, 1967). Filtrou-se uma porção de água por um filtro de fibra de vidro (47 mm de diâmetro e de 1,2 μm de poro) com a ajuda de um sistema de filtração a vácuo. Para cada local repetiu-se o processo 3 vezes, de forma a obter três réplicas por local (3 filtros). Posteriormente, os filtros foram colocados em tubos de Falcon de 15 mL e adicionaram-se 5 mL de acetona 90 %, garantindo que os filtros ficassem totalmente submersos. A extração dos pigmentos da amostra foi feita a 4 °C, durante a noite, e em condições de escuridão, tendo sido os tubos envoltos com papel de alumínio. Posteriormente à extração, os tubos foram centrifugados numa centrífuga refrigerada (eppendorf Centrifuge 5810 R), a 4 °C e 3500 rpm durante 20 minutos. Depois da centrifugação e tendo o cuidado de não ressuspender o material precipitado, retirou-se o líquido sobrenadante para cuvetes de vidro. Procedeu-se a uma primeira leitura da absorvância a 665 nm e 750 nm num espectrofotómetro (Genesys 6). De seguida foram adicionadas a cada cuvete duas gotas de HCl (0,1 mol/L) para acidificar a amostra. Realizou-se uma nova medição da absorvância nos mesmos comprimentos de onda. A concentração de clorofila a foi determinada segundo a seguinte equação:

$$[Chl\ a] (\mu g / L) = \frac{26,7 \times (E_{665o} - E_{665a}) \times v}{V \times l}$$

E_{665o} representa a diferença dos valores da absorvância a 665 nm e 750 nm antes da acidificação; E_{665a} é a diferença dos valores da absorvância a 665 nm e 750 nm depois da acidificação; v o volume de acetona utilizado durante a extração (mL), V o volume de água filtrado (L) e l o percurso ótico da cuvete em (cm), neste caso 1 cm.

3.3.1.3.2 Macroinvertebrados bentónicos

A avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentónicos foi efetuada seguindo a metodologia proposta no protocolo (INAG, 2008a). Uma vez que a amostra se encontrava conservada em formol, esta foi lavada com água corrente, num crivo de malha 0,5 mm de diâmetro, para remover o fixador e os sedimentos finos. O material superior a 0,5 mm foi colocado num tabuleiro de plástico com uma pequena quantidade de água e analisou-se a olho nu a amostra de forma a retirar os organismos presentes, com a ajuda de uma pinça. Os organismos triados foram conservados em álcool a 96%, dentro de frascos de plástico devidamente identificados com o período de amostragem e o local de recolha. A identificação da comunidade de macroinvertebrados bentónicos foi feita com o auxílio de uma lupa binocular (ZEISS Stemi DV4) e chave dicotómica (Tachet et al., 2000) até o nível taxonómico da família, com exceção dos oligochaeta, identificados até à subclasse.

3.3.2 Solo

3.3.2.1 Terra Fina Seca ao Ar

As amostras de solo recolhidas foram dispersas em tabuleiros de plástico devidamente identificados com o local e período de amostragem. Retiraram-se as raízes, folhas, madeira ou outros materiais com tamanho superior a 2 milímetros. O solo foi homogeneizado e fragmentado, possíveis agregados de partículas. Posteriormente colocaram-se os tabuleiros a secar numa estufa a 30 °C. Após a secagem, a amostra foi passada por um crivo de malha de 2 mm com uma ligeira agitação. Obteve-se assim a fração de terra fina seca ao ar (TFSA) que foi transferida para um saco de plástico identificado e usada posteriormente para a determinação dos parâmetros a avaliar no solo.

3.3.2.2 Humidade

Na quantificação do teor de humidade na amostra total do solo e na TFSA seguiu-se o procedimento descrito no protocolo da norma ISO-11465:2025 “Determination of Dry matter and Water Content on a Mass Basis”. Para cada análise, registou-se o peso de um gobelé de vidro vazio, previamente seco na estufa a 105 °C e devidamente identificado. Pesaram-se 10 g de amostra de solo total, ainda húmida, ou 10 g de TFSA, colocando-se novamente a secar na estufa a 105 °C durante 24 h. Ao fim desse período, os gobelés estiveram a arrefecer no exsiccador, e registou-se o peso dos mesmos numa balança analítica. Repetiu-se o procedimento 3 vezes de forma a obter três réplicas para cada local. A determinação da percentagem de água presente nas amostras de solo foi feita utilizando a seguinte expressão:

$$\% \text{ humidade} = \frac{1000 \times (P_{\text{inicial}} - P_{\text{seco}})}{P_{\text{húmido}}}$$

Sendo (P_{inicial}) a massa de solo húmido ou de TFSA e (P_{seco}) a massa de solo seco, ambos expressos em gramas.

3.3.2.3 Matéria Orgânica

Para a determinação da matéria orgânica, seguiu-se a metodologia de perda de massa por incineração. Pesou-se uma porção de TFSA para um cadinho de porcelana (ambos previamente secos numa estufa a 105 °C). Posteriormente colocou-se o cadinho numa mufla e programou-se uma primeira fase de combustão para aumentar a temperatura em 5 °C por minuto, até uma temperatura de 100 °C, e permanecer por 15 minutos. Na segunda fase, a mufla atingiu os 500 °C e permaneceu durante 3 horas nessa temperatura. Após o arrefecimento do aparelho, retirou-se o cadinho para o exsiccador para posterior pesagem numa balança analítica. Repetiu-se o método para auferir 3 réplicas. A percentagem de matéria orgânica foi determinada seguindo a seguinte expressão:

$$\% MO = \frac{1000 \times (P_{\text{seco}} - P_{\text{mufla}})}{P_{\text{mufla}}}$$

Sendo (P_{seco}) a massa de TFSA e (P_{mufla}) a massa de solo após incineração, ambos expressos em gramas.

3.3.2.4 pH

Na determinação do pH do solo seguiu-se a metodologia descrita na norma ISO-10390:2006 “Determination of pH”. Foram quantificados os valores de pH do solo em água (indicador da acidez real) e em cloreto de potássio (indicador da acidez real com a potencial) onde cada solução apresentava um rácio de 1:5 (volume de solo/volume de água). Procedeu-se à agitação e ao repouso das soluções durante 60 minutos em cada etapa. Posteriormente registaram-se os valores de pH do líquido sobrenadante com o auxílio de um medidor de pH (HANNA HI5521). Repetiu-se todo o procedimento três vezes, correspondendo a 3 réplicas.

3.3.2.5 Condutividade

Para a determinação da condutividade nas amostras de solo utilizou-se o procedimento descrito na norma ISO 11265:1994 “Determination of the specific electrical conductivity”. Este método segue o princípio de rácio de extração dos eletrólitos de 1:5 (massa/volume de água), obtendo-se uma solução que foi agitada durante 30 minutos.

O líquido sobrenadante obtido foi filtrado através de um filtro de papel. De seguida mediu-se a condutividade do líquido filtrado com o auxílio de um condutivímetro (GLP 31) e registou-se o seu valor em $\mu\text{S}/\text{cm}$. O processo foi repetido três vezes para obter três réplicas para cada local.

3.3.2.6 Composição elementar

Na determinação da composição elementar do solo, primeiramente moeu-se um volume de 40 mL com ajuda de um almofariz de ágata, de forma a reduzir a amostra a pó. A amostra moída foi depois transferida para 3 recipientes de forma a obter 3 réplicas. Posteriormente, a composição elementar foi determinada através de espectrometria de fluorescência de raios X. Foi utilizado um espectrómetro XRF portátil da Oxford Instruments, modelo X-MET7500. Com o software SW, Versão: 1.1.B.7580, definiram-se os seguintes parâmetros: o método de medição (Soil_2_Cond), nome da amostra, densidade (1.2), altura da amostra e período de medição (30 segundos). Procedeu-se à medição da concentração de cada elemento, sendo expressa em partes por milhão (ppm).

3.3.2.7 Nutrientes

A avaliação dos nutrientes das amostras teve por base a metodologia descrita na norma ISO-14255-1998 “Determination of nitrate nitrogen, ammonium nitrogen and total soluble nitrogen in air-dry soils using calcium chloride solution as extractant”. Realizou-se um processo de extração numa proporção de 1:10 (massa de solo/volume de água). Pesou-se 10 g de solo para um frasco de polietileno, e foi adicionado 100 mL de água. Durante 2 horas, a mistura foi agitada mecanicamente, com agitador orbital. O extrato suspenso foi centrifugado durante 10 minutos a 4500 rpm, em centrífuga. Separou-se o líquido sobrenadante e procedeu-se à quantificação de nitratos, nitritos e amónia da solução de cada local. Tal como para as amostras de água, esta quantificação foi determinada num colorímetro de bancada (Multi Colorímetro - Spectroquant). Seguiram-se os procedimentos descritos nos testes de cada um: teste 114773 para nitratos, teste 114776 para nitritos, teste 114752 para amónia. A concentração de nitratos foi expressa em mg/L de NO_3 e NO_3N , de nitritos em $\mu\text{g}/\text{L}$ de NO_2 e $\text{NO}_2\text{-N}$, e amónia em mg/L de NH_4 e NH_4N .

3.4 Análise de dados

A avaliação da qualidade ecológica do rio Asprela tendo em conta os elementos físicos e químicos previstos na DQA, foi realizada através da comparação dos valores obtidos com os limites de qualidade estabelecidos para o agrupamento Norte, conforme estabelecido pela APA e apresentado na Tabela 1. A classificação do estado ecológico de cada estação correspondeu à pior classificação atribuída entre os diferentes parâmetros físico-químicos avaliados.

A avaliação da qualidade ecológica da ribeira de Asprela, tendo em conta a comunidade de macroinvertebrados bentónicos, foi efetuada através do cálculo do Índice Português de Invertebrados do Norte (IPTIN), conforme definido pela APA. Este índice resulta da combinação de várias métricas biológicas, cada uma com um peso específico, segundo a seguinte formula:

$$\text{IPTIN} = \text{N.º taxa} \times 0,25 + \text{EPT taxa} \times 0,15 + \text{Evenness} \times 0,1 + (\text{IASPT} - 2) \times 0,3 + \text{Log (Sel. ETD+1)} \times 0,2$$

Em que

N.º taxa: N.º total de taxa (maioritariamente famílias).

EPT taxa: N.º de Famílias pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera;

Evenness (ou Equitabilidade): Corresponde ao índice de Pielou, consistindo no índice de diversidade de Shannon-Wiener (H) dividido pela diversidade máxima possível com esse número de taxa, i.e. $H/H_{\max}$;

IASPT: ASPT Ibérico, que corresponde ao BMWP Ibérico dividido pelo n.º de famílias da amostra;

Log (Sel. ETD+1): Log10 de 1 + soma das abundâncias de indivíduos pertencentes às famílias Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae;

No cálculo do índice são realizados dois passos de normalização. Um primeiro antes das métricas intermédias serem multiplicadas pelo fator de ponderação e um segundo após o somatório das métricas ponderadas, para que o resultado venha expresso na forma de Rácio de Qualidade (RQE).

O primeiro passo de normalização das métricas de qualidade tem por base os valores de referência apresentados na Tabela 6, realizando o quociente entre o valor observado e o valor de referência.

Tabela 6 - Valores de referência das métricas do índice IPtIN em rios do tipo N1 $\leq 100 \text{ km}^2$ (APA, 2021a).

Tipo Nacional	N.º de taxa	EPT taxa	Equitabilidade	IASPT-2	Log (SEL EDT+1)
N1 $\leq 100 \text{ km}^2$	30,0	16,0	0,71	4,52	1,95

No segundo passo de normalização é considerado o valor de referência apresentado na Tabela 7, seguindo a mesma lógica de cálculo atrás descrita. São apresentados os valores de referência e as fronteiras de qualidade do índice IPtIN, em RQE para a tipologia da ribeira da Asprela.

Tabela 7 - Valores de referência e fronteiras de qualidade do índice IPtIN aplicáveis em rios de tipologia N1 $\leq 100 \text{ km}^2$ (APA, 2021a)

Tipo Nacional	Valor de referência	Excelente/Bom	Bom /Razoável	Razoável /Mediocre	Mediocre /Mau
N1 $\leq 100 \text{ km}^2$	1,02	0.870	0.678	0.440	0.220

No caso das amostras compostas de solo recolhidas nas 18 áreas ao longo do parque (Figura 8), foi efetuada uma análise de variância (ANOVA, $p < 0,05$) para determinar se existem diferenças estatisticamente significativas entres os valores médios dos parâmetros do solo analisados por local, seguida de um teste post-hoc de Tukey HSD (Tukey Honestly Significant Difference) para identificar quais os locais significativamente diferentes entre si. A normalidade e a homocedasticidade dos dados foi confirmada pelo teste de Kolmogorov–Smirnov (p -valor = 0,05),

No caso das amostras de solo das margens da ribeira da Asprela, pretendeu-se avaliar se existiam diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros de solo analisados entre estação do ano, ponto de amostragem e margem (direita e esquerda). Como os dados não apresentam uma distribuição normal (avaliada pelo teste de Kolmogorov–Smirnov, p -valor = 0,05), seguiu-se uma abordagem não paramétrica na análise. Para isso, foram aplicados modelos lineares generalizados univariados para extrair a ANOVA resultante da análise e posterior comparação entre níveis utilizando o teste de Bonferroni baseado nas médias marginais estimadas para cada um dos efeitos do modelo. Da análise da ANOVA vai poder inferir-se se os efeitos principais e interações são estatisticamente significativos. A variável dependente do modelo correspondeu a cada parâmetro analisado (humidade, pH, condutividade elétrica e matéria orgânica) e a função de distribuição dos dados foi considerada a Gamma com função de ligação Log. Relativamente à análise elementar inorgânica realizada por XRF, para cada elemento presente foi calculado o coeficiente de variação da sua

concentração nos distintos pontos de amostragem por estação do ano, para verificar se existiu variabilidade na sua concentração. Considerou-se que havia baixa dispersão de dados em coeficientes de variação inferiores a 10%.

Relativamente às amostras de ar recolhidas, foi aplicada a mesma abordagem seguida para as amostras de solo recolhidas nas margens da ribeira, uma vez que estes dados também não apresentam uma distribuição normal (avaliada pelo teste de Kolmogorov–Smirnov, p -valor = 0,05). Pretendeu-se avaliar se existiam diferenças estatisticamente significativas na concentração dos diferentes poluentes analisados entre estação do ano, área de amostragem e ponto de amostragem (interior vs exterior do parque).

4 Resultados e discussão

4.1 Água

4.1.1 Elementos físicos e químicos

Os resultados dos elementos físico-químicos das amostras de água (pH, temperatura, condutividade, oxigénio dissolvido, CBO₅, SST, azoto amoniacal, fosfato, fósforo total, nitrato, nitrito, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, turbidez, CDO, SSV, TDS) nos 6 locais amostrados (P1, P2, P3, P4, P5, P6) ao longo das 4 estações (outono/24, inverno/25, primavera/25, verão/25) estão apresentados na Tabela 8. As fronteiras de qualidade dos elementos definidos na DQA e o respetivo estado ecológico são também apresentados na Tabela 8.

Relativamente aos elementos medidos *in situ*, o pH variou entre 6,98 no local P5 no inverno e 8,11 no local P4 na primavera, valores compreendidos no intervalo de Excelente estado ecológico. Em todas as estações, o local P4 foi o que apresentou os valores mais elevados de pH. A temperatura atingiu um máximo de 20,5 °C no local P4 no verão e valores mínimos de temperatura da água no inverno em todos os locais. Esta variação segue um ciclo de variação sazonal que está essencialmente relacionado com a variação da temperatura do ar atmosférico. Contudo, todos os valores estão no intervalo de bom estado ecológico. As concentrações de oxigénio registadas encontram-se dentro do intervalo de valores definido para o Bom estado ecológico. O oxigénio dissolvido na água foi maior no inverno e menor no verão, possivelmente associada à variação de temperatura, a qual representa parâmetros inversamente proporcionais, ou seja, quanto menor for a temperatura, maior é a concentração de oxigénio. Por outro lado, a variação do fluxo da massa de água também influencia a variação de oxigénio dissolvido uma vez que em fluxos turbulentos há reoxigenação da água (NRW, 2025).

Relativamente à condutividade, os valores variaram entre 277 e 414 µS/cm, situados dentro do intervalo de classe Razoável, superiores a 250 µS/cm. Os resultados deste parâmetro vão de encontro ao obtido em estudos anteriores (Luciana & Rodrigues, 2015), os quais avaliaram potenciais focos de contaminação na bacia de Asprela, e registaram valores de condutividade entre 230 e 422 µS/cm. Diferentes factores podem influenciar a condutividade de uma massa de água como a geologia da sua bacia hidrográfica, tamanho da massa de água ou poluição (Borowiak et al., 2020). As ribeiras urbanas, por terem um tamanho reduzido e geralmente com menos fluxo de água, acabam por ter maior condutividade pois a dissolução de sais é mais concentrada e a poluição antrópica é maior (Cary Institute, 2025).

A concentração de nitratos foi a mais elevada entre os nutrientes avaliados. Os resultados da concentração deste nutriente foram superiores a 10 mg/L, sendo assim responsáveis pela classificação de estado ecológico Razoável, a nível de parâmetros físico-químicos. A elevada e constante concentração de NO_3^- ao longo de todos os períodos de amostragem pode estar associada à contínua poluição antrópica por águas residuais no percurso subterrâneo da massa de água. O nitrato é um dos principais poluentes dos aquíferos urbanos que pode ser inserido através de águas residuais, domésticas ou industriais, e escorrência superficial (Wakida & Lerner, 2005).

As concentrações de fósforo no outono, inverno e primavera representaram, na sua maioria, concentrações no intervalo de qualidade ecológica excelente. Contudo, no verão as concentrações de fósforo aumentaram, passando a estar no intervalo de razoável estado ecológico, com exceção do local P5. Matej-Lukowicz et al. (2020) também observaram no riacho Oliwsk maior concentração de fósforo na secção fortemente urbanizada e no período de verão. A possível justificação encontrada pelos autores para a elevada concentração de fósforo é a diminuição do caudal conciliada com a existência de pequenas barreiras de retenção de água, características dos projetos urbanísticos de requalificação de pequenos ribeiros urbanos. Estas permitem o acúmulo de sedimentos que aprisionam fósforo, o qual é depois libertado através do ciclo do fósforo, e que fica concentrado pelo baixo caudal da massa de água no verão, influenciado pelo aumento da temperatura e redução de oxigénio dissolvido.

Já em termos de nitritos e amónia, as suas concentrações foram mínimas no verão, inseridas no intervalo de Razoável (nitritos) e de Excelente (amónia) estado ecológico. No verão, o aumento da temperatura potencia a nitrificação da amónia e nitrito, reduzindo a concentração destes dois nutrientes nas massas de água. Associado a isto, o aumento de vegetação emergente no leito dos rios serve de filtro para a amónia e nitritos que são absorvidos pelas plantas (Covatti & Grischek, 2021; Wakida & Lerner, 2005).

