

Morfometria e Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

Ruben Miguel Alves Ferreira

**Trabalho de Projeto
em Ordenamento do Território e Sistemas de Informação Geográfica**

Fevereiro, 2024

Trabalho de projeto apresentado para o cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Gestão do Território e Sistemas de Informação Geográfica, realizado sob orientação científica do Professor Doutor José António Tenedório.

*“The application of GIS is limited
only by the imagination of those
who use it”
Jack Dangermond*

RESUMO

Morfometria da Bacia hidrográfica do Rio Sizandro e Qualidade da Água

O presente trabalho de projeto tem como objetivo analisar a morfometria da bacia hidrográfica do Rio Sizandro e avaliar a qualidade da sua água, integrando dados geográficos, ferramentas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e metodologias quantitativas. Localizada na região Oeste de Portugal, a bacia hidrográfica do Sizandro possui uma área de 372 km² e apresenta um uso do solo diversificado, que inclui atividades agrícolas predominantes, áreas urbanas crescentes e espaços naturais, refletindo pressões significativas sobre os recursos hídricos.

A análise morfométrica constitui uma parte central do estudo, permitindo caracterizar a geometria, relevo e rede de drenagem da bacia. Parâmetros como densidade de drenagem, índice de sinuosidade, fator de forma e coeficiente de compacidade foram calculados com base em modelos digitais de elevação (MDE) e tratados em ambiente SIG.

No que respeita à qualidade da água, foram utilizados dados de monitorização para avaliar parâmetros como concentração de nutrientes, sólidos suspensos e contaminantes químicos. A agricultura intensiva foi identificada como a principal fonte de poluição difusa, devido ao uso excessivo de fertilizantes e pesticidas.

As tecnologias de SIG desempenharam um papel fundamental neste trabalho, integrando dados geoespaciais e facilitando a análise de variáveis físicas e ambientais. Ferramentas como *ArcGIS Pro* e SNAP permitiram a delimitação da bacia, o cálculo de índices espectrais (NDVI, NDWI e BSI) e a produção de mapas temáticos que destacam áreas prioritárias para intervenção.

Os resultados deste estudo sublinham a necessidade de uma gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos da bacia do Rio Sizandro. Recomenda-se a implementação de práticas agrícolas mais sustentáveis, o reforço da vegetação ripária para estabilização das margens e a criação de infraestruturas verdes nas áreas urbanas, visando mitigar os impactos do escoamento superficial.

PALAVRAS-CHAVE: Dados Geográficos, Dados Abertos, Morfometria, Qualidade da Água, Rio Sizandro.

ABSTRACT

Morphometry of the Sizandro River Basin and Water Quality

The present project aims to analyze the morphometry of the Sizandro River Basin and evaluate its water quality by integrating geographic data, Geographic Information System (GIS) tools, and quantitative methodologies. Located in the western region of Portugal, the Sizandro River Basin covers an area of 372 km² and features diverse land use, including predominant agricultural activities, growing urban areas, and natural spaces, reflecting significant pressures on water resources.

Morphometric analysis constitutes a central part of the study, enabling the characterization of the basin's geometry, relief, and drainage network. Parameters such as drainage density, sinuosity index, form factor, and compactness coefficient were calculated based on Digital Elevation Models (DEMs) and processed in a GIS environment.

Regarding water quality, monitoring data were used to evaluate parameters such as nutrient concentrations, suspended solids, and chemical contaminants. Intensive agriculture was identified as the primary source of diffuse pollution due to the excessive use of fertilizers and pesticides.

GIS technologies played a fundamental role in this project, integrating geospatial data and facilitating the analysis of physical and environmental variables. Tools such as ArcGIS Pro and SNAP allowed for the delineation of the basin, the calculation of spectral indices (NDVI, NDWI, and BSI), and the production of thematic maps highlighting priority areas for intervention.

The results of this study emphasize the need for integrated and sustainable management of the water resources in the Sizandro River Basin. Recommendations include the implementation of more sustainable agricultural practices, the reinforcement of riparian vegetation to stabilize riverbanks, and the creation of green infrastructures in urban areas to mitigate the impacts of surface runoff.

KEYWORDS: Geographical Data, Open Data, Morphometry, Water Quality, Sizandro River.

ÍNDICE

Introdução	7 e 8
CAPÍTULO I	
ENQUADRAMENTO	
I. 1. Caso de Estudo: Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro.....	9 e 10
I. 2. Metodologia.....	10 a 15
I. 3. Caracterização Geral da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro.....	16 a 33
CAPÍTULO II	
MORFOMETRIA	
II. 1. A Morfometria: Definição e a sua Integração com os SIG.....	33 a 35
II. 2. Análise dos Resultados Morfométricos.....	36 a 45
CAPÍTULO III	
QUALIDADE DA ÁGUA	
III. 1. Análise da Legislação.....	45 a 48
II. 2. Apresentação dos Elementos de Monitorização da Qualidade da Água.....	48 a 69
III. 3. Análise dos Dados da Monitorização.....	69 a 76
Conclusão	77 e 78
Referências Bibliográficas	79 a 86
Anexos	87 a 89

INTRODUÇÃO

O estudo da morfometria e da qualidade da água em bacias hidrográficas tem-se revelado um componente essencial no campo do ordenamento e planeamento territorial, sobretudo em áreas onde os recursos hídricos representam um recurso crucial para o desenvolvimento sustentável. A análise morfométrica, ou seja, o estudo das características físicas da bacia hidrográfica, permite a compreensão de elementos como a forma, área, relevo e rede de drenagem de uma determinada região hidrográfica, fornecendo uma visão aprofundada sobre a dinâmica fluvial, o comportamento dos cursos de água e as possíveis influências sobre o uso do solo. Quando integrada ao estudo da qualidade da água, essa análise torna-se uma ferramenta ainda mais robusta para a gestão ambiental, uma vez que possibilita identificar áreas de potencial risco de contaminação e degradação ecológica, fornecendo informações essenciais para uma gestão mais consciente e eficaz dos recursos hídricos (Carvalho & Santos, 2018).

O Rio Sizandro, que percorre o território do concelho de Torres Vedras e Sobral de Monte Agraço, é um exemplo significativo de um recurso hídrico cuja análise morfométrica e de qualidade da água pode fornecer dados valiosos para a tomada de decisões em políticas de ordenamento. Esta bacia hidrográfica desempenha um papel importante na manutenção dos ecossistemas locais, além de influenciar atividades agrícolas e urbanas na região (Martins & Gonçalves, 2019). Neste contexto, a morfometria do Rio Sizandro e os parâmetros de qualidade da sua água são fundamentais para compreender como os usos e alterações no território, como urbanização e atividades agrícolas, podem impactar a sustentabilidade do ambiente fluvial e, conseqüentemente, o bem-estar das populações que dependem desse recurso.

Para além da importância da morfometria na compreensão das características físicas da bacia hidrográfica, esta análise revela-se essencial para prever o comportamento hidrológico e hidrodinâmico dos cursos de água, especialmente em situações de cheias e de seca. Essas informações tornam-se estratégicas para o planeamento territorial, pois permitem que as autoridades identifiquem áreas de risco, implementem infraestruturas de drenagem adequadas e desenvolvam zonas de proteção contra inundações, salvaguardando assim tanto as populações quanto as atividades económicas locais (Carvalho et al., 2019). A

correta aplicação destes dados morfométricos é, portanto, indispensável para a elaboração de um ordenamento sustentável, que considere as particularidades da bacia e promova o uso racional do solo e da água.

As tecnologias de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) destacam-se como ferramentas indispensáveis para a análise morfométrica e para o monitoramento da qualidade das águas. Os SIG permitem a manipulação e análise de geodados de forma precisa e eficiente, oferecendo a capacidade de integrar variáveis físicas e ambientais que impactam diretamente a qualidade da água e a morfometria dos rios (Silva & Ribeiro, 2022). Através dos SIG, torna-se possível elaborar modelos digitais de terreno (MDT), realizar cálculos de declividade e compreender a rede hidrográfica de forma a identificar padrões de escoamento e áreas suscetíveis a erosão ou sedimentação, elementos fundamentais para o estudo morfométrico (Gomes, 2020). Além disso, estas ferramentas permitem um acompanhamento contínuo da qualidade da água, com possibilidade de criação de bases de dados georreferenciadas que auxiliam no rastreamento de fontes de poluição e em análises preditivas sobre a qualidade da água.

A utilização dos SIG no estudo da bacia hidrográfica do Rio Sizandro fornece suporte técnico e científico para uma gestão territorial mais eficaz e sustentável. Com o uso de dados geoespaciais e métodos de análise morfométrica, é possível não apenas caracterizar o comportamento hidrológico da bacia, mas também implementar medidas de preservação e mitigação que assegurem a qualidade da água, visando, assim, o desenvolvimento territorial em harmonia com a conservação dos recursos naturais (Teixeira & Rocha, 2020). A relevância da pesquisa torna-se evidente, uma vez que o conhecimento das variáveis morfométricas e da qualidade da água permite uma base sólida para a definição de políticas de ordenamento, que sejam ecologicamente sustentáveis e adaptadas às necessidades da população local.

Este trabalho de projeto visa analisar a morfometria da bacia hidrográfica do Rio Sizandro e a qualidade da sua água, com o objetivo de fornecer uma visão integrada que apoie as estratégias de ordenamento do território, explorando a importância dos SIG como ferramenta fundamental nesse processo. Esta abordagem interdisciplinar e geoespacial pretende contribuir para o conhecimento da bacia do Sizandro e para a implementação de políticas públicas que promovam a gestão sustentável dos recursos hídricos e a preservação ambiental.

CAPÍTULO I

Enquadramento

I. 1. Caso de Estudo: Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

O presente trabalho de projeto tem como foco a análise da morfometria da bacia hidrográfica do rio Sizandro e a avaliação da qualidade da sua água. Este estudo pretende compreender os padrões geomorfológicos e as dinâmicas ambientais de uma bacia hidrográfica localizada na região Centro-Oeste de Portugal, reconhecida pela sua importância ambiental, económica e social para a região. A escolha deste caso de estudo justifica-se pela relevância que apresenta para o ordenamento do território dos concelhos de Torres Vedras e de Sobral Monte Agraço, particularmente no que diz respeito à gestão sustentável dos recursos hídricos e ao planeamento territorial. Este estudo procura também abordar as pressões ambientais e antropogénicas que afetam a bacia.

O rio Sizandro é um curso de água que atravessa os concelhos de Torres Vedras e Sobral de Monte Agraço e desagua no Oceano Atlântico. A sua bacia hidrográfica apresenta um uso do solo predominantemente agrícola, nomeadamente agricultura vinícola, intercalado com áreas urbanas e florestais. Este mosaico territorial reflete-se diretamente nas dinâmicas hídricas e ambientais da região, tornando a bacia num espaço ideal para o estudo da relação entre morfologia, qualidade da água e uso do solo. O rio Sizandro é essencial para a agricultura local, sendo, ao mesmo tempo, vulnerável a fenómenos como a poluição hídrica e alterações no regime hidrológico devido às mudanças climáticas e ao uso intensivo do solo (Rodrigues & Fernandes, 2019).

A análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio Sizandro permite identificar áreas críticas, como zonas propensas a inundações ou suscetíveis à erosão, contribuindo para a definição de estratégias de mitigação. A avaliação da qualidade da água, por sua vez, fornece dados essenciais para proteger os ecossistemas aquáticos e para a gestão sustentável dos recursos hídricos. Estas informações são indispensáveis para o planeamento territorial, sobretudo em contextos onde as atividades humanas têm um impacto significativo nos recursos naturais.

Os Sistemas de Informação Geográfica desempenham um papel central neste trabalho de projeto. Estes sistemas permitem a integração de dados geoespaciais complexos e

facilitam a análise detalhada das interações e-ntre fatores físicos e antrópicos na bacia. Por exemplo, os SIG são fundamentais para a análise morfométrica, possibilitando o cálculo de parâmetros como a densidade de drenagem, declive médio e índice de forma, a partir de Modelos Digitais de Terreno (MDT). Além disso, os SIG permitem o mapeamento do uso e cobertura do solo, a modelagem hidrológica e a identificação de fontes de poluição pontuais e difusas.