Tabela 8 - Resultados dos elementos físicos e químicos. Locais de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6). Períodos de amostragem (outono 2024 (out), inverno 2025 (inv), primavera 2025 (pri), verão 2025 (ver)). Elementos físicos e químicos (azoto amoniacal (NH_4), fosfato (PO_4^{+}), fósforo total ($\text{PO}_4\text{-P}$), nitrato (NO_3^{-}), nitrito (NO_2^{-}), carência bioquímica em oxigênio aos 5 dias (CBO_5), oxigênio dissolvido (O_2), sólidos suspensos totais (SST), temperatura da amostra (T), pH, condutividade a 20° (Cond), turbidez (Turb), carbono orgânico dissolvido (CDOC), sólidos suspensos voláteis (SSV), total de sólidos dissolvidos (TDS), $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$). Fronteiras de qualidade de Bom/Razoável e Excelente/Bom para o agrupamento Norte dos elementos previstos na DQA. Valores a negrito representam valores acima da fronteira de qualidade Bom/Razoável. Razoável estado ecológico representado a amarelo. "nd" – não determinado.

		pH	T (°C)	Cond (µS/cm)	O ₂ (mg/L)	O ₂ (%)	CBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	PO ₄ (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NO ₂ (mg/L)	NH ₄ (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	Turb (m-1)	COD (m-1)	TSD (mg/L)	SSV (mg/L)	Estado ecológico
Out	P1	7,38	19,8	354	7,01	78,5	1,88	22,02	0,79	0,26	0,33	1,51	33,7	0,1	1,18	7,6	2,30	4,60	352	3,05	Razoável
	P2	7,41	18,6	329	8,53	92,5	0,92	21,50	<0,03	<0,01	0,34	0,31	32,0	0,1	0,24	7,2	0,00	6,44	363	2,33	Razoável
	P3	7,33	18,6	363	8,59	93,0	0,51	20,79	0,15	0,05	0,35	0,23	33,4	0,1	0,18	7,6	0,46	7,36	363	1,95	Razoável
	P4	7,91	19,6	277	8,83	97,6	1,08	29,40	0,04	0,01	0,11	<0,03	9,6	0,0	<0,02	2,2	1,15	9,66	277	4,81	Razoável
	P5	7,06	18,4	287	8,14	88,2	1,24	18,83	<0,03	<0,01	0,28	0,33	10,1	0,1	0,26	2,3	3,22	11,50	320	2,90	Razoável
	P6	7,02	18,4	311	8,29	89,0	1,70	29,40	<0,03	<0,01	0,26	0,12	24,4	0,1	0,09	5,5	2,30	10,81	312	4,86	Razoável
Inv	P1	7,12	14,2	356	9,19	90,0	3,21	25,07	0,20	0,06	0,18	0,18	36,5	0,1	0,14	8,3	0,00	3,68	398	nd	Razoável
	P2	7,29	14,1	375	9,70	92,6	0,90	19,21	0,53	0,18	0,18	0,21	54,2	0,1	0,16	12,3	0,00	6,44	375	nd	Razoável
	P3	7,18	13,1	396	9,56	91,4	1,00	18,21	<0,03	<0,01	0,26	0,13	47,5	0,1	0,10	10,7	0,00	6,67	397	nd	Razoável
	P4	7,76	12,6	307	10,58	99,6	1,59	17,93	0,09	0,03	0,08	<0,03	36,5	0,0	<0,02	8,2	1,15	2,76	342	nd	Razoável
	P5	6,98	12,9	392	9,77	93,3	0,90	18,64	0,09	0,03	0,20	0,14	54,2	0,1	0,11	12,3	1,61	5,06	392	nd	Razoável
	P6	7,11	12,5	346	9,98	93,9	1,10	23,98	<0,03	<0,01	0,18	0,09	51,1	0,1	0,07	11,6	0,23	5,98	385	nd	Razoável
Pri	P1	7,26	17,5	414	8,73	93,9	1,03	24,98	<0,03	<0,01	0,19	0,51	42,3	0,1	0,39	9,6	4,37	7,36	412	3,38	Razoável
	P2	7,49	17,5	362	9,33	100,8	1,65	31,50	<0,03	<0,01	0,43	0,09	57,1	0,1	0,07	12,9	0,23	4,83	363	5,57	Razoável
	P3	7,38	17,3	374	9,12	97,9	1,73	35,07	0,16	0,05	0,34	0,05	49,0	0,1	0,04	11,1	2,07	4,37	373	6,95	Razoável
	P4	8,11	17,3	310	9,65	105,3	0,67	19,21	0,40	0,13	0,06	0,45	37,2	0,0	0,35	8,4	4,60	4,37	345	2,62	Razoável
	P5	7,19	20,0	295	9,22	100,3	1,20	18,79	<0,03	<0,01	0,31	<0,03	34,2	0,1	<0,02	7,7	0,00	4,6	329	2,38	Razoável
	P6	7,24	18,0	334	9,06	99,0	1,24	18,93	<0,03	<0,01	0,41	0,36	47,6	0,1	0,28	10,8	4,37	4,37	373	1,95	Razoável
ver	P1	7,67	20,1	363	7,70	95,2	1,66	18,83	0,44	0,14	0,13	0,08	71,8	0,0	0,07	16,2	0,69	1,61	406	3,43	Razoável
	P2	7,58	19,0	317	7,68	94,4	0,25	19,74	0,39	0,13	0,18	0,12	56,9	0,1	0,10	12,9	0,23	2,99	354	1,67	Razoável
	P3	7,45	19,3	374	7,39	90,3	0,26	21,45	0,40	0,13	0,19	0,06	47,5	0,1	0,05	10,7	0,23	2,07	373	2,90	Razoável
	P4	7,89	20,5	348	8,98	101,8	0,22	19,64	0,59	0,19	0,10	0,04	32,1	0,0	0,03	7,3	0,23	3,91	348	2,81	Razoável
	P5	7,55	19,1	362	8,02	94,5	0,35	22,64	0,15	0,05	0,07	0,04	45,3	0,0	0,03	10,2	0,00	2,3	362	3,33	Razoável
	P6	7,52	20,2	376	7,82	85,9	0,58	35,98	0,40	0,13	0,11	0,05	62,3	0,0	0,04	14,1	4,14	3,68	377	7,00	Razoável
Bom/ Razoável		6,0- 9,0	6,5 - 25,5	250	6	70 - 125	4	25	0,2	0,1	0,2	0,4	10								
Excelente/ Bom		6,5- 8,5			8,0- 12,0	80 - 115	3	12,5	0,1	0,05	0,01	0,2	5								

Os resultados da turbidez, no inverno, foram os mais baixos, uma vez que 3 dos 6 pontos (P1, P2 e P3) apresentaram valores de 0. A amostragem de inverno foi realizada dia 16 janeiro de 2025, um mês caracterizado pelo IPMA como o segundo mais chuvoso desde 2000. Contudo o dia 16 esteve inserido num período de fraca precipitação desse mês, havendo por isso menos erosão e suspensão de partículas, traduzido em valores baixos de turbidez. Por outro lado, na primavera registaram-se os valores mais elevados de turbidez (Tabela 8). A amostragem desta estação realizou-se dia 10 de abril, num período condicionado pela passagem de centros depressionários que originaram regimes de precipitação intensa e persistente promovendo a erosão das margens, escorrência superficial e entrada de partículas finas na ribeira.

Os valores de CBO_5 estiveram inseridos no intervalo de qualidade ecológica Excelente, com exceção do local P1 no inverno com o valor de 3,21 mg/L, superior à fronteira de 3 mg/L, compreendido no intervalo de Bom estado ecológico. Estes resultados traduzem a ausência de contaminação orgânica. A presença de matéria orgânica na massa de água pode ter origem interna pelo desenvolvimento de algas ou plantas aquáticas ou origem externa através de escorrência superficial que transporta material orgânico (folhas, galhos, detritos animais) (Bertilsson & Jones, 2003; O'Connell et al., 2000). A origem externa tem variações sazonais pois em períodos de maior precipitação, a escorrência superficial é maior comparativamente a períodos secos (Klimaszyk et al., 2014). Esta influência sazonal foi observada, uma vez que no verão se registaram concentrações menores de CBO_5 . Caso houvesse precipitação, a escorrência superficial também seria bloqueada pelo maior coberto vegetal das margens da ribeira da Asprela no verão. Um estudo efetuado em Espanha sobre a contribuição sazonal da bacia hidrográfica com nutrientes e matéria orgânica para os cursos de água também registou que há maior escorrência destes elementos para o curso de água em alturas de maior precipitação, provocando maior escorrência superficial (Roig-Planasdemunt et al., 2017). Na comparação entre locais da mesma bacia, aqueles que apresentavam mais vegetação nas margens apresentaram menor contribuição de nutrientes e matéria orgânica para o curso de água.

A generalidade das concentrações de SST esteve compreendida no intervalo de valores correspondente ao Bom estado ecológico, com algumas exceções como o valor máximo de 35,98 mg/L no local P6 no verão inserido no intervalo de Razoável estado ecológico. A média de valores foi menor no inverno, e maior na primavera, algo contrário ao que é normalmente registado. Diversos estudos registam maior concentração de SST no inverno devido à ressuspensão de sedimentos causado pelo aumento de caudal

nesta estação (Adjovu et al., 2023; Matty et al., 1987). Contudo, os resultados obtidos são contrários a essa tendência, podendo estar relacionados com as concentrações de sólidos suspensos voláteis. Mesmo não tendo sido determinada no inverno, nas restantes estações a variação de SSV é semelhante à de SST. Esta tendência sugere que a fração orgânica representa uma proporção importante dos SST.

4.1.2 Elementos biológicos

Os resultados das diferentes métricas para a análise da comunidade de macroinvertebrados bentónicos recolhidos em cada local e período de amostragem encontram-se apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultados da análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Locais de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6). Estações de amostragem (outono 2024 (Out), inverno 2025 (Inv), primavera 2025 (Pri), verão 2025(Ver)). Valores de referência (APA, 2021a). Valores a negrito representam valores acima da fronteira do valor de referência.

		Abundância	Riqueza	Equitabilidade	Diversidade	EPT	IASPT-2	LOG (Sel EDT+1)	IPtIN	RQE	
Out	P1	1864	16	0,51	1,41	3	2,38	0,30	0,42	0,41	Medíocre
	P2	191	15	0,55	1,48	2	1,87	0,00	0,34	0,34	Medíocre
	P3	452	16	0,52	1,43	3	2,38	0,00	0,39	0,38	Medíocre
	P4	435	12	0,47	1,18	1	1,50	0,00	0,28	0,27	Medíocre
	P5	439	14	0,72	1,90	3	2,21	0,00	0,39	0,39	Medíocre
	P6	734	12	0,38	0,95	3	2,50	0,00	0,35	0,34	Medíocre
Inv	P1	1284	16	0,37	1,03	5	2,56	0,00	0,40	0,39	Medíocre
	P2	815	12	0,29	0,72	1	1,83	0,00	0,27	0,27	Medíocre
	P3	794	15	0,54	1,47	1	2,20	0,00	0,36	0,35	Medíocre
	P4	157	10	0,68	1,56	0	1,80	0,00	0,30	0,29	Medíocre
	P5	607	18	0,77	2,22	4	2,44	0,00	0,46	0,45	Razoável
	P6	489	13	0,71	1,82	3	2,15	0,00	0,38	0,37	Medíocre
Pri	P1	1794	9	0,68	1,49	2	1,33	0,00	0,28	0,27	Medíocre
	P2	129	8	0,75	1,55	1	1,63	0,00	0,29	0,28	Medíocre
	P3	666	14	0,58	1,53	3	2,07	0,00	0,36	0,36	Medíocre
	P4	158	11	0,59	1,41	1	1,73	0,00	0,30	0,29	Medíocre
	P5	440	12	0,62	1,53	3	2,17	0,00	0,36	0,35	Medíocre
	P6	402	14	0,71	1,88	3	2,07	0,00	0,38	0,38	Medíocre
Ver	P1	450	15	0,58	1,56	3	1,87	0,00	0,36	0,35	Medíocre
	P2	336	11	0,34	0,82	1	1,18	0,00	0,23	0,22	Medíocre
	P3	262	11	0,42	1,00	2	1,55	0,00	0,27	0,27	Medíocre
	P4	408	14	0,48	1,27	2	1,57	0,00	0,31	0,30	Medíocre
	P5	386	14	0,37	0,99	3	1,93	0,00	0,33	0,32	Medíocre
	P6	357	17	0,34	0,95	3	2,00	0,00	0,35	0,34	Medíocre
Valores de referência	N1 ≤ 100 km ²		30	0,71		16	4,52	1,95	1,02		

Na globalidade o verão foi o período com menor abundância total (2199 organismos) (Tabela 9). Dentro de cada estação, o local P1 registou as maiores abundâncias (outono - 1864 organismos; inverno - 1284 organismos; primavera – 1794 organismos; verão – 450 organismos), mas as abundâncias de cada estação sofreram variação do grupo taxonómico predominante. No inverno, a grande abundância desse local deveu-se à elevada presença de organismos pertencentes ao grupo taxonómico Diptera (Simuliidae - 1062 organismos). Já no inverno e verão, o grupo taxonómico predominante foi o Gastropoda, com destaque para a família Physidae, com 950 e 168 organismos, respetivamente. Na primavera também se registou uma elevada presença do grupo taxonómico Gastropoda (627 organismos), contudo, o grupo taxonómico Turbellaria (Dugesiidae – 779 organismos) foi predominante. Para além disso, ao longo de todo o período de amostragem de um ano, estes três grupos foram os dominantes.

Simuliidae é um grupo que, embora prefira águas limpas ou moderadamente contaminadas, está normalmente associado à contaminação orgânica, já que as suas larvas necessitam de matéria orgânica particulada fina para atender às necessidades alimentares (Cuadrado et al., 2019). Os Physidae são considerados um grupo saprófago, que se alimenta de matéria orgânica em decomposição, sendo por isso também considerados bons indicadores de poluição orgânica (Koji et al., 2017). Isso vai de encontro aos valores mais elevados de CBO₅ registados no local P1 no outono e inverno (Tabela 8), onde essas famílias de organismos têm maior representatividade. Já os organismos da família Dugesiidae são descritos como sensíveis a mudanças no meio aquático e abundantes em águas doces não poluídas (Wu & Li, 2018). Numa escala de tolerância à poluição de 1 (pouco tolerante à poluição) a 10 (muito tolerante à poluição), o grupo Turbellaria ao qual pertence a família Dugesiidae assume um valor de 4. Embora estes organismos apresentem alguma sensibilidade à poluição, a classificação do estado ecológico do local P1 na Primavera, onde a família Dugesiidae é dominante, é de Medíocre. Isto pode dever-se ao grupo Gastropoda, pois é o segundo grupo de organismos que apresenta maior abundância. Esses organismos pertencem às famílias Lymnaeidae (156 organismos) e Physidae (468 organismos) que na escala de tolerância à poluição apresentam valores de 6 e 8, respetivamente. A alta tolerância à poluição, principalmente da família Physidae, deve-se essencialmente ao facto de serem organismos pulmonados, capazes de assimilar ar atmosférico por meio de uma cavidade do manto vascularizada. O grupo Turbellaria também é caracterizado por ter um papel predatório relevante nos ecossistemas aquáticos. São capazes de predação de Gastropoda, larvas de Diptera e Trichoptera, Bivalvia e Oligochaeta (Lombardo et al., 2011; Tranchida et al., 2014). É possível deduzir essa predação pela observação da

Figura 12, onde se observa que na maioria dos pontos onde surge o grupo taxonómico Turbellaria, a sua concentração é superior aos restantes grupos taxonómicos ou até dominante.

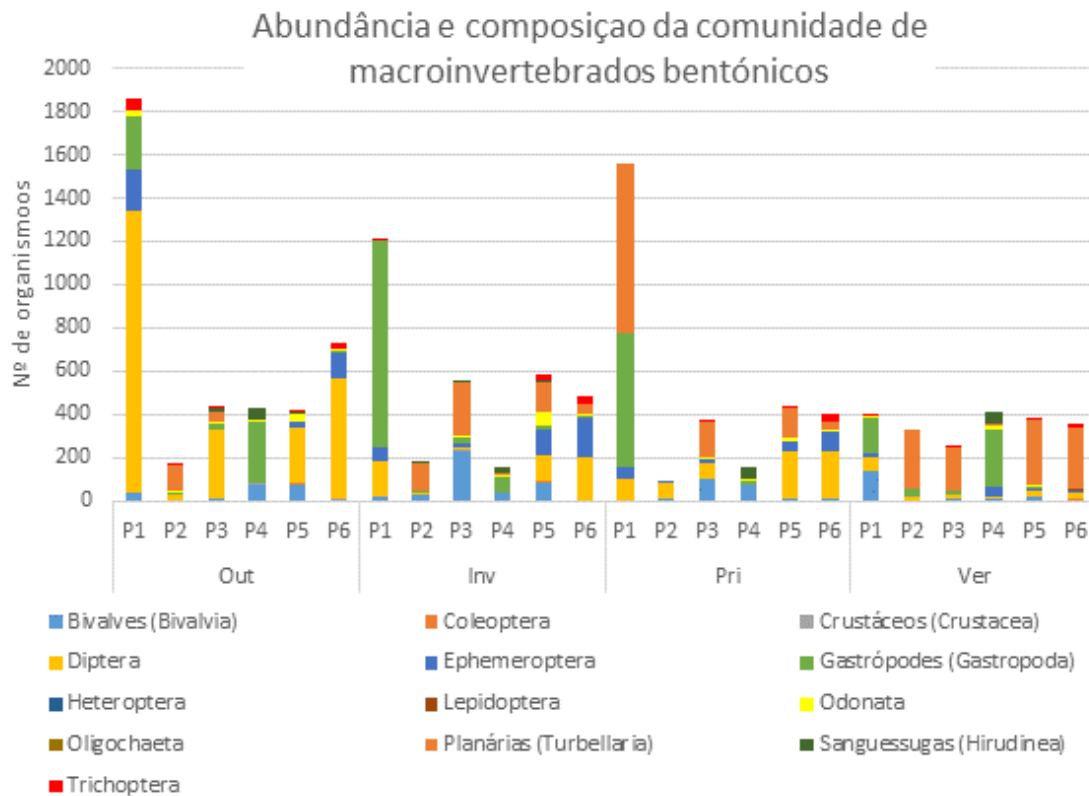


Figura 12 - Representação gráfica da abundância e composição das comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

Ao longo das 4 estações observou-se um decréscimo da abundância. Esta diferença pode acontecer devido a variações sazonais das condições abióticas, mas também à alteração das características do habitat. Desde o primeiro período de amostragem no outono de 2024, até ao período de amostragem do verão de 2025, observou-se um crescimento gradual de vegetação no leito da ribeira da Asprela, que foi sendo dominado por herbáceas, acabando por cobrir por completo o curso de água, em determinadas zonas (Figura 13). A ribeira de Asprela apresentou variações no caudal, associadas a questões de sazonalidade, já que em meses mais quentes de verão, o caudal de pequenos ribeiros diminui, podendo até secar.

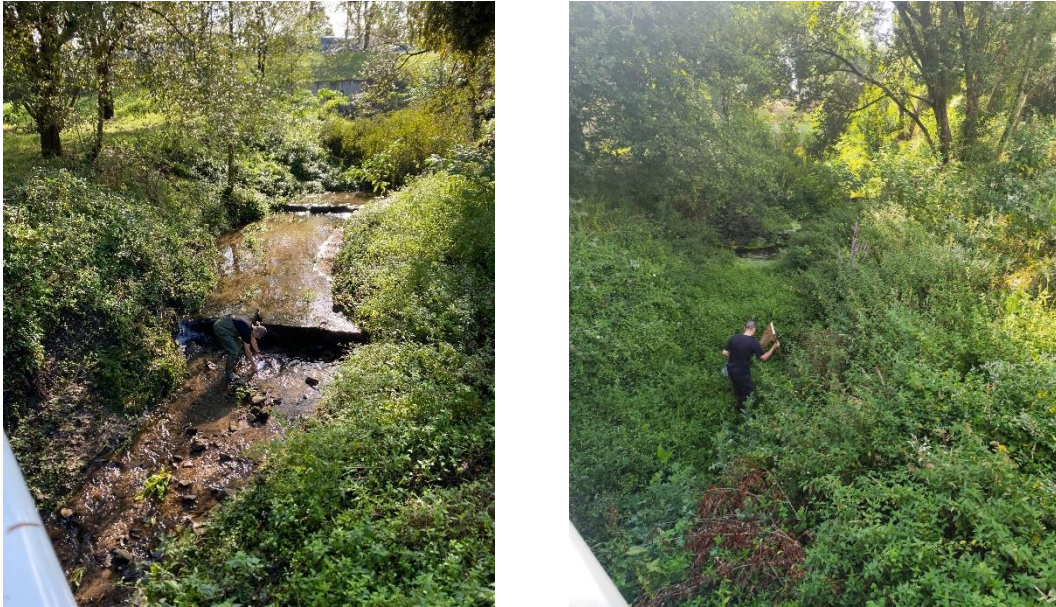


Figura 13 - Crescimento de vegetação sobre a ribeira da Asprela: Local P2 no outono (esquerda) e no verão (direita).