I. 2. Metodologia

A metodologia adotada neste trabalho de projeto passou essencialmente pela ampla utilização dos SIG (Sistemas de Informação Geográfica) como o *software ArcGIS Pro* ou o *software SNAP*, para a fase da caracterização geral da bacia hidrográfica do rio Sizandro e para a fase dos cálculos morfométricos da bacia. O *software Microsoft Excel* foi também amplamente utilizado para os cálculos da morfometria da bacia e para a análise dos dados da qualidade da água do rio Sizandro.

Delimitação da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

Para a delimitação da bacia hidrográfica do Rio Sizandro e a identificação da sua rede hidrográfica, recorreu-se à utilização de um Modelo Digital de Elevação (MDE) em ambiente SIG. A imagem resultante foi gerada no *ArcGIS Pro*, aplicando uma sequência de operações fundamentais para a análise hidrológica. Estas etapas são descritas a seguir, detalhando as ferramentas e processos necessários.

1. Obtenção do Modelo Digital de Elevação (MDE)

O MDE utilizado foi obtido através do *website* da Universidade do Porto, editado pela Ciimar (*Coastal Monitoring and Management Group*) e fornecido pela missão ALOS da JAXA (*Japan Aerospace Exploration Agency*), com uma resolução espacial de 25 metros. Este modelo representa a topografia da área de interesse, sendo a base para as análises hidrológicas. O ficheiro foi importado para o *ArcGIS Pro*, onde todas as operações subsequentes foram realizadas.

2. Pré-processamento do MDE

Antes de realizar a análise hidrológica, foi necessário garantir que o MDE estivesse preparado e livre de inconsistências. Os passos realizados foram:

- Correção de depressões (*Sink Fill*): Aplicou-se a ferramenta "*Fill*" para corrigir depressões espúrias no MDE que poderiam interromper o escoamento natural da água. Esta etapa é crucial para simular com precisão o percurso das águas na superfície.
- Validação da topografia: O modelo foi visualizado para garantir que representava fielmente as características topográficas relevantes, como elevações, declives e vales.

3. Cálculo do Modelo de Fluxo

Com o MDE corrigido, foi gerado o modelo de fluxo hidrológico. Este passo consiste em identificar o caminho que a água seguiria ao longo da superfície terrestre:

- Direção de Fluxo (*Flow Direction*): Utilizou-se a ferramenta "*Flow Direction*" para calcular a direção preferencial de escoamento em cada célula do MDE, baseada no gradiente topográfico.
- Acumulação de Fluxo (*Flow Accumulation*): Com base na direção de fluxo, foi gerado o modelo de acumulação de fluxo, que calcula o número de células que contribuem para o escoamento de cada ponto. Áreas com elevada acumulação indicam potenciais localizações de rios ou vales.

4. Delimitação da Bacia Hidrográfica

A delimitação dos limites da bacia hidrográfica do Rio Sizandro foi realizada a partir do modelo de fluxo acumulado:

- Exutório (*Pour Point*): Foi selecionado manualmente o ponto de saída do Rio Sizandro, localizado na sua foz no Oceano Atlântico.
- Delimitação da Bacia (*Watershed*): A ferramenta "*Watershed*" foi utilizada para identificar as áreas que contribuem hidrologicamente para o ponto de saída, delimitando automaticamente a bacia hidrográfica do Sizandro.

5. Extração da Rede Hidrográfica

A rede hidrográfica do Rio Sizandro e seus afluentes foi extraída com base nos resultados da acumulação de fluxo:

- Definição do Limite de Fluxo: Utilizou-se um valor de "*threshold*" no modelo de acumulação de fluxo para identificar os canais principais e afluentes. Este limite foi ajustado com base na densidade de drenagem esperada na região e na resolução do MDE.
- Criação da Rede Hidrográfica: A ferramenta "*Stream Order*" foi aplicada para hierarquizar a rede hidrográfica, identificando o rio principal (Rio Sizandro) e os seus afluentes.

6. Exportação e Representação Cartográfica

Os limites da bacia hidrográfica e a rede hidrográfica resultantes foram exportados como camadas vetoriais. Estas camadas foram integradas no ambiente de mapeamento do *ArcGIS Pro* para a criação do mapa final:

- Simbolização: As linhas representando o Rio Sizandro e os seus afluentes foram destacadas em azul, enquanto os limites da bacia foram representados por uma linha amarela.
- Adição de Elementos Cartográficos: O mapa foi complementado com legenda, escala, orientação (norte) e nomes dos concelhos, como Torres Vedras e Sobral de Monte Agraço.

Cálculo dos Índices de Caracterização Geral da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

A metodologia adotada nesta fase baseou-se no uso de uma imagem de satélite Sentinel-2B, disponível na plataforma do programa europeu Copernicus, para a análise dos índices NDVI, NDWI e BSI da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro. A data escolhida, 4 de maio de 2022, insere-se no final da primavera, período relevante para avaliar a vegetação, a água superficial e o solo exposto da bacia hidrográfica. Os principais passos metodológicos são descritos detalhadamente a seguir.

1. Obtenção da Imagem Sentinel-2B

A imagem de satélite utilizada foi obtida através do portal *Copernicus Open Access Hub*. A seleção da cena foi realizada com base na cobertura espacial que incluísse a totalidade da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro e na data do mesmo ano dos últimos dados da qualidade da água do rio Sizandro e sem presença de cobertura significativa de nuvens. Após o download das imagens em formato nativo Sentinel-2, foram realizadas as primeiras etapas de processamento.

2. Recorte para a Zona de Estudo

Com as imagens descarregadas, foi realizado um recorte (*resampling*) das bandas espectrais para focar exclusivamente na área correspondente aos limites da bacia hidrográfica do Rio Sizandro. Este recorte foi realizado utilizando ferramentas disponíveis no *software SNAP (Sentinel Application Platform)*, o que permitiu otimizar os recursos computacionais e concentrar a análise na zona de interesse.

3. Cálculo dos Índices

Cada índice foi calculado com base nas fórmulas específicas aplicadas às bandas espectrais correspondentes. As fórmulas utilizadas foram configuradas no SNAP, sendo ajustadas as bandas para uma resolução espacial de 10 metros, garantindo maior precisão na análise espacial.

4. Exportação dos Índices

Os resultados dos cálculos foram exportados do SNAP em formato TIFF georreferenciado. Este formato foi escolhido por sua compatibilidade com sistemas de informação geográfica (SIG) nomeadamente o *ArcGIS Pro*.

5. Edição e Visualização dos Mapas

Os arquivos TIFF exportados foram importados para o *ArcGIS Pro* para a criação e edição dos mapas temáticos. Em cada mapa, foram aplicadas paletas de cores específicas para destacar as características associadas a cada índice:

- NDVI: Gradiente de verde para indicar áreas de vegetação saudável e densa.
- NDWI: Gradiente de azul para representar a presença e a humidade de corpos de água.

- BSI: Gradiente de amarelo a vermelho para ilustrar áreas de solo exposto.

Foram também adicionados elementos cartográficos essenciais, como legenda, escala, setas de orientação e identificação dos limites da bacia hidrográfica e dos principais cursos de água, para facilitar a leitura e interpretação dos mapas.

Cálculos Morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

Os cálculos morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro foram realizados com o auxílio do *software ArcGIS Pro* para análise espacial e do *software Microsoft Excel* para cálculos matemáticos e organização de dados. Esta fase metodológica detalha os passos seguidos para calcular os parâmetros geomorfológicos e hidrológicos.

1. Obtenção e Preparo dos Dados

1.1. Modelo Digital de Elevação (MDE): O DEM utilizado foi o mesmo utilizado anteriormente, o ALOS AW3D30, com resolução espacial de 25 metros, com a projeção no sistema de coordenadas EPSG:3763 (TM06/ETRS89) e com as edições já feitas anteriormente.

2. Cálculo dos Parâmetros Morfométricos

2.1. Área da Bacia (A) e Perímetro (P): A área e o perímetro foram calculados diretamente a partir do *shapefile* dos limites da bacia no *ArcGIS Pro*, utilizando a ferramenta "*Calculate Geometry*".

2.2. Comprimento do Eixo Principal: O comprimento do eixo principal foi medido no *ArcGIS Pro* utilizando a ferramenta "*Measure Line*", conectando os dois pontos mais distantes dentro da bacia.

2.3. Rede de Drenagem: A rede de drenagem foi derivada a partir do MDE no *ArcGIS Pro*, utilizando a ferramenta "*Hydrology*":

- *Flow Direction*: Determinou a direção do fluxo para cada célula do MDE.
- *Flow Accumulation*: Identificou as áreas com maior concentração de fluxo.

Stream Definition: Foi aplicada um limiar de acumulação para delinear a rede hidrográfica.

2.4. Comprimento total da rede: O Comprimento total da rede foi calculado somando os comprimentos de todos os segmentos de drenagem, utilizando a ferramenta “*Calculate Geometry*” no *shapefile* da rede derivada.

2.5. Declividade Média e Máxima: A declividade foi calculada no *ArcGIS Pro* a partir do MDE utilizando a ferramenta “*Slope*”. Os valores médios e máximos foram obtidos diretamente através do resumo estatístico dos dados *raster*.

2.5. Amplitude de Relevo: Foi calculada a diferença entre a elevação máxima e mínima dentro da bacia, extraídas diretamente do MDE com a ferramenta “*Zonal Statistics*”.

2.6. Índices de Forma, de Drenagem e de Rugosidade: Os índices de forma, de drenagem e de rugosidade foram calculados no Excel utilizando as fórmulas que estão representadas na Tabela 1.

3. Curva Hipsométrica

A curva hipsométrica foi gerada no *Excel* a partir de dados de elevação extraídos do mesmo MDE utilizado anteriormente:

- Os valores de elevação foram divididos em intervalos regulares de 10 metros.
- A área acumulada relativa foi calculada para cada intervalo, normalizando pela área total.
- O gráfico foi gerado no *Excel*, representando a relação entre elevação e área acumulada.

4. Mapa de Declividade da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

A partir do MDE, a declividade foi calculada no *ArcGIS Pro* utilizando a ferramenta *Slope*. O *raster* de declividade foi simbolizado e exportado em formato PNG com um esquema de cores contínuo, utilizando a paleta *terrain*.

5. Validação dos Resultados

Todos os cálculos foram verificados para obter consistência entre as várias ferramentas utilizadas. Os resultados das métricas básicas, como área e perímetro, foram cruzados entre o *ArcGIS Pro* e o *Excel* para garantir que estavam corretos.

I. 3. Caracterização Geral da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

Caracterização Geográfica

A bacia hidrográfica do rio Sizandro encontra-se integralmente localizada na região Oeste de Portugal (NUTS III), abrangendo uma área predominantemente inserida no concelho de Torres Vedras, embora partes da bacia também estejam situadas em municípios vizinhos, como Sobral de Monte Agraço e Mafra. Este rio, de grande importância regional, desagua no Oceano Atlântico, perto da praia de Santa Cruz, numa zona costeira caracterizada pela presença de falésias e cordões dunares, que também desempenham um papel importante na proteção contra a erosão costeira.

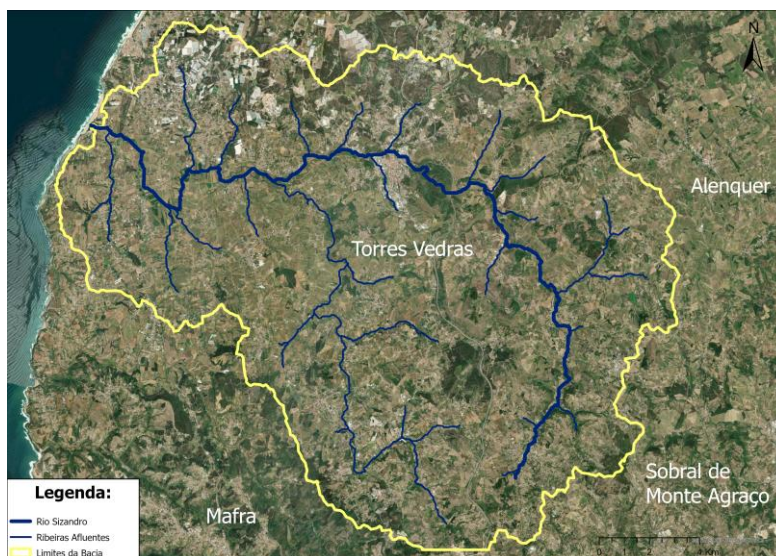


Figura 1- Representação dos Limites da Bacia Hidrográfica do rio Sizandro. Imagem recolhida com o software Google Earth Pro 2024. Elaboração Própria com recurso ao Software ArcGIS Pro.