A junção destas duas características pode ter tido efeito na diminuição da abundância da comunidade de macroinvertebrados bentónicos observada no verão (Figura 12). A diminuição de caudal juntamente com a eutrofização do curso de água pode ter diminuído e fragmentado os habitats para a comunidade de macroinvertebrados bentónicos. Devido à intensa vegetação, esta serviu de barreira causando a perda de zonas de fluxo turbulento, que são essenciais para algumas espécies de Ephemeroptera, Trichoptera ou Diptera como os Simuliidae anteriormente referidos (Johnson et al., 2012). Em contrapartida, há uma predominância de zonas de sedimentação e acúmulo de matéria orgânica que potencia espécies de organismos detritivos, como é o caso de Oligochaeta, Chironomidae, Physidae e dos predadores destes organismos, como as planárias (Turbellaria). Isto vai de encontro aos dados obtidos onde há uma predominância destes organismos no verão (Figura 12).

A riqueza de grupos taxonómicos pode ser o parâmetro principal e o mais simples que caracteriza a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos e que reflete as perturbações do curso de água (Martínez-Sanz et al., 2014). Nos resultados obtidos (Tabela 9), a riqueza variou entre 8 no local P2 na primavera e 18 no local P5 no inverno, não atingindo o valor de referência para esta métrica (30). A média de valores da riqueza foi maior no outono e menor na primavera. Este padrão pode ser explicado pela variação sazonal das condições abióticas como a variação de temperatura, pH, caudal ou matéria orgânica (Viza et al., 2024a). Por se tratar de um pequeno ribeiro inserido num contexto urbano, acaba por sofrer mais perturbações que

se refletem mais rapidamente na qualidade do mesmo, e na variação da riqueza da comunidade de macroinvertebrados bentónicos (Zerega et al., 2021). Um fator que pode estar associado à menor riqueza da primavera é o ciclo de vida de alguns grupos taxonómicos como Ephemeroptera, Trichoptera e Diptera. A fase de emergência destes organismos pode variar, sendo, contudo, mais frequente na primavera e no verão, estando a sua fase larvar ausente ou reduzida nesses períodos (Suhaila et al., 2012).

O índice de diversidade de Shannon-Wiener é usado para comparar a diversidade entre vários habitats, pressupondo que os indivíduos de uma população são amostrados aleatoriamente e que todas as espécies estão representadas na amostra. O valor deste índice em comunidades biológicas geralmente varia entre 0,00 e 5,00. Valores menores que 1,00 dizem respeito a habitats altamente poluídos e degradados, valores compreendidos entre 1,00 e 3,00 refletem condições do meio moderadamente poluídas, enquanto valores acima de 3 significam condições ambientais estáveis (Biruni et al., 2025; Hafizah et al., 2023). Neste trabalho, os valores de índice obtidos foram sempre inferiores a 3,00, sendo o valor de 2,22 no local P5 do inverno, o mais elevado de todos os períodos de amostragem. Os valores mais baixos foram registados no local P2 no inverno (0,72) e no verão (0,82). A generalidade dos valores de diversidade está no intervalo entre 1,00 e 3,00, o que caracteriza o habitat como moderadamente poluído. Contudo, no verão, metade dos locais tem valores abaixo de 1,00, o que indica uma perda de diversidade e degradação do habitat, algo também registado por Viza et al., 2024b, na bacia hidrográfica do rio Algás no nordeste da Península Ibérica, onde a perda de biodiversidade no verão poderá estar relacionada com a diminuição do fluxo de água.

O índice EPT recebeu o seu nome devido às três ordens de insetos aquáticos que o constituem: Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Mandaville, 2002). Os organismos pertencentes a estas ordens são facilmente identificáveis e comumente utilizados como indicadores de qualidade por terem baixa tolerância à poluição da água. Por esse motivo, este índice segue o princípio de que quanto melhor for o estado ecológico do curso de água, maior será a riqueza de espécies destes grupos de organismos (Compín & Céréghino, 2003). O valor de referência para este índice é de 16, contudo, nenhum local amostrado o atingiu. O máximo registado foi de 5 no local P1 do Inverno, com o registo de duas famílias de Ephemeroptera (Baetidae e Caenidae) e 3 famílias de Trichoptera (Hydropsychidae, Philopotamidae e Psychomyiidae). Contudo, embora estes sejam organismos sensíveis à poluição, as famílias observadas são as menos sensíveis dentro do grupo de Ephemeroptera e Trichoptera (Mandaville, 2002). Já o grupo Plecoptera não teve nenhuma família representada por se tratar de um grupo

mais sensível a perturbações no habitat. Segundo (Wright & Ryan, 2016), dadas as exigências de habitat e sensibilidade das espécies de EPT, a sua riqueza tende a ser menor em cursos de água urbanos com maior impacto humano, onde a degradação da água deve-se principalmente à contaminação por resíduos de esgoto. A ribeira da Asprela insere-se neste cenário, pois trata-se de um curso de água que vê a maior parte do seu curso entubado, seguindo um trajeto debaixo da cidade do Porto, onde pode ocorrer a sua contaminação. Estudos anteriores (e.g. Afonso et al., 2007) mostraram através de uma análise química da água de nascentes, poços e furos da cidade do Porto, uma forte presença de nitratos e sulfatos, provavelmente resultantes da intensa urbanização, esgotos domésticos e algumas práticas agrícolas, nas áreas circundantes. De facto, a avaliação física e química da água, neste trabalho, mostrou que a concentração de nutrientes, nomeadamente nitratos, foi muito elevada ao longo de todo o ano.

A avaliação do estado ecológico relativo à comunidade de macroinvertebrados bentónicos da ribeira da Asprela foi de Medíocre em todos os pontos e estações, com exceção do local P5 no inverno, classificado como razoável. Isto pode ser explicado por ter sido o local com os valores mais elevados de riqueza, equitabilidade e diversidade (Tabela 9). Contudo, a classificação de medíocre nos restantes pontos demonstra que a ribeira acaba por sofrer com as pressões antrópicas envolventes, principalmente contaminação no seu percurso subterrâneo, como referido anteriormente.

A concentração de clorofila está diretamente relacionada com a biomassa de fitoplâncton, o que permite expressar essa biomassa em unidade, deste componente vegetal, e utilizar como um indicador da dinâmica temporal e espacial do fitoplâncton (Mineeva & Mineeva, 2022). Embora não haja valores de referência de Chl *a* para rios da tipologia N1≤100km², esta métrica é importante para determinar os níveis de eutrofização da massa de água. Os valores obtidos nos pontos e períodos de amostragem na ribeira da Asprela estão descritos na Tabela 10.

Tabela 10 - Resultados da quantificação da concentração de clorofila *a*. Locais de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6). Estações de amostragem (outono 2024, inverno 2025, primavera 2025, verão 2025). Valor de referência e fronteira de qualidade Bom/Razoável em grandes rios (APA, 2021a).

Clorofila <i>a</i> (µg/L)							
Outono 2024		Inverno 2024		Primavera 2025		Verão 2025	
P1	0,06±0,06	P1	0,19±0,11	P1	0,51±0,06	P1	0,89±0,17
P2	0,32±0,06	P2	0,25±0,13	P2	5,16±0,98	P2	1,02±0,25
P3	0,38±0,00	P3	0,19±0,00	P3	1,91±0,19	P3	1,53±0,00
P4	0,89±0,06	P4	0,32±0,06	P4	1,02±0,25	P4	1,59±0,17
P5	0,45±0,06	P5	0,00±0,00	P5	0,13±0,06	P5	1,21±0,17
P6	1,27±0,06	P6	0,57±0,11	P6	0,19±0,00	P6	1,93±0,07
Valor de referência para rios de grandes dimensões	1.10 (µg/L)		Bom/ Razoável	7.83 (µg/L)			

A concentração de clorofila *a* esteve abaixo do valor de referência ou ligeiramente perto desse valor, em todos os locais, considerando a tipologia de grandes rios, embora esse não se enquadre na tipologia de massa de água da ribeira da Asprela. Contudo, mesmo que os valores de clorofila obtidos sejam reduzidos, eles apresentaram variações. Na primavera e no verão, a média das concentrações de clorofila (1,49 µg/L e 1,36 µg/L respetivamente) foi superior às concentrações dos restantes períodos. As variações na concentração de clorofila devem-se essencialmente à concentração excessiva de nutrientes (azoto e fósforo), temperatura e transparência da água. Ao longo de todas as estações, as concentrações dos nitratos e de azoto foram sempre elevadas. Contudo, apesar do valor elevado deste nutriente, a concentração de clorofila não foi proporcional à concentração de nitratos. Já a tendência da concentração de clorofila e a concentração de fosfatos foram semelhantes, essencialmente no verão, com valores mais elevados na generalidade dos pontos. Embora haja exceções, o fósforo é comumente caracterizado como o principal nutriente limitante da produção primária de fitoplâncton em ambientes de água doce, já o azoto está normalmente associado a ambientes marinhos (Howarth et al., 2021). Isto acontece porque normalmente a concentração de fósforo é mais limitada, dependendo da degradação de matéria orgânica, e não tão comum como a presença de azoto. Por essa razão, ambientes de água doce têm um maior crescimento de fitoplâncton quando há presença pontual de fósforo, em comparação com uma concentração contínua de azoto, algo observado neste trabalho. É também possível visualizar que as concentrações de clorofila são menores no inverno, podendo dever-se essencialmente à média de temperatura mais baixa, rondando os 13,2 °C. Já na primavera e no verão, o aumento de temperatura conciliado com os valores de fosfato anteriormente referidos pode ter

potenciado o aumento da concentração de fitoplâncton e consequentemente maiores concentrações de clorofila. Outro fator que tem influência no aumento da concentração de clorofila é a exposição solar. O local P6 é dos locais com maior exposição solar e menor coberto arbóreo sobre a ribeira, tendo sido registadas as maiores concentrações de clorofila no outono, inverno e verão comparativamente aos outros locais de amostragem.

A Tabela 11 apresenta a média dos resultados dos elementos da DQA analisados ao longo dos períodos de amostragem nos locais de P1 a P6, de modo a determinar o estado ecológico da água da ribeira de Asprela, no período total do estudo.

Tabela 11 - Estado ecológico da ribeira da Asprela. Elementos da DQA analisados (pH, temperatura da amostra (T), condutividade (Cond.), oxigénio dissolvido (O₂), carência bioquímica em oxigénio aos 5 dias (CBO₅), sólidos suspensos totais (SST), fosfato (PO₄), fósforo total (PO₄-P), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), azoto amoniacal (NH₄), IPTtIN expresso em Rácio de Qualidade Ecológica (RQE) e clorofila *a*), e respetivos valores de referência e fronteiras de qualidade.

			Mediocre/Mau	Razoável/ Medíocre	Bom/ Razoável	Excelente/ Bom
Físico-Químicos	pH	7,41 ± 0,29	-	-	6,00 -9,00	6,50 - 8,50
	T °C	17,44 ± 2,61	-	-	6,50 - 25,50	-
	Cond. (mg/L)	346,75 ± 35,33	-	-	250,00	-
	O ₂ (mg/L)	8,79 ± 0,88	-	-	6,00	8,00 - 12,00
	O ₂ (%)	94,12 ± 5,65	-	-	70,00 - 125,00	80,00 - 115,00
	CBO ₅ (mg/L)	1,12 ± 0,66	-	-	4,00	3,00
	SST (mg/L)	22,99 ± 5,30	-	-	25,00	12,50
	PO ₄ (mg/L)	0,32 ± 0,21	-	-	0,20	0,10
	PO ₄ -P (mg/L)	0,10 ± 0,07	-	-	0,10	0,05
	NO ₂ (µg/L)	0,22 ± 0,11	-	-	0,20	0,01
	NH ₄ (mg/L)	0,24 ± 0,31	-	-	0,40	0,20
	NO ₃ (mg/L)	41,94 ± 14,64	-	-	10,00	5,00
Biológicos	IPTtIN	0,34 ± 0,05	0,22	0,44	0,68	0,87
	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0,92 ± 1,06	-	-	7,83	-
	Estado Ecológico	Medíocre				

Depois de um período de amostragem de um ano, em seis locais ao longo do seu percurso no Parque Central da Asprela, a massa de água da ribeira da Asprela foi classificada com um estado ecológico medíocre. A recuperação do parque da Asprela em 2020 teve no seu plano de trabalhos a reabilitação da ribeira da Asprela com recurso a soluções de base natural, de forma a promover diferentes funções ecológicas, como melhoria da qualidade da água, aumento da biodiversidade e regulação da temperatura. Contudo, e por estar inserido em contexto urbano, o objetivo prioritário desta recuperação foi o controlo ativo de cheias, de forma a mitigar os custos económicos e sociais associados (Silva, 2018).

Por não haver dados anteriores dos elementos avaliados neste trabalho, não é possível elaborar uma comparação da melhoria do estado ecológico da ribeira da Asprela. Contudo, o facto de se ter obtido uma classificação final do estado ecológico de Mediocre, reflete que há perturbações na qualidade deste curso de água. A contaminação subterrânea por águas residuais, a variação de caudal, principalmente a sua redução no verão, a artificialização das margens e leito em determinados troços e a falta de manutenção da vegetação que cresce dentro da própria ribeira, acabando por a cobrir na sua totalidade, são fatores que podem estar a contribuir para a degradação do estado ecológico da água da ribeira da Asprela.

4.2 Solo

4.2.1 Análise do solo no parque

Os resultados obtidos da determinação dos diferentes parâmetros do solo foram expostos em mapas de gradientes (figuras 14 a 17). Nestes mapas, pode também observar-se o resultado da análise de variância (ANOVA, $p < 0,05$) a cada um dos parâmetros do solo ao longo do parque.

O parâmetro humidade do solo foi determinado na amostra total (figura 14) e pode observar-se uma variação entre 14% e 34%. As zonas de maior retenção de água são coincidentes com as secções centrais do parque e os valores mais baixos na periferia.

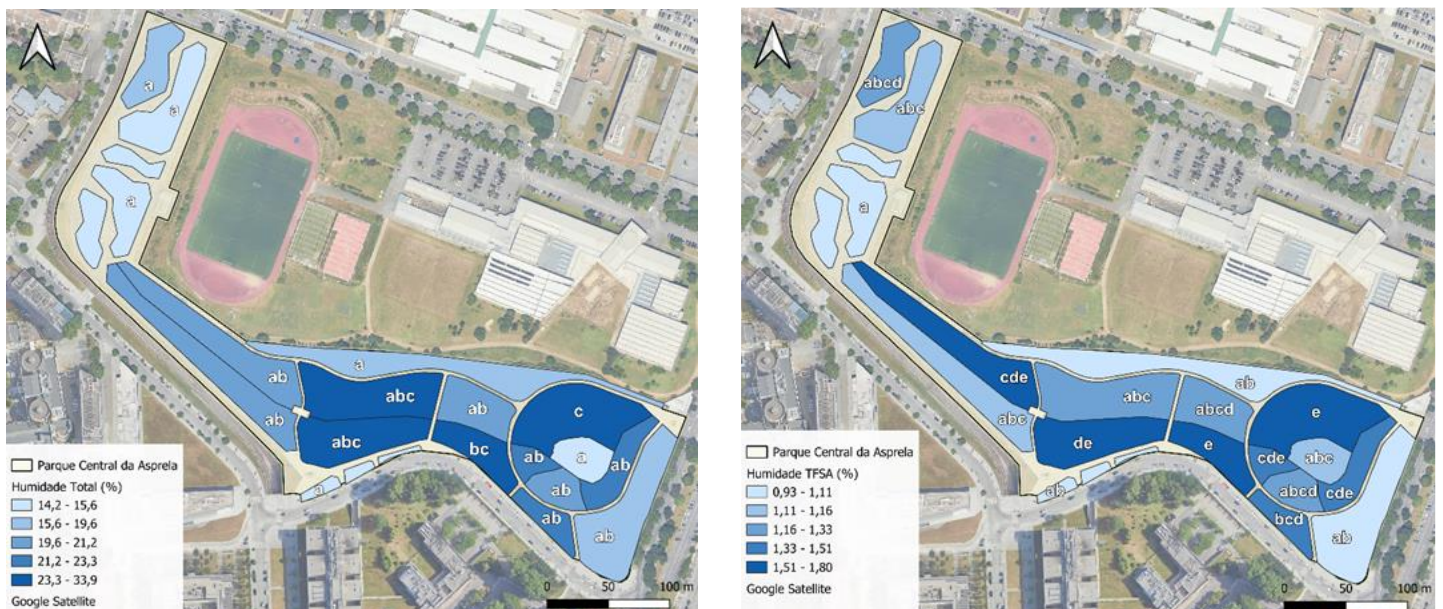


Figura 14 – Gradientes de percentagem de humidade total do solo (esquerda) e humidade da TFSA (direita) registados nas amostras recolhidas das diferentes áreas do parque central da Asprela. Cores mais escuras correspondem a percentagem de humidade superiores e cores mais claras a percentagens inferiores. Letras diferentes representam diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros quantificados a um $p < 0,05$ após aplicação de teste post-hoc de Tukey

A maior densidade do coberto arbóreo, associada ao aumento do sombreamento, à deposição de matéria orgânica e à decomposição mais lenta, pode explicar o padrão observado. A proximidade à ribeira da Asprela também contribui para a maior concentração de água no solo. De facto, na zona central do parque, onde a ribeira se encontra a céu aberto, predomina vegetação ripícola composta por árvores bem desenvolvidas. A presença da massa de água e da galeria ripícola cria uma área húmida que potencia a manutenção da humidade do solo elevada e reduz a exposição direta à radiação solar. Em contraste, as zonas periféricas, que apresentam menor percentagem de humidade no solo, são caracterizadas por uma cobertura rasteira, constituída maioritariamente por gramíneas e herbáceas, além de árvores jovens introduzidas durante a recuperação do parque. Particularmente na área mais a oeste do parque, próxima à linha do metro e onde a ribeira está canalizada, foram registados os menores valores de humidade no solo. Esta área corresponde a um espaço aberto, com vegetação arbórea escassa constituída por exemplares de pequeno porte muito dispersos. Estudos como o de Lozano-Parra et al. (2018), onde foi estudada a influência da humidade do solo e cobertura vegetal na temperatura do solo em regiões mediterrâneas, demonstram que a cobertura vegetal atua como barreira contra a radiação solar direta, contribuindo para a manutenção da humidade do solo e para temperatura mais baixa.

No entanto a retenção de água no solo é também influenciada pela textura e estrutura do solo e pela percentagem de matéria orgânica (Rajkai et al., 2015). As árvores presentes na galeria ripícola da ribeira da Asprela enriquecem o solo com matéria orgânica, principalmente através da queda das folhas, aumentando a capacidade de retenção hídrica (Lal, 2020). Também, solos de textura mais fina ou ricos em matéria orgânica apresentam maior superfície específica, o que favorece a adsorção de água pelas partículas (Botelho da Costa et al., 2012).

A análise da perda adicional de água nas amostras de terra fina seca ao ar (TFSA), revelou que áreas com maior humidade total no solo apresentam também maior perda nesta fração. Contudo, em algumas zonas com valores totais de percentagem de água no solo semelhante, observam-se diferenças significativas na água removida da TFSA. Esta água removida a alta temperatura corresponde à água fortemente adsorvida às partículas, indicando maior capacidade de retenção e sugerindo zonas com textura do solo mais fina.