O rio Sizandro tem a sua nascente na Serra do Socorro, na localidade de Sapateira, no concelho de Sobral de Monte Agraço, situada a aproximadamente 416 metros de altitude, sendo este o ponto mais elevado da bacia. A Serra do Socorro, classificada como uma paisagem protegida local, é um elemento geomorfológico significativo, contribuindo não só para o regime hídrico da bacia, mas também para a biodiversidade, com habitats característicos de zonas serranas que sustentam espécies endémicas e protegidas (ICNF, 2020). A partir da sua nascente, o Sizandro tem uma extensão de 40 quilómetros, atravessando zonas agrícolas, áreas urbanas e espaços naturais, o que confere uma diversidade paisagística única à sua bacia.

A área total da bacia hidrográfica é estimada em aproximadamente 372 km², sendo caracterizada por um relevo que alterna entre planícies aluviais e zonas de vales encaixados. A bacia está delimitada a Norte pelas bacias hidrográficas dos rios Alcabrichel e Grande, e a Sul pela bacia do rio Lizandro, com as quais partilha algumas características hidrológicas e geomorfológicas devido à proximidade geográfica e às semelhanças climáticas. Esta proximidade reflete-se em fenómenos comuns, como o transporte de sedimentos durante os

períodos de cheias e os impactos das alterações climáticas na disponibilidade hídrica (APA, 2022).

A localização da bacia na sub-região Oeste (NUTS III) é particularmente relevante, dado o forte carácter agrícola desta área, que historicamente se destacou pela produção de hortícolas, vinhas e frutícolas (INE, 2021). Este contexto económico influencia diretamente o uso dos recursos hídricos do Sizandro, que são frequentemente utilizados para irrigação, abastecimento humano e suporte de atividades industriais localizadas na periferia das principais áreas urbanas, como Torres Vedras.

O concelho de Torres Vedras, que ocupa uma parcela significativa da bacia, é o principal núcleo urbano e económico influenciado pelo rio Sizandro. Este concelho, com cerca de 80.000 habitantes (INE, 2021), combina áreas densamente urbanizadas com vastas zonas rurais, o que resulta numa interação complexa entre as pressões urbanas, agrícolas e ambientais exercidas sobre a bacia hidrográfica. Segundo a Câmara Municipal de Torres Vedras (2020), o Sizandro desempenha um papel estratégico no ordenamento do território do concelho, especialmente no contexto de mitigação de cheias, proteção de ecossistemas e gestão de recursos hídricos.

A localização costeira da bacia torna-a particularmente vulnerável aos impactos das alterações climáticas, incluindo a intrusão salina nos seus cursos de água e aquíferos, bem como o aumento da frequência e intensidade de fenómenos extremos, como cheias e secas, como observado na figura 2 (APA, 2022). A proximidade ao Oceano Atlântico também



Figura 2- Leito do rio Sizandro com sinais de seca extrema em Novembro de 2024. Fotografia de autoria própria retirada nos cursos em Torres Vedras.

influencia o clima da bacia, que combina características mediterrânicas com forte influência marítima. Este fator condiciona o regime hídrico do Sizandro, especialmente na foz, onde a interação entre a água doce e a água salgada cria um ambiente estuarino com elevada sensibilidade ecológica.

Adicionalmente, a foz do rio Sizandro, situada na zona da praia de Santa Cruz, é um local de interesse ambiental e turístico. Esta área é conhecida pelas suas praias e pela prática de atividades de lazer, como o surf, que contribuem para a economia local. No entanto, a pressão turística sobre a foz, especialmente durante os meses de verão, aumenta os desafios de gestão ambiental e de proteção da qualidade da água do Sizandro. Relatórios recentes indicam que os níveis de poluição na foz do Sizandro têm impacto na qualidade das águas balneares de Santa Cruz, o que tem levado a esforços conjuntos entre autoridades locais e organizações ambientais para mitigar os efeitos da poluição e restaurar os ecossistemas locais (Jornal Badaladas, 2022).

A localização estratégica da bacia, inserida numa região de transição entre áreas montanhosas e costeiras, confere-lhe um papel crucial na ligação entre ecossistemas terrestres e marinhos. Esta posição geográfica faz do Sizandro um importante recurso hídrico e ecológico, cuja conservação é vital para o equilíbrio ambiental e o desenvolvimento sustentável da região Oeste.

Rede Hidrográfica

A rede hidrográfica da bacia do rio Sizandro é uma das principais componentes estruturais e funcionais do sistema hidrológico da região Oeste, desempenhando um papel crucial na drenagem das águas superficiais e no suporte dos ecossistemas locais. O rio Sizandro é o eixo principal desta rede, percorrendo aproximadamente 40 quilómetros desde a sua nascente, na Serra do Socorro, até à sua foz, no Oceano Atlântico, junto à praia de Santa Cruz. Esta rede inclui diversos cursos de água afluentes e áreas de várzea, sendo influenciada por fatores naturais, como o relevo e o clima, e por pressões antropogénicas resultantes das atividades humanas (APA, 2022).

O curso principal do rio Sizandro apresenta características típicas de rios mediterrânicos, com um regime sazonal de caudal fortemente dependente da precipitação. Durante o inverno, os caudais são mais elevados devido às chuvas intensas, enquanto no verão muitos trechos do rio apresentam caudais reduzidos ou mesmo interrupções, refletindo a variabilidade hídrica da bacia (APA, 2022). Este padrão sazonal, combinado com a utilização intensiva dos recursos hídricos, torna o Sizandro suscetível a fenómenos como cheias no inverno e períodos de seca no verão.

O leito do rio é caracterizado por áreas alternadas de maior encaixe, onde o rio forma vales profundos, e zonas de planície, onde ocorrem várzeas aluviais com elevada fertilidade. Estas áreas de várzea são fundamentais para a agricultura local, mas também sofrem impactos diretos das atividades humanas, como poluição difusa e redução da capacidade de infiltração das águas pluviais.