Relativamente à determinação do pH do solo, foi efetuada através da extração com água, que indica a acidez real, e com solução de KCl, que indica a acidez potencial

ou de troca. A capacidade do solo de resistir a variações de pH após adição de soluções ácidas ou alcalinas, é denominada capacidade tampão do solo (Kissel et al., 2012). Neste estudo, essa característica do solo é evidenciada pela diferença entre os valores de pH obtidos em água e em KCl.

Os valores de acidez real do solo variaram entre 5,8 e 7,2, classificando o solo do parque como moderadamente ácido a neutro (figura 15). Esta faixa de valores encontra-se no intervalo ótimo para o desenvolvimento da vegetação e biodisponibilidade de nutrientes.

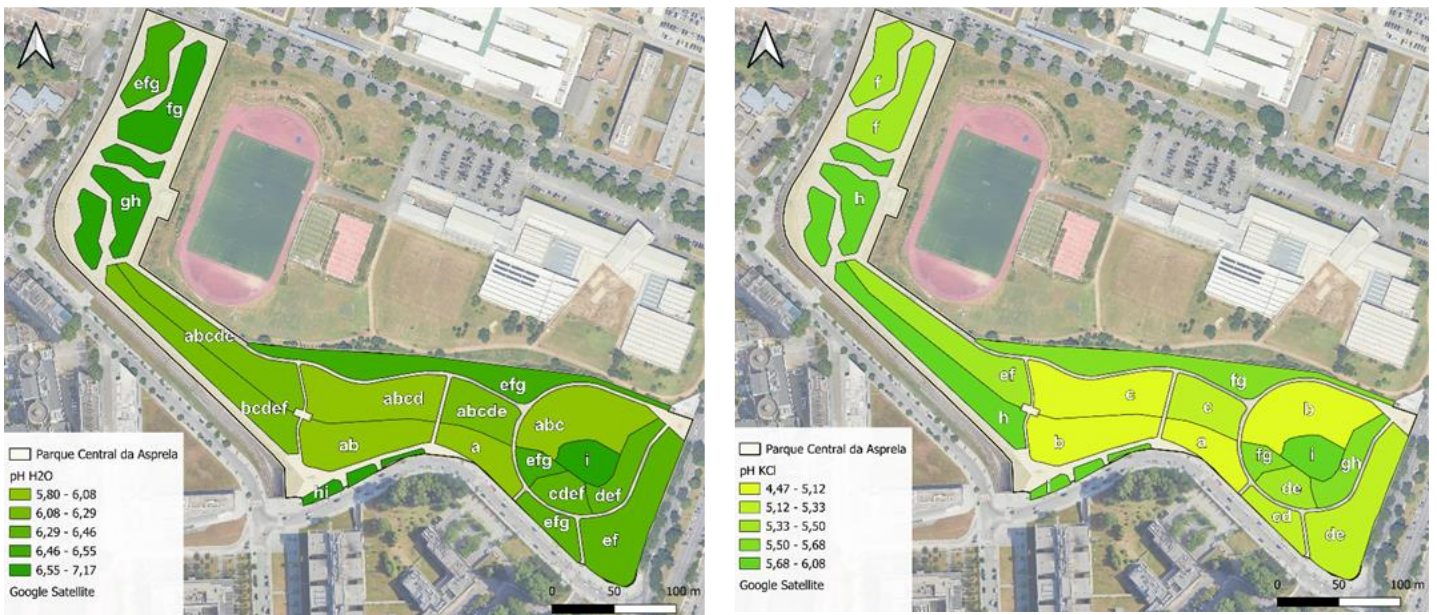


Figura 15- Gradientes de pH em água (esquerda) e pH em cloreto de potássio (direita) registados nas amostras recolhidas das diferentes áreas do parque central da Asprela. Cores mais escuras correspondem a percentagens de superiores e mais claras a percentagens inferiores. As diferentes letras representam diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros quantificados a um $p < 0,05$ após aplicação de teste post-hoc de Tukey.

Os valores mais baixos foram observados na zona central do parque, onde a retenção de água no solo é maior e a cobertura arbórea é mais densa. Burghardt (2024), num estudo de avaliação de diferentes solos urbanos na Alemanha, encontrou valores de pH em dois parques urbanos compreendidos entre 5 e 7,4, uma faixa semelhante ao observado no parque da Asprela. As amostras recolhidas debaixo de coberto arbóreo também apresentaram pH ligeiramente mais ácido. A presença de carbono orgânico do solo, um dos principais constituintes da matéria orgânica do solo também foi determinada nesse trabalho, tendo sido também superior em zonas sob árvores (Burghardt, 2024).

Áreas com maior cobertura vegetal tendem a acumular mais matéria orgânica no solo devido à decomposição de componentes vegetais que caem, como folhas ou ramos. No processo de humificação da matéria orgânica, existe a formação de ácidos

húmicos e fúlvicos que contêm grupos funcionais ácidos que podem libertar iões H^+ para a solução do solo (Botelho da Costa et al., 2012). Também, uma maior percentagem de água no solo pode potenciar a lixiviação de catiões básicos, aumentando a predominância de iões H^+ e Al^{3+} (Botelho da Costa et al., 2012).

Os valores de pH em KCl, estão compreendidos entre 4,5 e 6,1, indicando que os solos apresentam um bom poder tampão. O menor poder tampão foi observado nas zonas oeste do parque onde coincidem os menores valores de humidade e vegetação de cobertura rasteira, muito diferente do observado no resto do parque.

A percentagem de matéria no solo do parque variou entre 4,2 e 9,2 %, verificando-se uma clara distinção entre zonas centrais, com denso coberto arbóreo, mais ricas em matéria orgânica e zonas da periferia, com menor densidade vegetal e solo mais exposto, com valores inferiores (figura 16).



Figura 16 - Gradientes de percentagem de matéria orgânica registados nas amostras recolhidas das diferentes áreas do parque central da Asprela. Cores mais escuras correspondem a percentagem de superiores de M.O. e mais claras a percentagens inferiores. As diferentes letras representam diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros quantificados a um $p < 0,05$ após aplicação de teste pós-hoc de Tukey.

Claramente existe uma relação entre a percentagem de matéria orgânica, o teor de água no solo e cobertura vegetal arbórea, e negativa com o pH.

Os valores da condutividade elétrica indicam que os solos do parque são não salinos, variando entre 25,3 $\mu S/cm$ e 109,1 $\mu S/cm$. Estes valores são inferiores ao valor de referência de 700 $\mu S/cm$ para solos localizados a menos de 30 metros de uma massa de água superficial (APA, 2022). Contudo, é notória a variação de condutividade entre as diferentes secções amostradas, uma variação consistente com os padrões encontrados nos outros parâmetros avaliados.



Figura 17 - Gradientes de percentagem de condutividade registados nas amostras recolhidas das diferentes áreas do parque central da Asprela. Cores mais escuras correspondem a percentagens de superiores de condutividade e mais claras a percentagens inferiores. As diferentes letras representam diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros quantificados a um $p < 0,05$ após aplicação de teste pós-hoc de Tukey.

Os valores de condutividade mais elevados foram observados em zonas com pH do solo mais baixo, já que solos ácidos favorecem a troca de iões salinos, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} , aumentando a concentração destes sais em solução e, conseqüentemente, a condutividade elétrica (Han et al., 2018). Por sua vez, esses solos com pH mais baixo apresentaram maior teor de matéria orgânica, que além de contribuir para a acidificação, promove a maior retenção de água, que aumenta a solubilidade e mobilidade dos sais no solo, elevando a condutividade elétrica (Abu-Hamdeh & Reeder, 2000).

Os resultados dos parâmetros do solo analisados mostram que a interação entre coberto vegetal, matéria orgânica e humidade influencia a variabilidade espacial do pH e da condutividade elétrica no parque da Asprela.

4.2.2 Solo - margens

Foi efetuada uma análise sazonal ao solo das margens da ribeira da Asprela, concomitante com a amostragem da água para avaliar se existiriam alterações sazonais em parâmetros semelhantes aos quantificados na água (condutividade elétrica, humidade, pH, nutrientes) assim como na composição elementar inorgânica.

De forma a melhor interpretação de tendências, foi feita uma média entre os valores da margem esquerda e direita, sendo por isso os valores apresentados por estação do ano e pelos respetivos pontos de amostragem que serviram de base para amostragem da qualidade da água da ribeira. No caso de alguns elementos da

composição elementar do solo (Cr, Cu, Zn, Pb) e condutividade, os seus valores foram comparados com os limites em vigor definidos pela APA no guia técnico para solos contaminados. Os dados obtidos nos restantes elementos, por não terem valores de referência legislados, foram comparados com resultados obtidos por outros autores e valores padrão em conformidade dentro da comunidade científica.

Tabela 12 – Valores médios dos parâmetros do solo analisados nas diferentes áreas de amostragem (P1-P6) nas quatro estações do ano (Out – outono; Inv-inverno; Pri – primavera; ver – verão). Condutividade elétrica (Cond.). Humidade (Hum.). Matéria orgânica (M.O.). Nitrato (NO₃). Nitrito (NO₂). Azoto amoniacal (NH₄).

Estação	Ponto	Cond. (mS/cm)	Hum. (%)	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	M.O. (%)	NO ₂ (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)	NH ₄ (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₃ (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)
Out	P1	49,07	3,09	7,74	6,89	4,74	0,35	0,11	0,21	0,17	5,45	1,25
	P2	109,98	5,83	6,44	5,58	10,03	0,35	0,11	0,48	0,38	23,50	5,35
	P3	41,38	5,65	6,07	4,85	7,79	0,21	0,07	0,23	0,18	8,20	1,85
	P4	29,68	4,55	6,23	5,55	6,22	0,27	0,08	0,37	0,29	4,85	1,10
	P5	57,49	8,84	6,42	5,59	8,37	0,29	0,09	0,22	0,17	12,40	2,80
	P6	30,05	2,82	6,54	5,53	4,85	0,28	0,08	0,23	0,17	4,90	1,10
Inv	P1	55,43	1,79	7,20	6,31	5,16	0,31	0,09	0,17	0,13	5,30	1,25
	P2	49,27	1,83	6,39	5,60	6,39	0,26	0,08	0,20	0,16	5,95	1,35
	P3	64,03	3,12	5,24	4,57	9,91	0,19	0,06	0,35	0,28	10,05	2,25
	P4	35,63	1,86	6,19	5,32	5,91	0,31	0,09	0,16	0,13	6,35	1,40
	P5	35,77	3,43	6,26	5,49	7,03	0,31	0,09	0,21	0,16	7,05	1,60
	P6	27,96	2,08	6,35	5,59	5,71	0,32	0,10	0,26	0,20	5,45	1,25
Pri	P1	57,88	1,03	7,83	6,69	4,95	0,14	0,04	0,93	0,73	<0,50	<0,50
	P2	33,71	1,16	6,94	5,10	5,69	0,24	0,07	0,25	0,20	<0,50	<0,50
	P3	48,48	2,64	6,79	5,70	11,14	0,22	0,07	0,62	0,48	6,55	1,45
	P4	29,74	1,90	6,77	5,39	7,53	0,19	0,06	0,29	0,22	<0,50	<0,50
	P5	25,21	1,50	6,48	4,89	5,86	0,23	0,07	0,34	0,26	<0,50	<0,50
	P6	24,96	1,39	6,61	5,21	5,94	0,22	0,07	0,31	0,23	<0,50	<0,50
Ver	P1	62,08	1,15	6,77	6,29	5,88	0,22	0,07	0,38	0,30	3,55	0,95
	P2	63,73	1,74	6,14	5,46	8,13	0,28	0,09	0,36	0,28	0,80	0,40
	P3	70,08	1,92	5,12	4,33	8,40	0,20	0,06	0,58	0,45	5,85	1,30
	P4	45,55	1,47	6,63	4,86	6,10	0,22	0,07	0,20	0,15	1,45	0,50
	P5	64,10	1,98	6,45	5,12	8,15	0,24	0,07	0,30	0,23	2,35	0,70
	P6	67,99	1,48	6,56	5,44	6,13	0,23	0,07	0,42	0,33	2,85	0,80

A condutividade elétrica dos solos da margem variou entre 24,96 µS/cm no ponto P6 na primavera e 109,98 µS/cm, no ponto P2 no outono. A percentagem de água na terra fina seca ao ar apresentou uma tendência nos seus valores a decrescer gradualmente desde o outono até o verão, com os pontos P3 e P5 a registarem maiores valores de retenção hídrica. Estes pontos coincidem com zonas do parque onde se observam valores mais elevados de matéria orgânica no solo, o que pode contribuir para a maior retenção de água. Estes valores também podem sugerir diferenças na textura do solo das margens, sendo provável que, nestes pontos, o solo apresente uma granulometria mais fina e por isso favoreça a adsorção de água pelas partículas coloidais.

O pH do solo das margens variou entre os valores mínimos de 5,2 e 5,1 no ponto P3 no inverno e verão, respetivamente; e o valor máximo de 7,8 obtido no ponto P1 na primavera. Este último ponto manteve-se como o local com pH mais elevado ao longo das restantes estações, estando inserido numa zona do parque onde também se verificaram valores mais elevados do pH do solo. Relativamente à acidez potencial, verificou-se em alguns pontos, valores de pH próximos de 4, indicando a presença de acidez trocável que pode prejudicar o crescimento vegetal ao contribuir para a redução da biodisponibilidade de nutrientes e favorecer a lixiviação de catiões básicos (Botelho da Costa et al., 2012).

Os valores da percentagem de matéria orgânica nos solos das margens da ribeira apresentaram uma tendência inversa ao pH, sendo mais elevados nos locais com pH mais ácido, o que está de acordo com a literatura que associa solos mais ácidos a maior acumulação de matéria orgânica devido à menor taxa de decomposição microbiana (Botelho da Costa et al., 2012).

Relativamente à concentração de nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-) e amónia (NH_4^+) no solo, verificou-se que nos meses de outono e inverno registaram-se valores muito mais elevados de NO_3^- e mais elevados de NO_2^- no solo comparativamente com os meses de primavera e verão (tabela 12). Esta tendência foi inversa ao registado para a concentração de NH_4^+ no solo das margens.

As concentrações médias de NO_2^- variaram entre 0,292 mg/L no outono e 0,292 mg/L na primavera; de NO_3^- entre 9,88 mg/L no outono e 1,43 mg/L na primavera; e de NH_4^+ entre 0,46 mg/L na primavera e 0,23 mg/L no inverno. Na primavera, os valores de concentração registados para o NO_3^- foram uniformes em todos os pontos de amostragem (0,40 mg/L), exceto no ponto P3, o que pode indicar que os valores nos restantes pontos estavam abaixo do limite de deteção do equipamento utilizado.

No Ponto P3 registaram-se valores de NO_3^- consistentemente elevados em todas as estações, o que poderá sugerir um local de nitrificação favorecido, onde ocorre a transformação de NH_4^+ em NO_3^- , decorrente da mineralização da matéria orgânica. Esta hipótese é reforçada pelos teores elevados de matéria orgânica registados neste ponto, em comparação com os restantes.

A avaliação estatística da influência da estação do ano, local de amostragem e margens nos resultados obtidos pode ser observada na tabela 13. Todos os parâmetros apresentam diferenças significativas entre estações e locais, o que indica forte

heterogeneidade espacial ao longo do ano e ao longo da ribeira. Em contrapartida, não se verificam diferenças significativas entre margens.

Tabela 13 - Análise estatística dos efeitos das estações do ano (E), dos locais de amostragem ao longo da ribeira (L) e da posição da margem (P) sobre cinco parâmetros do solo: CE (condutividade elétrica), Hum. TFSA (humidade determinada na terra fina seca ao ar), pH (H₂O), pH (KCl) e M.O. (matéria orgânica). Foram aplicados modelos lineares generalizados (GLM) e testes de efeitos principais e interações (E, L, P, E×L, E×P, L×P), com valores de significância (p). À direita, os mapas de cores representam os resultados do teste pós-hoc de Bonferroni, indicando diferenças entre estações (Out, Inv, Pri, Ver) e entre locais (P1–P6).

Solo	Testes de efeitos do modelo						Estação (E)				Local (L)					
	E	L	P	E x L	E x P	L x P	Out	Inv	Pri	Ver	P1	P2	P3	P4	P5	P6
CE	<0,001	<0,001	0,072	<0,001	<0,001	<0,001										
Hum. TFSA	<0,001	<0,001	0,062	<0,001	0,009	0,168										
pH (H ₂ O)	<0,001	<0,001	0,357	<0,001	0,093	<0,001										
pH(KCl)	<0,001	<0,001	0,837	<0,001	0,008	<0,001										
M.O.	0,007	<0,001	0,655	<0,001	<0,001	<0,001										

A interação entre os fatores estação do ano e local são significativas ($p < 0,001$), sugerindo que o nível de variação sazonal depende do local de amostragem. No que respeita à interação com as margens, apesar de os valores médios globais da margem direita e esquerda não diferirem significativamente, observa-se que estas apresentam interação significativa com a estação e o local para todos os parâmetros, à exceção do pH (H₂O) para a estação. Esta observação indica que a resposta sazonal destes parâmetros difere entre margens e que a diferença entre margens não é uniforme ao longo dos locais.

Verifica-se que a CE tende a ser mais elevada no verão (Ver) e mais baixa na primavera (Pri). A humidade é maior no outono e menor na primavera/verão, relacionado com a época dominante de ocorrência de precipitação. O pH em H₂O e em KCl apresenta uma variação sazonal com tendência para valores mais altos no outono, enquanto a M.O. mostra diferenças menos marcadas, com um ligeiro aumento no verão e no outono.

Na composição elementar do solo das margens, o Fe, K, Ca e Ti encontram-se em maior concentração, no entanto, o valor destes elementos está dentro da gama de valores normalmente registados em solo. Dentro dos elementos potencialmente tóxicos como o Cr, Cu, Zn e Pb, não foi observado nenhum tipo de contaminação, sendo a sua concentração muito inferior ao respetivo valor de referência (tabela 14). Pela análise da Tabela 14 é possível observar que as concentrações de K, Rb e Ta apresentam baixo coeficiente de variação entre os locais. Já as concentrações de Cr, Cu e Zn têm elevado coeficiente de variação entre os diferentes pontos, contudo não existe tendências relevantes.

Tabela 14 - Valores médios da composição elementar inorgânica do solo em ppm medido por XRF, nas diferentes áreas de amostragem (P1-P6) nas quatro estações do ano (outono (Out); inverno (Inv); primavera (Pri); verão (Ver)). Cromo (Cr). Cobre (Cu). Zinco (Zn). Chumbo (Pb). Potássio (K). Cálcio (Ca). Titânio (Ti). Manganês (Mn). Ferro (Fe). Rubídio (Rb). Estrôncio (Sr). Zircônio (Zr). Tântalo (Ta). Coeficiente de variação (CV). Valores a negrito representam valores de coeficiente de variação superior a 10%..