A rede hidrográfica da bacia inclui vários afluentes e ribeiras, que desempenham um papel essencial na drenagem e no transporte de sedimentos, nutrientes e poluentes. Entre os principais afluentes, destacam-se:

- Ribeira de Alvarinho: Este curso de água é um dos mais importantes na parte superior da bacia, contribuindo significativamente para a recarga hídrica do Sizandro durante os períodos chuvosos. Contudo, a ribeira sofre pressões relacionadas com escoamentos agrícolas e erosão das margens.
- Ribeira da Freixofeira: Localizada na parte média da bacia, esta ribeira drena áreas agrícolas intensivas e zonas residenciais, apresentando riscos associados a escoamentos de fertilizantes e efluentes urbanos.
- Ribeira da Conquinha e Ribeira de Capeludos: Estas ribeiras, situadas mais a jusante, desempenham um papel importante na recarga do curso principal, especialmente em períodos de maior precipitação. Contudo, estão altamente vulneráveis à poluição difusa e ao transporte de sólidos suspensos.

A confluência destas ribeiras com o rio Sizandro é influenciada pela morfologia local, com zonas de acumulação de sedimentos que frequentemente alteram a dinâmica fluvial, especialmente durante os períodos de cheia.

A rede hidrográfica do Sizandro inclui áreas de várzea de grande importância para a gestão hídrica e para as atividades económicas locais. Estas zonas, situadas maioritariamente na parte média e inferior da bacia, funcionam como áreas de retenção natural de água durante os períodos de cheias, reduzindo o impacto dos eventos hidrológicos extremos. Contudo, a expansão da agricultura intensiva e da urbanização tem reduzido a capacidade destas várzeas de desempenharem o seu papel regulador, aumentando o risco de inundações em áreas urbanas e rurais, particularmente no concelho de Torres Vedras (Câmara Municipal de Torres Vedras, 2020).

A foz do rio Sizandro, localizada na zona costeira de Santa Cruz, apresenta características de uma zona estuarina. Esta área é marcada pela interação entre a água doce e a água salgada, criando um ecossistema com elevada sensibilidade ambiental. A proximidade ao Oceano Atlântico influencia diretamente a dinâmica hídrica da rede hidrográfica, especialmente durante os períodos de marés altas ou tempestades costeiras, que podem causar a intrusão de água salina nos cursos de água e aquíferos próximos. Este fenómeno, intensificado pelas alterações climáticas, afeta a qualidade da água e a biodiversidade, além de representar um desafio para a utilização dos recursos hídricos na irrigação e no abastecimento humano (APA, 2022).

A rede hidrográfica da bacia do Sizandro está sujeita a pressões significativas de origem antropogénica. A agricultura intensiva e o uso de fertilizantes e pesticidas têm contribuído para o aumento de poluentes, como o fósforo e o azoto, nos cursos de água. A expansão urbana, especialmente no concelho de Torres Vedras, resultou em maiores volumes de efluentes domésticos e industriais, muitos dos quais não tratados de forma adequada. Estes fatores aumentam os níveis de poluição orgânica e química na rede hidrográfica, comprometendo a sua qualidade ecológica (APA, 2022; ICNF, 2020).

As atividades agrícolas e urbanas têm contribuído para o aumento dos sólidos suspensos na rede hidrográfica. Estes sedimentos, transportados pelas ribeiras e pelo curso principal, reduzem a transparência da água, prejudicam a fotossíntese e alteram os habitats aquáticos. A construção de infraestruturas, como estradas e sistemas de drenagem, também tem impactado a rede hidrográfica, aumentando o escoamento superficial e reduzindo a infiltração das águas pluviais.

Caracterização Geomorfológica

A bacia do rio Sizandro é caracterizada por uma morfologia variada, com uma combinação de zonas montanhosas, áreas de encostas e planícies aluviais. Este relevo diversificado é resultado de processos geológicos e erosivos que moldaram a paisagem ao longo do tempo, influenciando diretamente o regime hídrico e os padrões de uso do solo.

Na parte sul da bacia, destacam-se as formações montanhosas associadas à Serra do Socorro, que atinge uma altitude máxima de 416 metros. Esta área representa a principal

zona de recarga hídrica da bacia, sendo formada predominantemente por rochas calcárias e margosas do período Jurássico, que possuem uma elevada permeabilidade. Estas características geológicas favorecem a infiltração das águas pluviais, alimentando aquíferos importantes, mas também tornam a região suscetível a processos de carstificação e erosão química (Carvalho & Rocha, 2009). A topografia irregular da serra contribui para a rápida drenagem superficial e o transporte de sedimentos para os cursos de água localizados nas zonas mais baixas.

À medida que o rio Sizandro escoa para a parte média da bacia, o relevo torna-se mais suave, com encostas de inclinação moderada que convergem para vales encaixados, como é possível verificar na figura 3. Estas áreas são dominadas por solos argilo-calcários, que se formam a partir da erosão de rochas sedimentares. Apesar de serem relativamente férteis, estes solos apresentam uma elevada suscetibilidade à erosão,

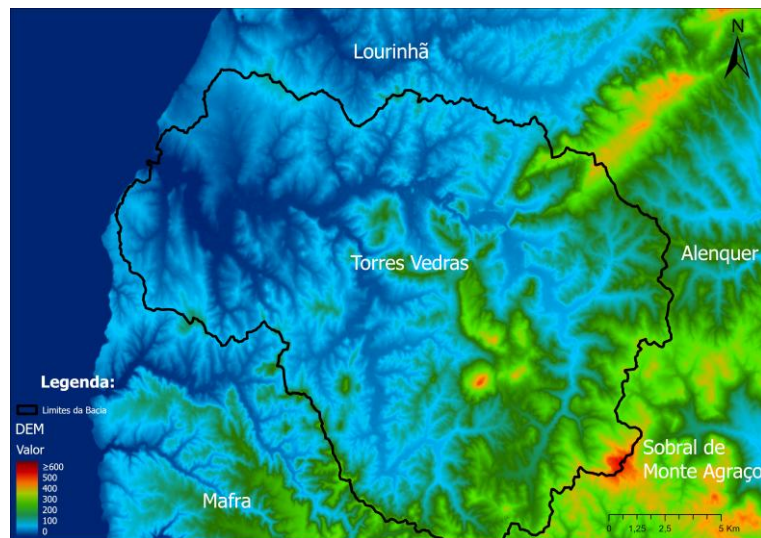


Figura 3- Representação do MDE (Modelo Digital de Elevação) da Bacia Hidrográfica do rio Sizandro. Dados do MDE provenientes da missão ALOS com uma resolução de 25m. Elaboração Própria com recurso ao Software ArcGIS Pro.

especialmente em locais onde a cobertura vegetal foi removida para a prática agrícola intensiva. Esta região da bacia é marcada pela presença de várias ribeiras afluentes, que contribuem para o transporte de sedimentos e nutrientes para o curso principal do rio (APA, 2022).