Estação	Ponto	Cr	Cu	Zn	Pb	K	Ca	Ti	Mn	Fe	Rb	Sr	Zr	Ta
Outono	P1	0,012	0,003	0,012	0,006	2,541	0,463	0,524	0,039	3,033	0,032	0,010	0,024	0,004
	P2	0,005	0,009	0,045	0,012	2,712	0,727	0,407	0,059	2,917	0,029	0,009	0,019	0,005
	P3	and	0,002	0,017	0,008	2,665	0,347	0,402	0,031	2,732	0,028	0,007	0,019	0,004
	P4	0,004	0,003	0,019	0,010	2,704	0,403	0,350	0,021	1,900	0,026	0,011	0,018	0,004
	P5	and	0,005	0,030	0,009	2,746	0,539	0,413	0,037	2,250	0,028	0,009	0,024	0,004
	P6	0,006	0,003	0,015	0,008	2,736	0,449	0,345	0,027	2,130	0,026	0,010	0,016	0,004
CV %		53,4	63,8	53,5	23,1	2,8	27,3	15,9	37,1	18,6	8,5	14,5	16,1	10,3
Inverno	P1	0,007	0,002	0,013	0,007	2,654	0,465	0,379	0,033	2,403	0,028	0,008	0,018	0,003
	P2	0,005	0,004	0,021	0,011	2,774	0,435	0,401	0,035	2,568	0,030	0,008	0,019	0,004
	P3	and	0,002	0,009	0,005	2,584	0,257	0,439	0,028	2,026	0,026	0,007	0,022	0,003
	P4	0,005	0,003	0,020	0,012	2,852	0,424	0,335	0,022	1,857	0,026	0,010	0,017	0,004
	P5	0,005	0,003	0,022	0,008	2,617	0,442	0,408	0,032	2,286	0,026	0,008	0,023	0,004
	P6	0,006	0,003	0,018	0,009	2,738	0,495	0,347	0,033	2,107	0,027	0,010	0,017	0,004
CV %		23,1	31,3	30,2	29,1	3,8	20,0	10,2	16,0	11,8	5,2	14,2	13,3	8,0
Primavera	P1	0,013	0,002	0,012	0,006	2,678	0,486	0,428	0,043	2,715	0,031	0,009	0,019	0,004
	P2	0,008	0,003	0,021	0,009	2,824	0,298	0,408	0,035	2,614	0,031	0,008	0,018	0,004
	P3	0,006	0,009	0,049	0,012	2,798	0,728	0,443	0,062	2,885	0,028	0,009	0,020	0,005
	P4	and	0,004	0,029	0,009	2,994	0,502	0,417	0,037	2,183	0,029	0,009	0,023	0,004
	P5	0,004	0,003	0,018	0,010	2,994	0,320	0,334	0,020	1,852	0,027	0,010	0,017	0,004
	P6	0,006	0,003	0,016	0,008	2,782	0,376	0,370	0,031	2,245	0,026	0,008	0,018	0,003
CV %		47,4	65,9	56,1	21,1	4,4	35,2	10,2	37,6	16,0	7,8	9,4	10,9	9,5
Verão	P1	0,010	0,002	0,013	0,006	2,713	0,469	0,433	0,039	2,589	0,030	0,010	0,019	0,004
	P2	0,007	0,005	0,027	0,013	2,764	0,459	0,415	0,044	2,760	0,029	0,008	0,018	0,004
	P3	and	0,003	0,012	0,011	2,659	0,299	0,378	0,033	2,369	0,026	0,007	0,017	0,004
	P4	0,004	0,004	0,018	0,011	2,854	0,346	0,347	0,024	2,022	0,027	0,010	0,017	0,004
	P5	and	0,005	0,027	0,009	2,896	0,477	0,405	0,037	2,219	0,028	0,009	0,023	0,004
	P6	0,004	0,003	0,016	0,008	2,848	0,439	0,382	0,031	2,296	0,026	0,009	0,018	0,004
CV %		44,3	32,6	34,9	27,4	3,3	17,8	7,8	20,0	11,1	6,0	11,2	11,6	5,2
Valores de referência		70	92	290	120									

4.3 Ar

Para a análise dos parâmetros medidos na qualidade do ar do parque da Asprela, foi feita uma análise dos valores por estação (Figura 18) e por áreas (Figura 19), ambas em função da posição (exterior e interior).

Para os poluentes com valores de referência (PM₁₀, NO₂, O₃ e LAeq), na globalidade os resultados obtidos encontram-se abaixo dos seus valores de referência, com alguns valores pontuais que ultrapassam. Contudo, é possível observar diferenças entre estações, locais e posição. Pela análise da Tabela 15, a cor única no outono e no local A1 mostra que estes são estatisticamente diferentes dos restantes.

Os valores de temperatura e ozono foram mínimos no outono (Figura 18). Em contrapartida, a percentagem de humidade foi máxima nesta estação. Nestes períodos do ano, a exposição solar e a temperatura são menores, sendo estes responsáveis pela variação sazonal de ozono (de Leeuw et al., 2000; Lengyel et al., 2004). A formação de

ozono depende fortemente da radiação solar, pois ocorre a partir de reações fotoquímicas na presença de precursores como NO_2 . Essas reações são potenciadas por temperaturas mais elevadas, algo que vai de encontro ao observado neste trabalho (Figura 18), onde o verão, com temperaturas maiores, tem maior concentração de O_3 ; em sentido oposto, registou-se menor temperatura e menor concentração de O_3 no outono. Os compostos orgânicos voláteis também têm influência na formação de ozono, contudo, a sua concentração foi máxima no outono e inverno em que o ozono teve concentrações baixas. Em estações, com baixa temperatura e radiação solar, há favorecimento da formação de camadas de inversão térmica perto da superfície (Filella & Peñuelas, 2006). Estas camadas permitem a acumulação de COVs, impedindo a sua dispersão vertical na atmosfera e a formação de ozono, havendo por isso elevadas concentrações de COVs e baixas concentrações de ozono no outono e inverno, algo registado neste trabalho (Figura 18).

Em períodos mais húmidos a concentração de PM_{10} no ar tende a ser menor devido ao crescimento higroscópico que torna as partículas suspensas no ar mais densas levando à sua deposição (Liu et al., 2020; Zhao et al., 2021). As concentrações de PM_{10} determinadas neste trabalho foram máximas no verão possivelmente devido à baixa humidade que foi registada nessa estação. Já nas restantes estações, a concentração de PM_{10} é inferior, coincidindo com valores mais elevados de humidade.

Relativamente à média do nível sonoro contínuo equivalente, é possível observar que não apresenta variação sazonal. Uma vez que não houve alteração das fontes de ruído ao longo dos períodos de amostragem, seria esperável que houvesse uma certa tendência nos valores obtidos.

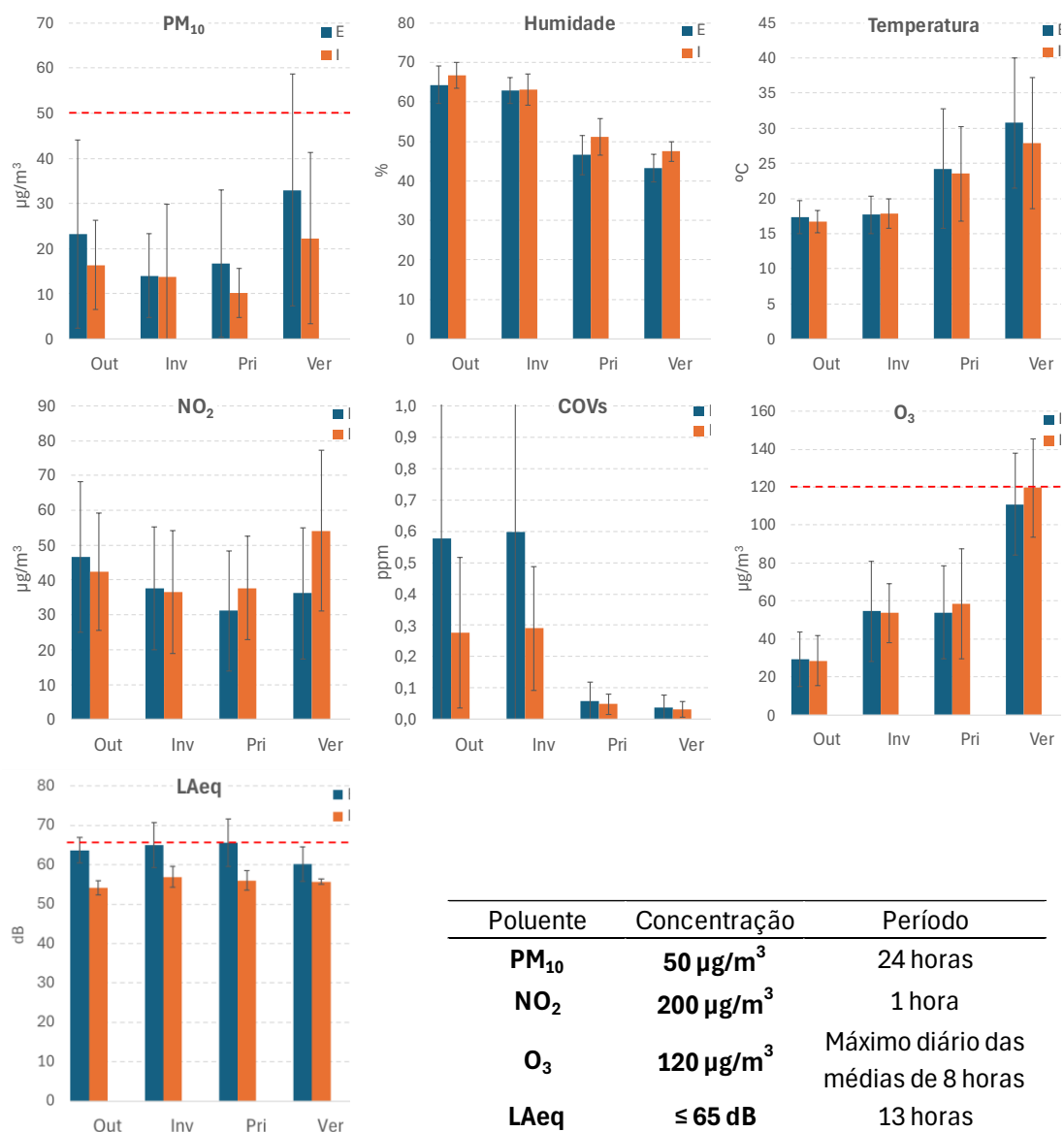


Figura 18 – Média e desvio-padrão dos valores de cada poluente do ar analisado nas quatro estações do ano (outono 2024 (Out), inverno 2025 (Inv), primavera 2025 (Pri), verão 2025 (Ver)) em função da posição de amostragem em cada área selecionada do parque (exterior (E) e interior (I)). Na tabela complementar estão descritos os poluentes com os respetivos valores limite em vigor até 2026 para a proteção da saúde humana de acordo com a Diretiva Europeia da Qualidade do Ar (Diretiva (UE) 2024/2881).

Em termos de locais avaliados, o local A1 é estatisticamente diferente dos restantes (Tabela 15). Neste local, as diferenças de valores em função da posição exterior e interior são, na maioria dos poluentes, mais acentuadas. Na posição A1.E as concentrações de PM₁₀, NO₂, COV's e LAeq foram as mais elevadas (Figura 19). Todos os locais exteriores (A1.E, A2.E, A3.E, A4.E) são caracterizados por estarem próximos de vias destinadas ao trânsito de veículos, contudo, o local A1.E situa-se no cruzamento de duas ruas principais com forte tráfego automóvel que poderá explicar essas concentrações de poluentes superiores.

A queima de combustível está diretamente associada à libertação de NO_x e compostos orgânicos voláteis, sendo estes dois responsáveis pela formação de ozono na presença de radiação solar (Carslaw et al., 2011; Fraser et al., 1999). Contudo, este movimento automóvel também pode estar associado à concentração de partículas em suspensão no ar. Estas partículas são compostas na sua maioria por carbono elementar e poluentes como NO_x e COVs que reagem e formam partículas secundárias (Alves et al., 2025; Dongarrà et al., 2010). A abrasão mecânica dos pneus para além de libertar uma mistura complexa de polímeros de borracha e metais pesados, também pode suspender partículas depositadas na estrada. Como para os restantes poluentes analisados, o tráfego automóvel também estará relacionado com os valores elevados de LAeq . O ruído automóvel está dividido em três componentes principais: ruído de propulsão, ruído de rolamento e ruído aerodinâmico (relevante em velocidades elevadas). Estas também se associam a outras fontes de ruído como buzinas, música alta ou componentes defeituosas como o escapamento. Estudos mostram que todas estas formas de ruído podem perturbar a saúde humana a nível crónico, regulação hormonal ou distúrbios de sono. Ross et al. (2011) também encontrou uma forte correlação entre ruído, poluentes atmosféricos e o tráfego intenso de um local de Nova York.

A tendência da concentração de poluentes ser superior no exterior do parque, havendo uma melhoria da qualidade nos pontos interiores é transversal em todas as áreas e estações avaliadas (figura 18 e 19). Esta melhoria é essencialmente resultado da vegetação existente no parque. O efeito de parques urbanos e da vegetação que os constitui na melhoria da qualidade do ar nas cidades tem sido amplamente estudado por diversos autores. Estas estruturas têm influência positiva, não só no conforto térmico, como também na purificação do ar e redução do ruído urbano (Cohen et al., 2014).

Nos locais amostrados no interior do parque da Asprela, a temperatura do ar é inferior e a percentagem de humidade é superior (figura 19). A vegetação existente no parque absorve a radiação solar e proporciona sombreamento que reduz a temperatura, já a evapotranspiração das espécies vegetais aumenta a humidade do ar e reduz a sensação térmica através da transformação de energia solar em calor latente (Chang & Li, 2014).

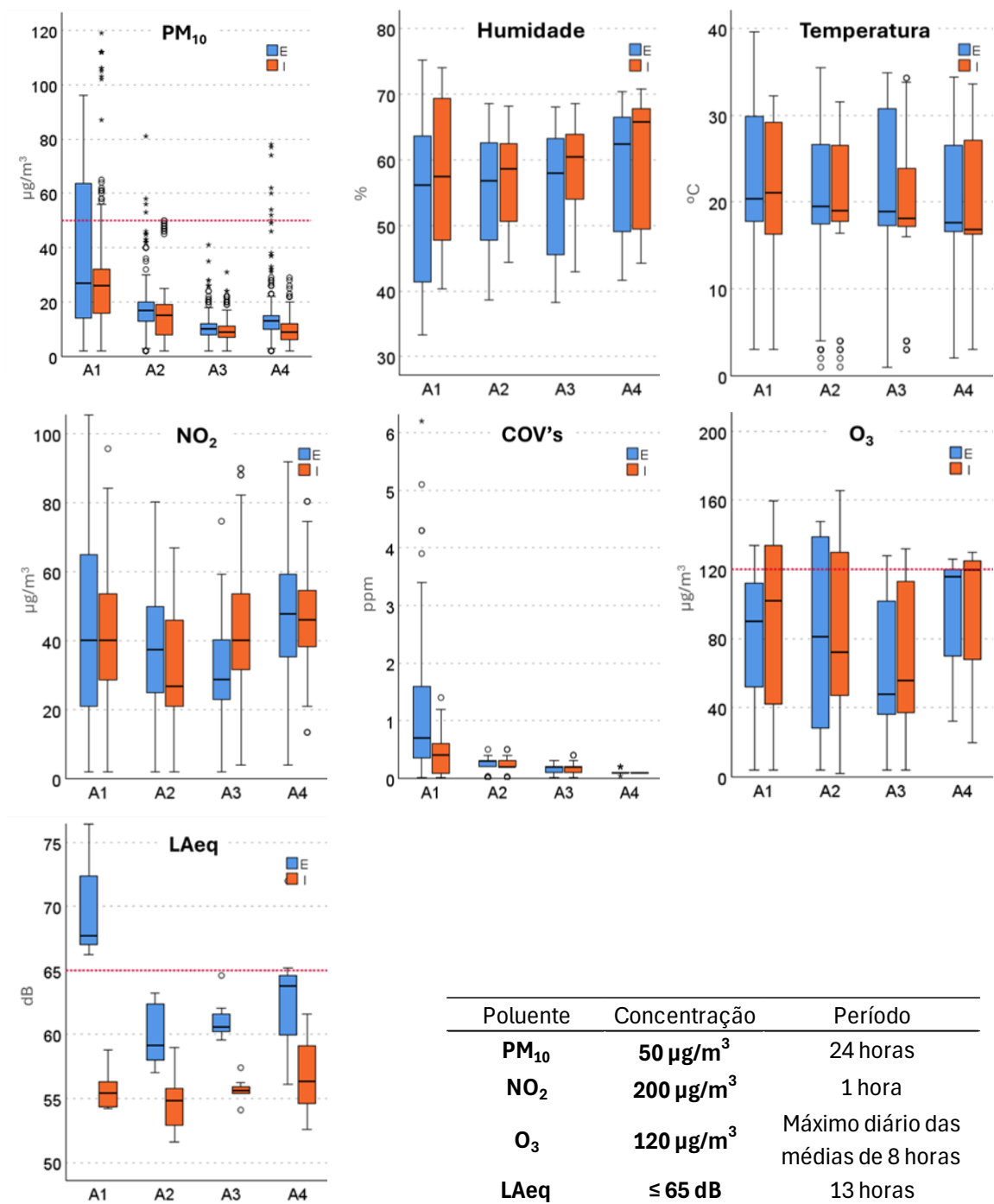


Figura 19 - Distribuição dos valores de cada poluente analisado na qualidade do ar ao longo das áreas (A1, A2, A3, A4) em função da posição (exterior(E) e interior(I)). Na tabela complementar estão descritos os poluentes com os respetivos valores limite em vigor até 2026 para a proteção da saúde humana de acordo com a diretiva europeia da qualidade do ar (Diretiva (UE) 2024/2881).

Como referido anteriormente, a concentração de PM₁₀ é fortemente influenciada pela presença de humidade no ar. Pela análise das figuras 18 e 19 a concentração de PM₁₀ também é inferior no interior do parque onde a umidade é superior, causando a deposição do material particulado. O choque do material particulado contra a vegetação também é um fator que permite a sua deposição (Yao et al., 2023).

No que diz respeito à concentração de O_3 , a tendência de valores em função da posição é inversa à dos restantes poluentes. O ozono, é caracterizado por ser formado longe da fonte emissora dos precursores que lhe dão origem (NO_2 e COVs). Na proximidade das fontes emissoras dos precursores o ozono é formado e degradado em simultâneo, acabando por ter menor concentração nesses locais. Neste trabalho, os pontos exteriores das áreas avaliadas têm maior libertação de NO_2 e COVs, resultando em concentrações de O_3 menores e maiores no interior do parque (figuras 18 e 19).

A ausência de folhas no coberto vegetal nos períodos de amostragem de outono e inverno poderia representar uma diminuição do efeito do parque na redução do ruído, mas tal não foi registado. Renterghem et al. (2015), na avaliação de diferentes soluções naturais para a redução do ruído, descreveram que o principal efeito das florestas na dispersão, proteção e absorção sonora se deve aos troncos das árvores, principalmente se estas estiverem distribuídas aleatoriamente e com alta densidade, algo característico do parque da Asprela. A presença de montículos de terra como na área A4 funciona de semelhante forma como barreira acústica.

Os resultados da análise estatística dos efeitos da estação do ano, do local de amostragem ao longo do parque e da posição relativa (interior vs exterior) e suas interações, para os parâmetros da qualidade do ar podem ser observados na tabela 15. Todos os parâmetros avaliados apresentam diferenças significativas entre estações, locais e posição de amostragem, sugerindo heterogeneidade espacial da qualidade do ar no parque e que a proximidade à periferia pode influenciar a mesma.

Tabela 15 - Análise estatística dos efeitos das estações do ano (E), dos locais de amostragem ao longo do parque (L) e da posição de amostragem (interior vs periferia) sobre cinco parâmetros de qualidade do ar: PM_{10} , NO_2 , O_3 , COVs LAeq (nível sonoro contínuo equivalente) e fatores meteorológicos: temperatura e humidade relativa. Foram aplicados modelos lineares generalizados (GLM) e testes de efeitos principais e interações (E, L, P, E×L, E×P, L×P), com valores de significância (p). À direita, os mapas de cores representam os resultados do teste pós-hoc de Bonferroni, indicando diferenças entre estações (Out, Inv, Pri, Ver) e entre locais (A1–A4).

AR	Testes de efeitos do modelo						Estação (E)				Local (L)			
	E	L	P	E×L	E×P	L×P	Out	Inv	Pri	Ver	A1	A2	A3	A4
PM_{10}	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,03	<0,001								
NO_2	<0,001	<0,001	0,007	<0,001	<0,001	<0,001								
O_3	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,159	0,003								
COVs	<0,001	<0,001	0,02	<0,001	<0,001	<0,001								
LAeq	<0,001	<0,001	<0,001	0,038	0,001	<0,001								
HR	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001								
T	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001								

As interações entre os fatores: estação do ano x local e, entre local x posição de amostragem foram significativas ($p < 0,05$), sugerindo que a magnitude da variação

sazonal depende do local de amostragem, e que a diferença entre interior e exterior do parque pode ser condicionada pelo local específico de amostragem. Quanto à interação entre estação do ano x posição de amostragem no parque, esta também foi significativa para a maioria dos parâmetros, exceto para o O_3 , que não apresentou diferenças estatisticamente relevantes entre posições.

Observando os mapas de cor (tabela 15), verifica-se que globalmente PM_{10} , NO_2 , O_3 e $LAeq$ tendem a ser semelhantes entre as medições efetuadas no inverno e na primavera. Nas medições de verão, as concentrações de PM_{10} , NO_2 , O_3 e os valores de $LAeq$ e T foram tendencialmente mais elevados e de COVs e HR mais baixas. Os valores registados no outono foram significativamente distintos de todas as outras estações. Relativamente aos locais do parque, os valores médios de NO_2 e T são apenas estatisticamente diferentes no ponto A4, que se destaca por apresentar concentrações de PM_{10} , O_3 , $LAeq$ e HR distintas dos outros locais.

5 Conclusão

A avaliação do estado ecológico da massa de água da ribeira da Asprela, de acordo com os parâmetros definidos pela DQA, mostrou que esta sofre pressões antrópicas. Os valores de pH, temperatura e oxigénio dissolvido inseriram-se na classificação de Bom e Excelente. As concentrações de fósforo também apresentaram, maioritariamente, uma qualidade excelente durante o outono, inverno e primavera. Contudo, a concentração de nitratos ultrapassou o limite de referência para esta tipologia de massa de água, revelando um estado ecológico razoável. A avaliação global do estado ecológico com base na comunidade de macroinvertebrados bentónicos foi de medíocre em todos os pontos e períodos de amostragem, à exceção do local P5 no inverno, classificado como razoável. Na classificação final global, relativa a um ano de monitorização, a ribeira da Asprela foi classificada como medíocre. Esta classificação pode estar associada a possíveis impactos da contaminação antrópica no percurso subterrâneo da ribeira, assim como às variações sazonais de caudal, artificialização do leito e falta de manutenção da vegetação ripícola.

Relativamente ao solo, verificou-se que a zona central do parque, com maior cobertura arbórea, apresentava uma melhor qualidade do solo, como maior humidade, pH ligeiramente ácido, condutividade elétrica mais elevada e maior teor de matéria orgânica, comparativamente às áreas caracterizadas por vegetação rasteira e maior exposição solar. Isto pode estar relacionado com a presença da ribeira nestas zonas, assim como a sua galeria ripícola e a cobertura arbórea mais densa, que promovem a retenção de humidade e o aumento da matéria orgânica. Relativamente aos valores dos parâmetros analisados no solo das margens, os resultados indicam que a variabilidade dos parâmetros é influenciada pela estação do ano e pelo local de amostragem, enquanto a posição da margem tem efeito mais limitado. As interações significativas sugerem que os efeitos não são independentes: a resposta sazonal varia conforme o local e, em alguns casos, conforme a margem. A comparação entre locais de amostragem mostrou que os valores obtidos no local P1 foram significativamente diferentes dos restantes. Entre estações, o outono e o inverno, na maioria dos parâmetros, também apresentaram valores significativamente diferentes. A percentagem de matéria orgânica apresentou valores mais constantes ao longo das estações.

No que diz respeito à qualidade do ar no parque urbano, é condicionada pela estação do ano, pelo local de amostragem e pela posição relativa à periferia, com interações significativas entre estes fatores. No entanto, os valores obtidos para os

poluentes analisados encontraram-se, na generalidade, abaixo dos limites de referência. Observou-se que tendencialmente o interior do parque apresentou valores mais baixos em comparação com o exterior, explicado pela presença do coberto arbóreo. No entanto, o local A1, situado junto a uma zona de tráfego intenso, destacou-se pelos valores mais elevados de PM_{10} , NO_2 , COVs e ruído ambiente.

Em síntese, dos três compartimentos ambientais avaliados no parque da Asprela, o estado ecológico da água é aquele que aparenta estar mais degradado. Os restantes elementos avaliados têm os seus valores abaixo dos limites legais ou dentro dos valores normalizados para ausência de perturbação. É então necessária a contínua monitorização da ribeira da Asprela, não só no percurso a céu aberto que atravessa o parque, mas também na sua secção subterrânea a montante de forma a perceber possíveis focos de contaminação antrópica e melhorar o seu estado ecológico. Este trabalho demonstrou que a monitorização integrada da água, solo e ar é importante para garantir a sustentabilidade ambiental do Parque da Asprela e para apoiar decisões de gestão que promovam a resiliência ecológica e a qualidade de vida da comunidade.

6 Referências Bibliográficas

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2011). Water quality indices based on bioassessment: The biotic indices. In *Journal of Water and Health* (Vol. 9, Issue 2, pp. 330–348). <https://doi.org/10.2166/wh.2011.133>
- Abdelkarim, M. (2020). Biomonitoring and bioassessment of running water quality in developing countries: A case study from Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46(4), 313–324. <https://doi.org/10.1016/J.EJAR.2020.11.003>
- Abu-Hamdeh, Nidal., & Reeder, Randall. (2000). Soil Thermal Conductivity Effects of Density, Moisture, Salt Concentration, and Organic Matter. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4), 1285–1290. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2000.6441285X;SUBPAGE:STRING:FULL>
- Accoroni, S., & Gaysina, L. A. (2024). Influence of pH on the Morphology and Cell Volume of Microscopic Algae, Widely Distributed in Terrestrial Ecosystems. *Plants* 2024, Vol. 13, Page 357, 13(3), 357. <https://doi.org/10.3390/PLANTS13030357>
- Adjovu, G. E., Stephen, H., & Ahmad, S. (2023). Spatiotemporal Variability in Total Dissolved Solids and Total Suspended Solids along the Colorado River. *Hydrology* 2023, Vol. 10, Page 125, 10(6), 125. <https://doi.org/10.3390/HYDROLOGY10060125>
- Adobati, F., & Garda, E. (2020). Soil releasing as key to rethink water spaces in urban planning. *City, Territory and Architecture* 2020 7:1, 7(1), 9-. <https://doi.org/10.1186/S40410-020-00117-8>
- Afonso, M., Marques, J., Carreira, P., Fonseca, P., Gomes, A., Fonseca, M., & Rocha, F. (2007). Uma abordagem geoambiental no estudo dos subterrâneos da cidade do porto: o caso do manancial de paranhos.
- Al-Kaisi, M. M., Lal, R., Olson, K. R., & Lowery, B. (2017). Fundamentals and Functions of Soil Environment. *Soil Health and Intensification of Agroecosystems*, 1–23. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805317-1.00001-4>
- Alves, C., Vicente, E. D., Nunes, T., Cipoli, Y., Charres, I., Yubero, E., Galindo, N., Ryšavý, J., & Leitão, A. (2025). Elemental and carbonaceous composition of PM10 and its oxidative potential in schools in Luanda. *Atmospheric*

Environment, 364, 121640.
<https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2025.121640>

Ansari, A. A., Gill, S. S., Khan, F. A., & Ansari, A. A. (2010a). Eutrophication: Threat to Aquatic Ecosystems. Eutrophication: Causes, Consequences and Control, 143–170. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9625-8_7

Ansari, A. A., Gill, S. S., Khan, F. A., & Ansari, A. A. (2010b). Eutrophication: Threat to Aquatic Ecosystems. Eutrophication: Causes, Consequences and Control, 143–170. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9625-8_7

APA. (2014). Programas de Monitorização. <https://apambiente.pt/dqa/programas-monitorizacao.html>

APA. (2019). Solos Contaminados - Guia Técnico Plano de amostragem e plano de monitorização do solo.

APA. (2021a). Critérios para a Classificação das Massas de Água.

APA. (2021b). Critérios para a monitorização das massas de água Critérios para a Monitorização das Massas de Água.

APA. (2021c). Lei da Água. <https://apambiente.pt/agua/lei-da-agua>

APA. (2021d). Partículas em suspensão (PM). <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/particulas-em-suspensao-pm>

APA. (2021e, February 6). Ruído ambiente. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/ruído-ambiente>

APA. (2021f, May 28). Prevenção da contaminação e remediação do solo. <https://apambiente.pt/avaliacao-e-gestao-ambiental/prevencao-da-contaminacao-e-remediacao-do-solo>

APA. (2021g, June 4). Qualidade do ar. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/qualidade-do-ar>

APA. (2021h, June 4). Qualidade do ar. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/qualidade-do-ar>

APA. (2021i, December 27). Compostos Orgânicos Voláteis (COV). <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/compostos-organicos-volateis-cov>

- APA. (2021j, December 27). Ozono (O3). <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/ozono-o3>
- APA. (2022). Solos Contaminados - Guia Técnico Valores De Referência Para O Solo.
- APA. (2023a). Guia Metodológico para a Definição de Regimes de Caudais Ecológicos.
- APA. (2023b). Relatório da Avaliação da Qualidade do Solo - Elementos orientativos.
- APA. (2023c, September 27). Ar e Ruído. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído>
- APA. (2024a). Planos de Gestão de Região Hidrográfica. <https://apambiente.pt/agua/planos-de-gestao-de-regiao-hidrografica>
- APA. (2024b, November 6). Planos de Gestão de Região Hidrográfica. <https://apambiente.pt/agua/planos-de-gestao-de-regiao-hidrografica>
- Arcangeli, G., Lulli, L. G., Traversini, V., De Sio, S., Cannizzaro, E., Galea, R. P., & Mucci, N. (2023). Neurobehavioral Alterations from Noise Exposure in Animals: A Systematic Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(1), 591. <https://doi.org/10.3390/IJERPH20010591/S1>
- Archaimbault, V., Usseglio-Polatera, P., Garric, J., Wasson, J., & Babut, M. (2010). Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 55(7), 1430–1446. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02281.x>
- Badamasi, H., Yaro, M. N., Ibrahim, A., & Bashir, I. A. (2019). Impacts of Phosphates on Water Quality and Aquatic Life. *Chemistry Research Journal*, 4(3), 124–133.
- Baird, Rodger., Eaton, A. D. ., Rice, E. W. ., & Bridgewater, Laura. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association.
- Bănăduc, D., Simić, V., Cianfaglione, K., Barinova, S., Afanasyev, S., Öktener, A., McCall, G., Simić, S., & Curtean-Bănăduc, A. (2022). Freshwater as a Sustainable Resource and Generator of Secondary Resources in the 21st Century: Stressors, Threats, Risks, Management and Protection Strategies,

- and Conservation Approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2022, Vol. 19, Page 16570, 19(24), 16570. <https://doi.org/10.3390/IJERPH192416570>
- Beleza, V. (2019). O Porto e a água: Parte XIV. <https://oportoeagua.blogspot.com/2019/01/parte-xiv.html>
- Bennett, J. W., & Inamdar, A. A. (2015). Are Some Fungal Volatile Organic Compounds (VOCs) Mycotoxins? *Toxins* 2015, Vol. 7, Pages 3785–3804, 7(9), 3785–3804. <https://doi.org/10.3390/TOXINS7093785>
- Berezina, N. (2001). Influence of ambient pH on freshwater invertebrates under experimental conditions. *Russian Journal of Ecology*, 32(5), 343–351. <https://doi.org/10.1023/A:1011978311733/METRICS>
- Bertilsson, S., & Jones, J. B. (2003). Supply of Dissolved Organic Matter to Aquatic Ecosystems: Autochthonous Sources. *Aquatic Ecosystems*, 3–24. <https://doi.org/10.1016/B978-012256371-3/50002-0>
- Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008a). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12), 2849–2861. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2008.03.018>
- Blöcher, J. R., Ward, M. R., Matthaei, C. D., & Piggott, J. J. (2020). Multiple stressors and stream macroinvertebrate community dynamics: Interactions between fine sediment grain size and flow velocity. *Science of The Total Environment*, 717, 137070. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137070>
- Borowiak, M., Borowiak, D., & Nowinski, K. (2020). Spatial Differentiation and Multiannual Dynamics of Water Conductivity in Lakes of the Suwałki Landscape Park. *Water* 2020, Vol. 12, Page 1277, 12(5), 1277. <https://doi.org/10.3390/W12051277>
- Bossa, R., Di Colandrea, M., Salbitani, G., & Carfagna, S. (2024). Phosphorous Utilization in Microalgae: Physiological Aspects and Applied Implications. *Plants*, 13(15). <https://doi.org/10.3390/PLANTS13152127>
- Botelho da Costa, Joaquim., Azevedo, A. Lobo., & Ricardo, R. Pinto. (2012). *Caracterizacao e constituição do solo*: Vol. 9ª edição. Fundação Calouste Gulbenkian.

- Brower, J. E., & Zar, J. H. (1997). field and laboratory methods for general ecology.
- Bužančić, M., Ninčević Gladan, Ž., Marasović, I., Kušpilić, G., & Grbec, B. (2016). Eutrophication influence on phytoplankton community composition in three bays on the eastern Adriatic coast. *Oceanologia*, 58(4), 302–316. <https://doi.org/10.1016/J.OCEANO.2016.05.003>
- Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831–849. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2006.05.002>
- Carslaw, D., Beevers, S. D., Tate, J. E., Westmoreland, E. J., & Williams, M. L. (2011). Recent evidence concerning higher NO_x emissions from passenger cars and light duty vehicles. *Atmospheric Environment*, 45(39), 7053–7063. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2011.09.063>
- Carslaw, N., & Carslaw, D. (2001). The gas-phase chemistry of urban atmospheres. *Surveys in Geophysics*, 22(1), 31–53. <https://doi.org/10.1023/A:1010601507383/METRICKS>
- Carter, M. R., Gregorich, E. G., Anderson, D. W., Doran, J. W., Janzen, H. H., & Pierce, F. J. (1997). Chapter 1 Concepts of soil quality and their significance. *Developments in Soil Science*, 25(C), 1–19. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(97\)80028-1](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(97)80028-1)
- Cary Institute. (2025). Conductivity. <http://www.epa.gov/volunteer/stream/vms59.html>.
- Chaloulakou, A., Mavroidis, I., & Gavril, I. (2008). Compliance with the annual NO₂ air quality standard in Athens. Required NO_x levels and expected health implications. *Atmospheric Environment*, 42(3), 454–465. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2007.09.067>
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J., & Thomaz, S. M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Freshwater Animal Diversity Assessment*, 9–26. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_2
- Chamoli, A., Bhambri, A., Karn, S. K., & Raj, V. (2024). Ammonia, nitrite transformations and their fixation by different biological and chemical agents. *Chemistry and Ecology*, 40(2), 166–199. <https://doi.org/10.1080/02757540.2023.2300780>

- Chang, C. R., & Li, M. H. (2014). Effects of urban parks on the local urban thermal environment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(4), 672–681. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2014.08.001>
- Čivas, L., Kesminas, V., & Sullivan, S. M. P. (2016). Influences of hydrogeomorphology and chemical water quality on fish assemblages in the Nevėžis River, Lithuania: implications for river basin management plans in the Baltics. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(2), 1–16. <https://doi.org/10.1007/S10661-016-5098-5/TABLES/7>
- Clifford, A., Lang, L., Chen, R., Anstey, K. J., & Seaton, A. (2016). Exposure to air pollution and cognitive functioning across the life course – A systematic literature review. *Environmental Research*, 147, 383–398. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2016.01.018>
- COAC. (2023). Parque da Asprela | Biennal. Retrieved September 23, 2025, from <https://landscape.coac.net/parque-da-asprela>
- Cohen, P., Potchter, O., & Schnell, I. (2014). The impact of an urban park on air pollution and noise levels in the Mediterranean city of Tel-Aviv, Israel. *Environmental Pollution*, 195, 73–83. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2014.08.015>
- Compin, A., & Céréghino, R. (2003). Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour–Garonne stream system (France). *Ecological Indicators*, 3(2), 135–142. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(03\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(03)00016-5)
- Connon, R. E., Geist, J., & Werner, I. (2012). Effect-Based Tools for Monitoring and Predicting the Ecotoxicological Effects of Chemicals in the Aquatic Environment. *Sensors* 2012, Vol. 12, Pages 12741–12771, 12(9), 12741–12771. <https://doi.org/10.3390/S120912741>
- Covatti, G., & Grischek, T. (2021). Sources and behavior of ammonium during riverbank filtration. *Water Research*, 191, 116788. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.116788>
- Cuadrado, L. A., Moncada, L. I., Pinilla, G. A., Larrañaga, A., Sotelo, A. I., & Adler, P. H. (2019). Black Fly (Diptera: Simuliidae) Assemblages of High Andean Rivers Respond to Environmental and Pollution Gradients. *Environmental Entomology*, 48(4), 815–825. <https://doi.org/10.1093/EE/NVZ053>

- Das, S., Choudhury, M. R., Chatterjee, B., Das, P., Bagri, S., Paul, D., Bera, M., & Dutta, S. (2024). Unraveling the urban climate crisis: Exploring the nexus of urbanization, climate change, and their impacts on the environment and human well-being – A global perspective. *AIMS Public Health*, 11(3), 963. <https://doi.org/10.3934/PUBLICHEALTH.2024050>
- David, E., & Niculescu, V. C. (2021). Volatile Organic Compounds (VOCs) as Environmental Pollutants: Occurrence and Mitigation Using Nanomaterials. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2021, Vol. 18, Page 13147, 18(24), 13147. <https://doi.org/10.3390/IJERPH182413147>
- de Leeuw, F., Sluyter, R., & Camu, A. (2000). Air pollution by ozone in Europe in 1998 and summer 1999.
- Decreto-Lei n.º 9/2007, Regulamento Geral Do Ruído, Pub. L. No. 9/2007, Diário da República, Série I, n.º 12, (2007). <https://diariodarepublica.pt/dr/legislacao-consolidada/decreto-lei/2007-34526375>
- Dongarrà, G., Manno, E., Varrica, D., Lombardo, M., & Vultaggio, M. (2010). Study on ambient concentrations of PM₁₀, PM_{10-2.5}, PM_{2.5} and gaseous pollutants. Trace elements and chemical speciation of atmospheric particulates. *Atmospheric Environment*, 44(39), 5244–5257. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOENV.2010.08.041>
- EEA. (2025). Ruído | Página inicial da Agência Europeia do Ambiente. <https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/noise?activeAccordion=4268d9b2-6e3b-409b-8b2a-b624c120090d>
- Ekka, A., Pande, S., Jiang, Y., & Zaag, P. van der. (2020). Anthropogenic Modifications and River Ecosystem Services: A Landscape Perspective. *Water* 2020, Vol. 12, Page 2706, 12(10), 2706. <https://doi.org/10.3390/W12102706>
- Elosegi, A., Díez, J., & Mutz, M. (2010). Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia*, 657(1), 199–215. <https://doi.org/10.1007/S10750-009-0083-4/FIGURES/4>
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2013). Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: A review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia*, 712(1), 129–143. <https://doi.org/10.1007/S10750-012-1226-6/TABLES/4>