Na parte inferior da bacia, junto à foz do rio Sizandro, predominam as planícies aluviais e zonas de várzea. Estas áreas apresentam altitudes mais baixas, inferiores a 50 metros, e são formadas por depósitos aluviais recentes, compostos por sedimentos finos transportados pelo rio. A geomorfologia plana destas áreas é altamente favorável à agricultura, sendo historicamente utilizada para o cultivo de hortícolas e outras culturas de regadio. No entanto, estas planícies são também suscetíveis a inundações durante os períodos de cheias, refletindo a variabilidade sazonal dos caudais do Sizandro (Câmara Municipal de Torres Vedras, 2020).

A geomorfologia da bacia do Sizandro é, assim, marcada por uma transição gradual entre áreas montanhosas a montante e planícies aluviais a jusante. Esta variação reflete-se nos padrões de drenagem e na capacidade de retenção e transporte de água e sedimentos, com implicações significativas para a qualidade da água e a gestão dos recursos hídricos.

Caracterização do Solo da Bacia

Os tipos de solo presentes na bacia do rio Sizandro são fortemente influenciados pela geologia e pelas características climáticas da região. Estes solos desempenham um papel crucial no suporte às atividades agrícolas e na regulação hidrológica, mas a sua gestão inadequada tem contribuído para problemas como erosão, perda de fertilidade e poluição difusa.

Os Tipos de solos dominantes na bacia incluem:

- Solos Argilo-Calcários: Estes solos, formados a partir da decomposição de rochas calcárias, são comuns nas áreas de encostas e vales da bacia média. Apresentam uma fertilidade moderada, sendo amplamente utilizados para a agricultura, especialmente para o cultivo de vinha e cereais. No entanto, a sua textura fina e a inclinação do terreno tornam-nos suscetíveis à erosão hídrica, particularmente em locais com pouca cobertura vegetal.
- Solos Aluviais: Localizados principalmente nas várzeas ao longo do curso principal do rio Sizandro, estes solos são ricos em matéria orgânica e nutrientes devido aos sedimentos transportados pelo rio. A sua elevada fertilidade torna-os ideais para a agricultura intensiva, como o cultivo de hortícolas. Contudo, estas áreas estão frequentemente sujeitas a inundações e à acumulação de poluentes provenientes de atividades agrícolas e urbanas.
- Solos Podzólicos e Cambissolos: Encontrados nas áreas montanhosas da bacia, estes solos são menos férteis e apresentam uma capacidade de retenção de água limitada. Apesar disso, contribuem para a recarga hídrica dos aquíferos devido à elevada permeabilidade das rochas calcárias subjacentes.

A utilização intensiva dos solos da bacia, particularmente nas áreas de várzea e encostas, tem resultado na degradação das suas propriedades físicas e químicas. A agricultura intensiva, combinada com práticas inadequadas de gestão do solo, tem levado à compactação, à perda de matéria orgânica e à lixiviação de nutrientes. Além disso, o uso excessivo de fertilizantes e pesticidas tem contribuído para a poluição difusa, com impactos significativos na qualidade da água do Sizandro e dos seus afluentes (APA, 2022).

Uso do Solo

O uso do solo na bacia hidrográfica do rio Sizandro reflete uma interação complexa entre fatores naturais, como as condições climáticas, geomorfológicas e de fertilidade dos solos, e fatores antrópicos, como a urbanização, a agricultura intensiva e a ocupação do território. Esta diversidade de usos influencia diretamente os recursos hídricos, tanto em termos de quantidade como de qualidade da água, contribuindo para as pressões ambientais observadas ao longo do curso do rio (APA, 2022).

A bacia do Sizandro apresenta uma composição mista de usos do solo, sendo predominantemente agrícola, mas com áreas significativas de ocupação urbana, florestal e natural. Cerca de 50% da área da bacia é dedicada à agricultura, que constitui a principal atividade económica da região (INE, 2021). A fertilidade dos solos aluviais das várzeas e a acessibilidade à água para irrigação tornam a bacia uma das mais produtivas na região Oeste (Câmara Municipal de Torres Vedras, 2020). As principais culturas incluem hortícolas, cultivadas em várzeas próximas ao rio, que dependem fortemente da irrigação, mas também são uma fonte significativa de poluição difusa devido ao uso intensivo de fertilizantes e pesticidas (APA, 2022). Nas encostas da bacia, especialmente em solos argilo-calcários, a produção de vinha e pomares é predominante. Estes cultivos são menos exigentes em água, mas contribuem para o escoamento de nutrientes e sedimentos. As culturas de cereais e pastagens, embora ocupem áreas menores, desempenham um papel importante na economia local, mas muitas vezes estão associadas a práticas de gestão do solo menos sustentáveis (Carvalho & Rocha, 2009).

As zonas urbanas e infraestruturas ocupam cerca de 20% da bacia e estão concentradas principalmente no concelho de Torres Vedras. A expansão urbana tem

aumentado a impermeabilização do solo, reduzindo a capacidade de infiltração da água e intensificando o escoamento superficial (Câmara Municipal de Torres Vedras, 2020). Este fenómeno tem contribuído para o transporte de sedimentos e poluentes para o rio, especialmente em períodos de chuvas intensas, agravando os riscos de cheias e a degradação da qualidade da água (APA, 2022).

As áreas florestais e de matos cobrem cerca de 25% da bacia, predominando nas áreas montanhosas e nas encostas da Serra do Socorro. Estas zonas são essenciais para a regulação hidrológica, pois reduzem a erosão do solo e contribuem para a recarga dos aquíferos (ICNF, 2020). Contudo, a falta de gestão florestal tem resultado em incêndios frequentes, que degradam os solos e aumentam o risco de escoamento de sedimentos (APA, 2022).