- EPA. (2025a). Noções básicas sobre material particulado (MP) | EPA dos EUA. <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>
- EPA. (2025b). pH | EPA dos EUA. <https://www.epa.gov/caddis/ph>
- ESEP. (2017). Porto Innovation District – Estudar na ESEP. Retrieved September 23, 2025, from <https://estudar.esenf.pt/porto-innovation-district/>
- Esteves, J., & Ribeiro, H. (2024). Licenciatura em Ciências e Tecnologia do Ambiente UC-Qualidade dos Solos.
- European Commission. (2014). The EU water framework directive. European Commission Publication Office. <https://doi.org/10.2779/75229>
- FAO. (1999). Soil salinity assessment - Methods and interpretation of electrical conductivity measurements.
- FAO. (2005). The importance of soil organic matter - Key to drought-resistant soil and sustained food production. <http://www.fao.org>
- FAO. (2020). Soil biodiversity: the foundation for human life. <https://www.fao.org/global-soil-partnership/resources/highlights/detail/en/c/1309274/>
- Farinha-Marques, P. (2021). Ciclo de construção, do projeto à obra Sebentas d'Obra Parque Central da Asprela Porto.
- Feng, C., Shao, Y., Ye, T., Cai, C., Yin, C., Li, X., Liu, H., Ma, H., Yu, B., Qin, M., Chen, Y., Yang, Y., Xu, W., Zhu, Q., Jia, P., & Yang, S. (2023). Associations between long-term exposure to PM_{2.5} chemical constituents and allergic diseases: evidence from a large cohort study in China. *Science of The Total Environment*, 904, 166755. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.166755>
- Fenoglio, S., de Figueroa, J. M. T., Doretto, A., Falasco, E., & Bona, F. (2020). Aquatic Insects and Benthic Diatoms: A History of Biotic Relationships in Freshwater Ecosystems. *Water* 2020, Vol. 12, Page 2934, 12(10), 2934. <https://doi.org/10.3390/W12102934>
- Filella, I., & Peñuelas, J. (2006). Daily, weekly, and seasonal time courses of VOC concentrations in a semi-urban area near Barcelona. *Atmospheric Environment*, 40(40), 7752–7769. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOENV.2006.08.002>

- Filipe, A. F., Feio, M. J., Garcia-Raventós, A., Ramião, J. P., Pace, G., Martins, F. M. S., & Magalhães, M. F. (2019). The European Water Framework Directive facing current challenges: recommendations for a more efficient biological assessment of inland surface waters. *Inland Waters*, 9(1), 95–103. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1494973>
- Fraser, M. P., Cass, G. R., & Simoneit, B. R. T. (1999). Particulate organic compounds emitted from motor vehicle exhaust and in the urban atmosphere. *Atmospheric Environment*, 33(17), 2715–2724. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00311-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00311-2)
- Friberg, N., Sandin, L., & Pedersen, M. L. (2009). Assessing the effects of hydromorphological degradation on macroinvertebrate indicators in rivers: examples, constraints, and outlook. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5(1), 86–96. https://doi.org/10.1897/IEAM_2008-042.1
- Fu, J., Fu, H., Zhu, C., Sun, Y., & Cao, H. (2024). Assessing the health risk impacts of urban green spaces on air pollution - Evidence from 31 China's provinces. *Ecological Indicators*, 159, 111725. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2024.111725>
- Fu, T. M., & Tian, H. (2019). Climate Change Penalty to Ozone Air Quality: Review of Current Understandings and Knowledge Gaps. *Current Pollution Reports*, 5(3), 159–171. <https://doi.org/10.1007/S40726-019-00115-6/FIGURES/1>
- Gavrilaş, S., Burescu, F. L., Chereji, B. D., & Munteanu, F. D. (2025). The Impact of Anthropogenic Activities on the Catchment's Water Quality Parameters. *Water* 2025, Vol. 17, Page 1791, 17(12), 1791. <https://doi.org/10.3390/W17121791>
- Gerke, J. (2022). The Central Role of Soil Organic Matter in Soil Fertility and Carbon Storage. *Soil Systems* 2022, Vol. 6, Page 33, 6(2), 33. <https://doi.org/10.3390/SOILSYSTEMS6020033>
- Glazener, A., & Khreis, H. (2019). Transforming Our Cities: Best Practices Towards Clean Air and Active Transportation. *Current Environmental Health Reports*, 6(1), 22–37. <https://doi.org/10.1007/S40572-019-0228-1/TABLES/3>
- Grimm, N. B., Chapin, F. S., Bierwagen, B., Gonzalez, P., Groffman, P. M., Luo, Y., Melton, F., Nadelhoffer, K., Pairis, A., Raymond, P. A., Schimel, J., & Williamson, C. E. (2013). The impacts of climate change on ecosystem

- structure and function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(9), 474–482. <https://doi.org/10.1890/120282>
- Grulke, N. E., & Heath, R. L. (2020). Ozone effects on plants in natural ecosystems. *Plant Biology*, 22(S1), 12–37. <https://doi.org/10.1111/PLB.12971>
- Guerreiro, C. B. B., Foltescu, V., & de Leeuw, F. (2014). Air quality status and trends in Europe. *Atmospheric Environment*, 98, 376–384. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2014.09.017>
- Guigue, J., Just, C., Luo, S., Fogt, M., Schlöter, M., Kögel-Knabner, I., & Hobbey, E. (2022). Spatial molecular heterogeneity of POM during decomposition at different soil depths resolved by VNIR hyperspectral imaging. *European Journal of Soil Science*, 73(1), e13207. <https://doi.org/10.1111/EJSS.13207>
- Haase, P., Lohse, S., Pauls, S., Schindehütte, K., Sundermann, A., Rolaufts, P., & Hering, D. (2004). Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. *Limnologica*, 34(4), 349–365. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80005-7](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80005-7)
- Han, T., Cai, A., Liu, K., Huang, J., Wang, B., Li, D., Qaswar, M., Feng, G., & Zhang, H. (2018). The links between potassium availability and soil exchangeable calcium, magnesium, and aluminum are mediated by lime in acidic soil. *Journal of Soils and Sediments* 2018 19:3, 19(3), 1382–1392. <https://doi.org/10.1007/S11368-018-2145-6>
- Harvey, R., Lye, L., Khan, A., & Paterson, R. (2011). The Influence of Air Temperature on Water Temperature and the Concentration of Dissolved Oxygen in Newfoundland Rivers. *Canadian Water Resources Journal*, 36(2), 171–192. <https://doi.org/10.4296/CWRJ3602849>
- Hatfield, J. L., Sauer, T. J., & Cruse, R. M. (2017). Soil: The Forgotten Piece of the Water, Food, Energy Nexus. *Advances in Agronomy*, 143, 1–46. <https://doi.org/10.1016/BS.AGRON.2017.02.001>
- Hawley, R. J. (2018). Making Stream Restoration More Sustainable: A Geomorphically, Ecologically, and Socioeconomically Principled Approach to Bridge the Practice with the Science. *Bioscience*, 68(7), 517–528. <https://doi.org/10.1093/BIOSCI/BIY048>

- Howarth, R. W., Chan, F., Swaney, D. P., Marino, R. M., & Hayn, M. (2021). Role of external inputs of nutrients to aquatic ecosystems in determining prevalence of nitrogen vs. phosphorus limitation of net primary productivity. *Biogeochemistry* 2021 154:2, 154(2), 293–306. <https://doi.org/10.1007/S10533-021-00765-Z>
- Huangfu, P., & Atkinson, R. (2020). Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 144, 105998. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2020.105998>
- Hussain, S., Shaukat, M., Ashraf, M., Zhu, C., Jin, Q., & Zhang, J. (2019). Salinity Stress in Arid and Semi-Arid Climates: Effects and Management in Field Crops. *Climate Change and Agriculture*. <https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.87982>
- INAG. (2008a). Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro Da Água | Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos.
- INAG. (2008b). Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água | I - Caracterização Abiótica.
- Jaafar, A., M. Thamrin, N., Megat Ali, M. S. A., Misnan, M. F., & Mohd Yassin, A. I. (2020). The Influence of Physico-Chemical Parameters to Determine Water Quality: A Review. *Journal of Electrical & Electronic Systems Research*, 17(DEC 2020), 108–113. <https://doi.org/10.24191/JEESR.V17I1.016>
- Jackson, J. K., & Füreder, L. (2006). Long-term studies of freshwater macroinvertebrates: a review of the frequency, duration and ecological significance. *Freshwater Biology*, 51(3), 591–603. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2427.2006.01503.X>
- Jacob, D. J., & Winner, D. A. (2009). Effect of climate change on air quality. *Atmospheric Environment*, 43(1), 51–63. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOENV.2008.09.051>
- Johnson, R. C., Carreiro, M. M., Jin, H. S., & Jack, J. D. (2012). Within-year temporal variation and life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure and biotic metrics. *Ecological Indicators*, 13(1), 206–214. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2011.06.004>

- Kampa, M., & Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution*, 151(2), 362–367. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2007.06.012>
- Karami, A., Homaei, M., Afzalnia, S., Ruhipour, H., & Basirat, S. (2012). Organic resource management: Impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 148, 22–28. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2011.10.021>
- Karlen, D. L., Ditzler, C. A., & Andrews, S. S. (2003). Soil quality: why and how? *Geoderma*, 114(3–4), 145–156. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9)
- Kawalec, P., Paul, J., & Skibniewski, M. J. (2016). Social Responsibility and Science in Innovation Economy. <https://www.researchgate.net/publication/303686749>
- Kazmi, S. S. U. H., Wang, Y. Y. L., Cai, Y. E., & Wang, Z. (2022a). Temperature effects in single or combined with chemicals to the aquatic organisms: An overview of thermo-chemical stress. *Ecological Indicators*, 143, 109354. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.109354>
- Kirk, J. T. O. (1985). Effects of suspensoids (turbidity) on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 125(1), 195–208. <https://doi.org/10.1007/BF00045935/METRICS>
- Kissel, D. E., Sonon, L. S., & Cabrera, M. L. (2012). Rapid Measurement of Soil pH Buffering Capacity. *Soil Science Society of America Journal*, 76(2), 694–699. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2011.0091;JOURNAL:JOURNAL:26911027;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:14350661;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER>
- Klimaszyk, P., Rzymiski, P., Piotrowicz, R., & Joniak, T. (2014). Contribution of surface runoff from forested areas to the chemistry of a through-flow lake. *Environmental Earth Sciences* 2014 73:8, 73(8), 3963–3973. <https://doi.org/10.1007/S12665-014-3682-Y>
- Kobza, J., Geremek, M., & Dul, L. (2018). Characteristics of air quality and sources affecting high levels of PM10 and PM2.5 in Poland, Upper Silesia urban area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(9), 1–13. <https://doi.org/10.1007/S10661-018-6797-X/TABLES/5>

- Kotzias, D. (2022). Exposure to volatile organic compounds in indoor/outdoor environments and methodological approaches for exposure estimates -the European paradigm. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 8, 100197. <https://doi.org/10.1016/J.HAZADV.2022.100197>
- Kumar, P., Debele, S. E., Khalili, S., Halios, C. H., Sahani, J., Aghamohammadi, N., Andrade, M. de F., Athanassiadou, M., Bhui, K., Calvillo, N., Cao, S. J., Coulon, F., Edmondson, J. L., Fletcher, D., Dias de Freitas, E., Guo, H., Hort, M. C., Katti, M., Kjeldsen, T. R., ... Jones, L. (2024). Urban heat mitigation by green and blue infrastructure: Drivers, effectiveness, and future needs. *The Innovation*, 5(2), 100588. <https://doi.org/10.1016/J.XINN.2024.100588>
- Kunc, H. P., McLaughlin, K. E., & Schmidt, R. (2016). Aquatic noise pollution: implications for individuals, populations, and ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1836). <https://doi.org/10.1098/RSPB.2016.0839>
- Lal, R. (2020). Soil organic matter and water retention. *Agronomy Journal*, 112(5), 3265–3277. <https://doi.org/10.1002/AGJ2.20282>;CTYPE:STRING:JOURNAL
- Landezine. (2023a). Parque da Asprela «Prémio Landezine Internacional de Paisagem LILA. <https://landezine-award.com/parque-da-asprela/>
- Landezine. (2023b). Parque da Asprela «Prémio Landezine Internacional de Paisagem LILA. <https://landezine-award.com/parque-da-asprela/>
- Lee, J. W., Lee, S. W., & Park, S. R. (2025). Assessing the effect of environmental factors and land use changes on benthic macroinvertebrate communities in stream ecosystems. *Ecological Informatics*, 91, 103404. <https://doi.org/10.1016/J.ECOINF.2025.103404>
- Lei n.º 19/2014, Pub. L. No. 19/2014 (2014). <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/lei/19-2014-25344037>
- Lengyel, A., Héberger, K., Paksy, L., Bánhidi, O., & Rajkó, R. (2004). Prediction of ozone concentration in ambient air using multivariate methods. *Chemosphere*, 57(8), 889–896. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2004.07.043>
- Lennox, R. J., Crook, D. A., Moyle, P. B., Struthers, D. P., & Cooke, S. J. (2019). Toward a better understanding of freshwater fish responses to an increasingly drought-stricken world. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(1), 71–92. <https://doi.org/10.1007/S11160-018-09545-9/TABLES/3>

- Leung, D., Tai, A., Mickley, L., Moch, J., Van Donkelaar, A., Shen, L., & Martin, R. (2018). Synoptic meteorological modes of variability for fine particulate matter (PM_{2.5}) air quality in major metropolitan regions of China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(9), 6733–6748. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-6733-2018>
- Liu, Z., Shen, L., Yan, C., Du, J., Li, Y., & Zhao, H. (2020). Analysis of the Influence of Precipitation and Wind on PM_{2.5} and PM₁₀ in the Atmosphere. *Advances in Meteorology*, 2020(1), 5039613. <https://doi.org/10.1155/2020/5039613>
- Lombardo, P., Miccoli, F. P., Giustini, M., & Cicolani, B. (2011). Planarian (*Dugesia polychroa*) predation on freshwater gastropod eggs depends on prey species, clutch morphology, and egg size. *Fundamental and Applied Limnology*, 178(4), 325–339. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2011/0178-0325>
- López-López, E., & Sedeño-Díaz, J. E. (2015). Biological indicators of water quality: The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. *Environmental Indicators*, 643–661. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2_37
- Lorenzen, C. J. (1967). NOTES AND COMMENT 343 DETERMINATION OF CHLOROPHYLL AND PHEO-PIGMENTS: SPECTROPHOTOMETRIC EQUATIONS.
- Lozano-Parra, J., Pulido, M., Lozano-Fondón, C., & Schnabel, S. (2018). How do Soil Moisture and Vegetation Covers Influence Soil Temperature in Drylands of Mediterranean Regions? *Water* 2018, Vol. 10, Page 1747, 10(12), 1747. <https://doi.org/10.3390/W10121747>
- Maia, R. (2017). The WFD Implementation in the European Member States. *Water Resources Management*, 31(10), 3043–3060. <https://doi.org/10.1007/S11269-017-1723-5/TABLES/2>
- Mandaville, S. (2002). Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. <http://chebucto.ca/Science/SWCS/SWCS.html>
- Manolaki, P., & Papastergiadou, E. (2013). The impact of environmental factors on the distribution pattern of aquatic macrophytes in a middle-sized Mediterranean stream. *Aquatic Botany*, 104, 34–46. <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2012.09.009>

- Martínez-Sanz, C., Puente-García, S., Rebolledo, E., & Jiménez-Prado, P. (2014). Macroinvertebrate Richness Importance in Coastal Tropical Streams of Esmeraldas (Ecuador) and Its Use and Implications in Environmental Management Procedures. *International Journal of Ecology*, 2014(1), 253134. <https://doi.org/10.1155/2014/253134>
- Matty, J. M., Anderson, J. B., & Dunbar, R. B. (1987). Suspended sediment transport, sedimentation, and resuspension in Lake Houston, Texas: Implications for water quality. *Environmental Geology and Water Sciences* 1987 10:3, 10(3), 175–186. <https://doi.org/10.1007/BF02580473>
- Mellouki, A., Wallington, T., & Chen, J. (2015). Atmospheric Chemistry of Oxygenated Volatile Organic Compounds: Impacts on Air Quality and Climate. *Chemical Reviews*, 115(10), 3984–4014. <https://doi.org/10.1021/CR500549N>
- Menon, S. V., Kumar, A., Middha, S. K., Paital, B., Mathur, S., Johnson, R., Kademan, A., Usha, T., Hemavathi, K. N., Dayal, S., Ramalingam, N., Subaramaniyam, U., Sahoo, D. K., & Asthana, M. (2023). Water physicochemical factors and oxidative stress physiology in fish, a review. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1240813. <https://doi.org/10.3389/FENV.S.2023.1240813/FULL>
- Mentzafou, A., Katsafados, P., Papadopoulos, A., & Dimitriou, E. (2023a). Hydrological Regime Alteration Assessment in the Context of WFD 2000/60: A European and Global Review. *Sustainability (Switzerland)*, 15(22), 15704. <https://doi.org/10.3390/SU152215704/S1>
- Merritt, D. M., & Wohl, E. E. (2006). Plant dispersal along rivers fragmented by dams. *River Research and Applications*, 22(1), 1–26. <https://doi.org/10.1002/rra.890>
- Mineeva, N., & Mineeva, N. (2022). Chlorophyll and Its Role in Freshwater Ecosystem on the Example of the Volga River Reservoirs. *Chlorophylls*. <https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.105424>
- Mittal, N., Bhawe, A. G., Mishra, A., & Singh, R. (2016). Impact of human intervention and climate change on natural flow regime. *Water Resources Management*, 30(2), 685–699. <https://doi.org/10.1007/S11269-015-1185-6/FIGURES/4>

- Mkilima, T., Devrishov, D., Assel, K., Ubaidulayeva, N., Tleukulov, A., Khassenova, A., Yussupova, N., & Birimzhanova, D. (2022). Natural Zeolite for The Purification of Saline Groundwater and Irrigation Potential Analysis. *Molecules* 2022, Vol. 27, Page 7729, 27(22), 7729. <https://doi.org/10.3390/MOLECULES27227729>
- Moldoveanu, M., Sarbu, D., Galie, A. C., Bojan, V., & Mezdriou, I. (2017). Assessment of river water quality using an integrated hydro-morphological, physico-chemical and biological approach (Vol. 9, Issue 2). <http://www.aes.bioflux.com.ro>
- Molokwu, N. D., Vaz, P. G., Bradshaw, T., Blake, A., Henessey, C., & Merten, E. (2014). Effects of substrate on the benthic macroinvertebrate community: An experimental approach. *Ecological Engineering*, 73, 109–114. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2014.09.025>
- Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2011). The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1450–1461. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2011.02035.X>
- Müller, K., Oliver, M. A., & Siebe, C. (2023). Overview chapter on soil degradation. *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Second Edition, 165–171. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00270-6>
- Neina, D. (2019). The Role of Soil pH in Plant Nutrition and Soil Remediation. *Applied and Environmental Soil Science*, 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/5794869>
- Nieder, R., & Benbi, D. K. (2008). Soil Organic Matter Characterization. *Carbon and Nitrogen in the Terrestrial Environment*, 81–111. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8433-1_3
- Nikolaidis, N. P., Phillips, G., Poikane, S., Várbbíró, G., Bouraoui, F., Malagó, A., & Lilli, M. (2022). River and lake nutrient targets that support ecological status: European scale gap analysis and strategies for the implementation of the Water Framework Directive. *Science of The Total Environment*, 813, 151898. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.151898>
- NOAA. (2024). A Atmosfera. <https://www.noaa.gov/jetstream/atmosphere>
- Nöges, P., van de Bund, W., Cardoso, A. C., Solimini, A. G., & Heiskanen, A. S. (2009). Assessment of the ecological status of European surface waters: A

- work in progress. *Hydrobiologia*, 633(1), 197–211.
<https://doi.org/10.1007/S10750-009-9883-9/FIGURES/1>
- NRW. (2025). Dissolved oxygen in water - Why is it important?
www.naturalresources.wales
- O'Connell, M., Baldwin, D. S., Robertson, A. I., & Rees, G. (2000). Release and bioavailability of dissolved organic matter from floodplain litter: influence of origin and oxygen levels. *Freshwater Biology*, 45(3), 333–342.
<https://doi.org/10.1111/J.1365-2427.2000.00627.X>
- Ofremu, G., Raimi, B., Yusuf, S., Dziwornu, B., Nnabuife, S., Eze, A., & Nnajofofor, C. (2025). Exploring the relationship between climate change, air pollutants and human health: Impacts, adaptation, and mitigation strategies. *Green Energy and Resources*, 3(2), 100074.
<https://doi.org/10.1016/J.GERR.2024.100074>
- OMS. (2017). Espaços verdes urbanos: um manual para a ação.
- ONU. (2018). 68% of the world population projected to live in urban areas by 2050.
<https://www.un.org/uk/desa/68-world-population-projected-live-urban-areas-2050-says-un>
- Pantusheva, M., Mitkov, R., Hristov, P. O., Petrova-Antonova, D., Pantusheva, M., Mitkov, R., Hristov, P. O., & Petrova-Antonova, D. (2022). Air Pollution Dispersion Modelling in Urban Environment Using CFD: A Systematic Review. *Atmosphere* 2022, Vol. 13, 13(10). <https://doi.org/10.3390/ATMOS13101640>
- Parlamento e Conselho Europeu. (2017). Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive And The Floods Directive - Clarification on the application of WFD Article 4(4) time extensions in the 2021 RBMPs and practical considerations regarding the 2027 deadline.
<https://circabc.europa.eu/w/browse/01e99eb3-26a2-4a3c-b028-9de120b21fa5>
- Paz, A. M., Amezketa, E., Canfora, L., Castanheira, N., Falsone, G., Gonçalves, M. C., Gould, I., Hristov, B., Mastroiilli, M., Ramos, T., Thompson, R., & Costantini, E. A. C. (2023). Salt-affected soils: field-scale strategies for prevention, mitigation, and adaptation to salt accumulation. *Italian Journal of Agronomy*, 18(2), 2166. <https://doi.org/10.4081/IJA.2023.2166>

- Pilogallo, A., Pietrapertosa, F., & Salvia, M. (2024). Are we going towards an effective integration of air quality and climate planning? A comparative analysis for Italian regions. *Journal of Environmental Management*, 368, 122138. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.122138>
- Pinheiro, C., Vieira, M., & da Costa, F. (2017). Assessment of the Ecological Quality of Sousa River.
- Pinna, M., Zangaro, F., Saccomanno, B., Scalone, C., Bozzeda, F., Fanini, L., & Specchia, V. (2023). An Overview of Ecological Indicators of Fish to Evaluate the Anthropogenic Pressures in Aquatic Ecosystems: From Traditional to Innovative DNA-Based Approaches. *Water* 2023, Vol. 15, Page 949, 15(5), 949. <https://doi.org/10.3390/W15050949>
- Polechońska, L., & Klink, A. (2023). Macrophytes as passive bioindicators of trace element pollution in the aquatic environment. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 10(2), e1630. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1630>
- Porto. (2022). Parque da Asprela – Nature Based Solutions. Retrieved September 23, 2025, from <https://naturebasedsolutions.porto.pt/nbs/parque-central-da-asprela/>
- Prakash, J., Agrawal, S., & Agrawal, M. (2023). Global Trends of Acidity in Rainfall and Its Impact on Plants and Soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 23(1), 398–419. <https://doi.org/10.1007/S42729-022-01051-Z/TABLES/8>
- Quintas, A. V. (2014). Génese e evolução dos modelos de Estrutura Verde Urbana na estratégia de desenvolvimento das cidades.
- Raimonet, M., Vilmin, L., Flipo, N., Rocher, V., & Laverman, A. M. (2015). Modelling the fate of nitrite in an urbanized river using experimentally obtained nitrifier growth parameters. *Water Research*, 73, 373–387. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2015.01.026>
- Rajkai, K., Tóth, B., Barna, G., Hernádi, H., Kocsis, M., & Makó, A. (2015). Particle-size and organic matter effects on structure and water retention of soils. *Biologia* 2015 70:11, 70(11), 1456–1461. <https://doi.org/10.1515/BIOLOG-2015-0176>
- Ramakrishnan VV, G. A. (2015). Nitrogen Sources and Cycling in the Ecosystem and its Role in Air, Water and Soil Pollution: A Critical Review. *Journal of*

- Pollution Effects & Control, 03(02). <https://doi.org/10.4172/2375-4397.1000136>
- REA. (2025a). Índice de Qualidade do Ar. <https://rea.apambiente.pt/content/%C3%ADndice-de-qualidade-do-ar>
- REA. (2025b). Poluição do ar. <https://rea.apambiente.pt/content/polui%C3%A7%C3%A3o-do-ar>
- Reizer, M., & Juda-Rezler, K. (2016). Explaining the high PM10 concentrations observed in Polish urban areas. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 9(5), 517–531. <https://doi.org/10.1007/S11869-015-0358-Z/FIGURES/7>
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pyšek, P., & Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126–139. <https://doi.org/10.1111/J.1366-9516.2006.00314.X>
- Rodrigues, C. (2015). Inventário hidrogeológico e dos potenciais focos de contaminação nas bacias hidrográficas da Asprela e Massarelos: implicações no ciclo hidrológico urbano. Instituto Superior de Engenharia do Porto.
- Roig-Planasdemunt, M., Llorens, P., & Latron, J. (2017). Seasonal and storm flow dynamics of dissolved organic carbon in a Mediterranean mountain catchment (Vallcebre, eastern Pyrenees). *Hydrological Sciences Journal*, 62(1), 50–63. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1170942;WEBSITE:WEBSITE:TFOPB;PAGEGROUP:STRING:PUBLICATION>
- Roy, S., & Chattopadhyay, J. (2007). Towards a resolution of ‘the paradox of the plankton’: A brief overview of the proposed mechanisms. *Ecological Complexity*, 4(1–2), 26–33. <https://doi.org/10.1016/J.ECOCOM.2007.02.016>
- Ryerson, T., Trainer, M., Holloway, J., Parrish, D., Huey, L., Sueper, D., Frost, G., Donnelly, S., Schauffler, S., Atlas, E., Kuster, W., Goldan, P., Hübler, G., Meagher, J., & Fehsenfeld, F. (2001). Observations of Ozone Formation in Power Plant Plumes and Implications for Ozone Control Strategies. *Science*, 292(5517), 719–723. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1058113>
- Sand-Jensen, K., Binzer, T., Lise, A., Sand-Jensen, M. K., & Binzer, T. (2007). Scaling of photosynthetic production of aquatic macrophytes – a review. *Oikos*, 116(2), 280–294. <https://doi.org/10.1111/J.0030-1299.2007.15093.X>

- Sarwar, N., Bibi, F. un N., Junaid, A., & Alvi, S. (2024). Impact of urbanization and human development on ecological footprints in OECD and non-OECD countries. *Heliyon*, 10(19), e38058. <https://doi.org/10.1016/J.HELİYON.2024.E38058>
- Seeboonruang, U. (2012). A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes. *Journal of Environmental Management*, 101, 134–142. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2011.10.019>
- Shahjahan, M., Rahman, M. S., Islam, S. M. M., Uddin, M. H., & Al-Emran, M. (2019). Increase in water temperature increases acute toxicity of sumithion causing nuclear and cellular abnormalities in peripheral erythrocytes of zebrafish *Danio rerio*. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(36), 36903–36912. <https://doi.org/10.1007/S11356-019-06886-1/TABLES/4>
- Shelton, J. (2024). MIGRATORY FRESHWATER FISHES.
- Silva, F. (2018). Vai nascer um novo espaço verde na Asprela - JPN. <https://www.jpn.up.pt/2018/09/21/vai-nascer-um-novo-espaco-verde-na-asprela/>
- Silva, I. (2021). Parque da Asprela a meio caminho de ajudar o Porto no combate às alterações climáticas. <https://www.porto.pt/pt/noticia/parque-da-asprela-a-meio-caminho-de-ajudar-o-porto-no-combate-as-alteracoes-climaticas?fbclid=IwAR0xejH3Tv0u7i6dBqYv6XNvBZfxt9XvJw86oRI-88shslraASMO10LtEwY>
- Šimek, M., & Cooper, J. E. (2002). The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science*, 53(3), 345–354. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2389.2002.00461.X>
- Singh, B., & Craswell, E. (2021). Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: an increasingly pervasive global problem. *SN Applied Sciences*, 3(4), 1–24. <https://doi.org/10.1007/S42452-021-04521-8/FIGURES/4>
- Singh, B., Paul, S., Das, I., Singha, E. R., & Giri, A. (2025). Global Warming and Emerging Contaminants: Impacts on Aquatic Organisms and Their Responses. *International Journal of Environmental Research*, 19(5), 1–23. <https://doi.org/10.1007/S41742-025-00859-8/TABLES/2>

- Singh, N. (2004). Noise_Pollution_Sources_Effects_and_Cont. *Journal of Human Ecology*, 16(3): 181-187. <https://doi.org/10.1080/09709274.2004.11905735>
- Singh, R., Tiwari, A. K., & Singh, G. S. (2021). Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. *Landscape and Ecological Engineering*, 17(2), 195–223. <https://doi.org/10.1007/S11355-020-00436-5/TABLES/1>
- Sirisathitkul, Y., & Sirisathitkul, C. (2025). Decoding Soil Color: Origins, Influences, and Methods of Analysis. *AgriEngineering* 2025, Vol. 7, Page 58, 7(3), 58. <https://doi.org/10.3390/AGRIENGINEERING7030058>
- Stoica, I., Battes, K. P., Ciorca, A.-M. Şuteu, & Cîmpean, M. (2025). Fish Alone Are Not Enough: Zoobenthos Improves Water Quality Assessment in Impacted Rivers. *Fishes* 2025, Vol. 10, Page 467, 10(9), 467. <https://doi.org/10.3390/FISHES10090467>
- Suhaila, A. H., Che Salmah, M. R., & Al-Shami, S. A. (2012). Temporal distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) adults at a tropical forest stream: Response to seasonal variations. *Environmentalist*, 32(1), 28–34. <https://doi.org/10.1007/S10669-011-9362-5/FIGURES/4>
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guilloy, H., Planty-Tabacchi, A. M., Muller, E., & Décamps, H. (2000). Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14(16–17), 2959–2976. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B)
- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., & Usseglio-Polatera, P. (2000). Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie.
- Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., & Djaneye-Boundjou, G. (2021). Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators: Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Frontiers in Water*, 3, 662765. <https://doi.org/10.3389/FRWA.2021.662765/BIBTEX>
- Taurozzi, D., Cesarini, G., & Scalici, M. (2024). Diatoms as bioindicators for health assessments of ephemeral freshwater ecosystems: A comprehensive review. *Ecological Indicators*, 166, 112309. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2024.112309>

- Trach, Y., Trach, R., Kuznietsov, P., Pryshchepa, A., Biedunkova, O., Kiersnowska, A., & Statnyk, I. (2024). Predicting the Influence of Ammonium Toxicity Levels in Water Using Fuzzy Logic and ANN Models. *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 5835, 16(14), 5835. <https://doi.org/10.3390/SU16145835>
- Tranchida, M. C., Pelizza, S. A., Micieli, M. V., & Maciá, A. (2014). Consequences of the introduction of the planarian *Girardia anceps* (Tricladida: Dugesiidae) in artificial containers with larvae of the mosquitoes *Aedes aegypti* and *Culex pipiens* (Diptera: Culicidae) from Argentina. *Biological Control*, 71, 49–55. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCONTROL.2014.01.005>
- Tsani, S., Koundouri, P., & Akinsete, E. (2020). Resource management and sustainable development: A review of the European water policies in accordance with the United Nations' Sustainable Development Goals. *Environmental Science & Policy*, 114, 570–579. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2020.09.008>
- Tu, J., Xia, Z. G., Wang, H., & Li, W. (2007). Temporal variations in surface ozone and its precursors and meteorological effects at an urban site in China. *Atmospheric Research*, 85(3–4), 310–337. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSRES.2007.02.003>
- Turkoglu, M., & Oner, C. (2010). Short time variations of winter phytoplankton, nutrient and chlorophyll a of Kepez Harbor in the Dardanelles (Çanakkale Strait, Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10(4), 537–548. <https://doi.org/10.4194/trjfas.2010.0414>
- USDA. (2011a). Soil Quality Indicators - Soil pH.
- USDA. (2011b). Soil Quality Indicators - Soil Electrical Conductivity.
- Velasco, J., Gutiérrez-Cánovas, C., Botella-Cruz, M., Sánchez-Fernández, D., Arribas, P., Carbonell, J. A., Millán, A., & Pallarés, S. (2019). Effects of salinity changes on aquatic organisms in a multiple stressor context. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 374(1764). <https://doi.org/10.1098/RSTB.2018.0011>
- Verdonschot, P. F. M., & Verdonschot, R. C. M. (2023). The role of stream restoration in enhancing ecosystem services. *Hydrobiologia*, 850(12–13), 2537–2562. <https://doi.org/10.1007/S10750-022-04918-5/FIGURES/2>

- Verma, A. K., & Singh, T. N. (2013). Prediction of water quality from simple field parameters. *Environmental Earth Sciences*, 69(3), 821–829. <https://doi.org/10.1007/S12665-012-1967-6/TABLES/3>
- Vidal, E. A., Alvarez, J. M., Araus, V., Riveras, E., Brooks, M. D., Krouk, G., Ruffel, S., Lejay, L., Crawford, N. M., Coruzzi, G. M., & Gutiérrez, R. A. (2020). Nitrate in 2020: Thirty Years from Transport to Signaling Networks. *The Plant Cell*, 32(7), 2094–2119. <https://doi.org/10.1105/TPC.19.00748>
- Villnäs, A., Norkko, J., Lukkari, K., Hewitt, J., & Norkko, A. (2012). Consequences of Increasing Hypoxic Disturbance on Benthic Communities and Ecosystem Functioning. *PLOS ONE*, 7(10), e44920. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0044920>
- Virto, I., Imaz, M. J., Fernández-Ugalde, O., Gartzia-Bengoetxea, N., Enrique, A., Bescansa, P., Virto, I., Imaz, M. J., Fernández-Ugalde, O., Gartzia-Bengoetxea, N., Enrique, A., & Bescansa, P. (2014). Soil Degradation and Soil Quality in Western Europe: Current Situation and Future Perspectives. *Sustainability* 2015, Vol. 7, Pages 313-365, 7(1), 313–365. <https://doi.org/10.3390/SU7010313>
- Viza, A., Burgazzi, G., Menéndez, M., Schäfer, R. B., & Muñoz, I. (2024a). A comprehensive spatial analysis of invertebrate diversity within intermittent stream networks: Responses to drying and land use. *Science of The Total Environment*, 935, 173434. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.173434>
- Wakida, F. T., & Lerner, D. N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Research*, 39(1), 3–16. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2004.07.026>
- Wang, H., & He, G. (2022). Rivers: Linking nature, life, and civilization. *River*, 1(1), 25–36. <https://doi.org/10.1002/RVR2.7>
- Wang, J., Ding, L., Tao, J., Ding, C., & He, D. (2019). The effects of dams on macroinvertebrates: Global trends and insights. *River Research and Applications*, 35(6), 702–713. <https://doi.org/10.1002/RRA.3431>
- Wang, L., Lun, X., Wang, Q., & Wu, J. (2024). Biogenic volatile organic compounds emissions, atmospheric chemistry, and environmental implications: a review.

- Environmental Chemistry Letters, 22(6), 3033–3058.
<https://doi.org/10.1007/S10311-024-01785-5/FIGURES/3>
- Wang, Q., Lan, L., Li, H., Gong, Q., & Gao, X. (2023). Effects of Nitrogen Source and Concentration on the Growth and Biochemical Composition of the Red Seaweed *Grateloupia turuturu* (Halymeniaceae, Rhodophyta). *Sustainability* 2023, Vol. 15, Page 4210, 15(5), 4210. <https://doi.org/10.3390/SU15054210>
- Wang, Y. P., Houlton, B. Z., & Field, C. B. (2007). A model of biogeochemical cycles of carbon, nitrogen, and phosphorus including symbiotic nitrogen fixation and phosphatase production. *Global Biogeochemical Cycles*, 21(1). <https://doi.org/10.1029/2006GB002797>
- Westall, F., & Brack, A. (2018). The Importance of Water for Life. *Space Science Reviews*, 214(2), 1–23. <https://doi.org/10.1007/S11214-018-0476-7/FIGURES/8>
- Wetzel, R. G., & Likens, G. E. (2000). Dissolved Oxygen. *Limnological Analyses*, 73–84. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3250-4_6
- Williamson, C. E., Morris, D. P., Pace, M. L., & Olson, O. G. (1999). Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: Resurrection of a more integrated paradigm. *Limnology and Oceanography*, 44(3 II), 795–803. https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.3_part_2.0795
- Wohl, E. (2017). The significance of small streams. *Frontiers of Earth Science*, 11(3), 447–456. <https://doi.org/10.1007/S11707-017-0647-Y/METRICS>
- Wright, I. A., & Ryan, M. M. (2016). Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. *Hydrobiologia*, 772(1), 103–115. <https://doi.org/10.1007/S10750-016-2644-7/TABLES/3>
- Wu, P., & Li, H. (2018). The use of freshwater planarians in environmental toxicology studies: Advantages and potential. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 161, 45–56. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2018.05.057>
- Xia, Y., Zhang, M., Tsang, D. C. W., Geng, N., Lu, D., Zhu, L., Igalavithana, A. D., Dissanayake, P. D., Rinklebe, J., Yang, X., & Ok, Y. S. (2020). Recent advances in control technologies for non-point source pollution with nitrogen and phosphorous from agricultural runoff: current practices and future

- prospects. *Applied Biological Chemistry*, 63(1), 1–13.
<https://doi.org/10.1186/S13765-020-0493-6/FIGURES/3>
- Yao, J., Wu, S., Cao, Y., Wei, J., Tang, X., Hu, L., Wu, J., Yang, H., Yang, J., & Ji, X. (2023). Dry deposition effect of urban green spaces on ambient particulate matter pollution in China. *Science of The Total Environment*, 900, 165830.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.165830>
- Zerega, A., Simões, N. E., & Feio, M. J. (2021). How to Improve the Biological Quality of Urban Streams? Reviewing the Effect of Hydromorphological Alterations and Rehabilitation Measures on Benthic Invertebrates. *Water* 2021, Vol. 13, Page 2087, 13(15), 2087. <https://doi.org/10.3390/W13152087>
- Zhai, H., Yao, J., Wang, G., & Tang, X. (2022). Study of the Effect of Vegetation on Reducing Atmospheric Pollution Particles. *Remote Sensing* 2022, Vol. 14, Page 1255, 14(5), 1255. <https://doi.org/10.3390/RS14051255>
- Zhang, R., Wang, G., Guo, S., Zamora, M. L., Ying, Q., Lin, Y., Wang, W., Hu, M., & Wang, Y. (2015). Formation of Urban Fine Particulate Matter. *Chemical Reviews*, 115(10), 3803–3855.
<https://doi.org/10.1021/ACS.CHEMREV.5B00067>
- Zhang, X., Han, L., Wei, H., Tan, X., Zhou, W., Li, W., & Qian, Y. (2022). Linking urbanization and air quality together: A review and a perspective on the future sustainable urban development. *Journal of Cleaner Production*, 346, 130988.
<https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2022.130988>
- Zhao, L., Li, T., Przybysz, A., Guan, Y., Ji, P., Ren, B., & Zhu, C. (2021). Effect of urban lake wetlands and neighboring urban greenery on air PM10 and PM2.5 mitigation. *Building and Environment*, 206, 108291.
<https://doi.org/10.1016/J.BUILDENV.2021.108291>

Divulgação Científica

Divulgação científica dos resultados deste trabalho:

Coelho, T., Rodrigues, S., Nogueira, S., Ribeiro, H. (2025). Monitoring Environmental Quality in Asprela Central Park: A Multi-Seasonal Study at different environmental compartments. IJUP2025 – 18 ° edição do Encontro Investigação Jovem da Universidade do Porto, Pp. 330 (oral communication).

Monitoring Environmental Quality in Asprela Central Park: A Multi -Seasonal study at different environmental compartments

Tiago Coelho*; Sara Rodrigues; Sandra Nogueira; Helena Ribeiro

*up202007997@fc.up.pt
(Master's in Ecology and Environment)