Apenas cerca de 5% da área da bacia é composta por zonas naturais e ripárias bem preservadas, localizadas ao longo do curso principal do Sizandro e dos seus afluentes. Estas zonas são fundamentais para a estabilidade dos ecossistemas aquáticos e para a filtragem de sedimentos e poluentes, mas têm vindo a ser progressivamente ocupadas ou degradadas devido à urbanização e à expansão agrícola (Câmara Municipal de Torres Vedras, 2020).

A diversidade de usos do solo na bacia do rio Sizandro tem implicações diretas na qualidade da água. A agricultura intensiva, com o uso excessivo de fertilizantes e pesticidas, é uma das principais fontes de poluição difusa. Os nutrientes, como fósforo e nitratos, provenientes do escoamento agrícola, contribuem para a eutrofização do rio, favorecendo o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas e reduzindo os níveis de oxigénio dissolvido (APA, 2022).

A monocultura em algumas áreas aumenta o risco de compactação do solo e erosão, resultando em elevados níveis de sólidos suspensos nos cursos de água (Carvalho & Rocha, 2009). A urbanização, especialmente no concelho de Torres Vedras, tem resultado num aumento da impermeabilização do solo, o que reduz a infiltração de água no subsolo e aumenta o escoamento superficial (Câmara Municipal de Torres Vedras, 2020). Este fenómeno intensifica o transporte de sedimentos e poluentes para o rio, especialmente em períodos de chuvas intensas. Assim como, a ocupação inadequada das zonas ripárias compromete a sua função de proteção natural dos cursos de água. Estas áreas são essenciais para a retenção de sedimentos e nutrientes e para a criação de habitats para a biodiversidade

aquática, mas a sua degradação contribui para o aumento da erosão das margens e a redução da qualidade ecológica do rio (ICNF, 2020).

Nas áreas florestais e de matos, os incêndios têm provocado uma degradação significativa dos solos, aumentando o escoamento superficial e o transporte de sedimentos para o rio Sizandro. Estes fenómenos agravam os problemas de sedimentação e de poluição nos ecossistemas aquáticos. A bacia do Sizandro tem vindo a sofrer alterações no uso do solo, impulsionadas pela intensificação agrícola e pela urbanização crescente. Estas alterações têm agravado a pressão sobre os recursos hídricos, comprometendo tanto a qualidade como a quantidade da água disponível. As mudanças climáticas também estão a exacerbar os desafios associados à gestão do solo, com fenómenos extremos, como cheias e secas, intensificados pelo impacto das atividades humanas na bacia (APA, 2022).

A intensificação agrícola e a urbanização crescente na bacia do Sizandro têm pressionado significativamente os ecossistemas aquáticos, refletindo-se em alterações substanciais na dinâmica hidrológica e na qualidade dos recursos hídricos. As práticas de agricultura intensiva continuam a ser um dos principais desafios, sobretudo devido ao aumento da aplicação de fertilizantes e pesticidas. Este uso excessivo leva ao escoamento de nutrientes, como fósforo e nitratos, que não apenas promovem a eutrofização, mas também reduzem a biodiversidade aquática ao criar condições adversas para muitas espécies sensíveis aos baixos níveis de oxigénio dissolvido. Adicionalmente, as práticas de monocultura têm reduzido a resiliência do solo, tornando-o mais vulnerável à compactação e à erosão, o que, por sua vez, aumenta a carga de sedimentos e sólidos suspensos no rio (Carvalho & Rocha, 2009; APA, 2022).

A expansão urbana, particularmente no concelho de Torres Vedras, também se traduz num impacto significativo. A impermeabilização do solo associada ao crescimento urbano tem reduzido substancialmente a capacidade de infiltração da água no subsolo, agravando o escoamento superficial e contribuindo para o aumento do transporte de poluentes e sedimentos para os cursos de água durante os períodos de precipitação elevada. Este fenómeno tem implicações diretas na intensificação das cheias e no transporte de substâncias nocivas para o ambiente aquático, ameaçando não apenas a qualidade da água, mas também os habitats ripários e a funcionalidade ecológica do rio Sizandro (Câmara Municipal de Torres Vedras, 2020).

Índices de Caracterização Geral da Bacia

Para uma caracterização geral mais detalhada da Bacia Hidrográfica do rio Sizandro foram analisados três índices: NDVI, NDWI e o BSI. Os índices foram calculados com o *software* SNAP, através de uma imagem de satélite SENTINEL-2B, recolhida a 4 de maio de 2022. Esta imagem de satélite foi escolhida devido ao ano dos dados recolhidos ser comparável com os últimos dados da qualidade da água do rio Sizandro. A imagem também foi escolhida devido à estação do ano ser a ideal para o cálculo dos índices analisados e por ter uma cobertura de nuvens de apenas 0.14%.

NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)

O NDVI, ou Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, é uma métrica amplamente utilizada para avaliar a saúde e a densidade da vegetação numa área específica. Este índice baseia-se na refletância da radiação em duas bandas espectrais: o vermelho (*Red*), que é fortemente absorvido pela clorofila durante a fotossíntese, e o infravermelho próximo (NIR), que é refletido pela estrutura celular das plantas. A fórmula utilizada para o cálculo do NDVI é:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} + \text{Red}) / (\text{NIR} - \text{Red})$$

Os valores do NDVI variam entre -1 e 1. Valores positivos próximos de 1 indicam vegetação densa e saudável, com elevada atividade fotossintética. Por outro lado, valores próximos de 0 indicam solo exposto ou vegetação escassa e valores negativos geralmente representam superfícies como água ou áreas urbanas. Este índice é sensível a diversos fatores, como a estação do ano, a humidade do solo, a densidade da vegetação e os tipos de cobertura vegetal (Câmara & Davis, 2009; Ferreira, 2013).

O mapa da figura 4 que apresenta o NDVI da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro é uma ferramenta valiosa para analisar as dinâmicas da vegetação nesta região. Observando o mapa, nota-se uma predominância de zonas com valores intermédios e altos de NDVI (representadas em tons de verde e amarelo), refletindo a presença significativa de vegetação

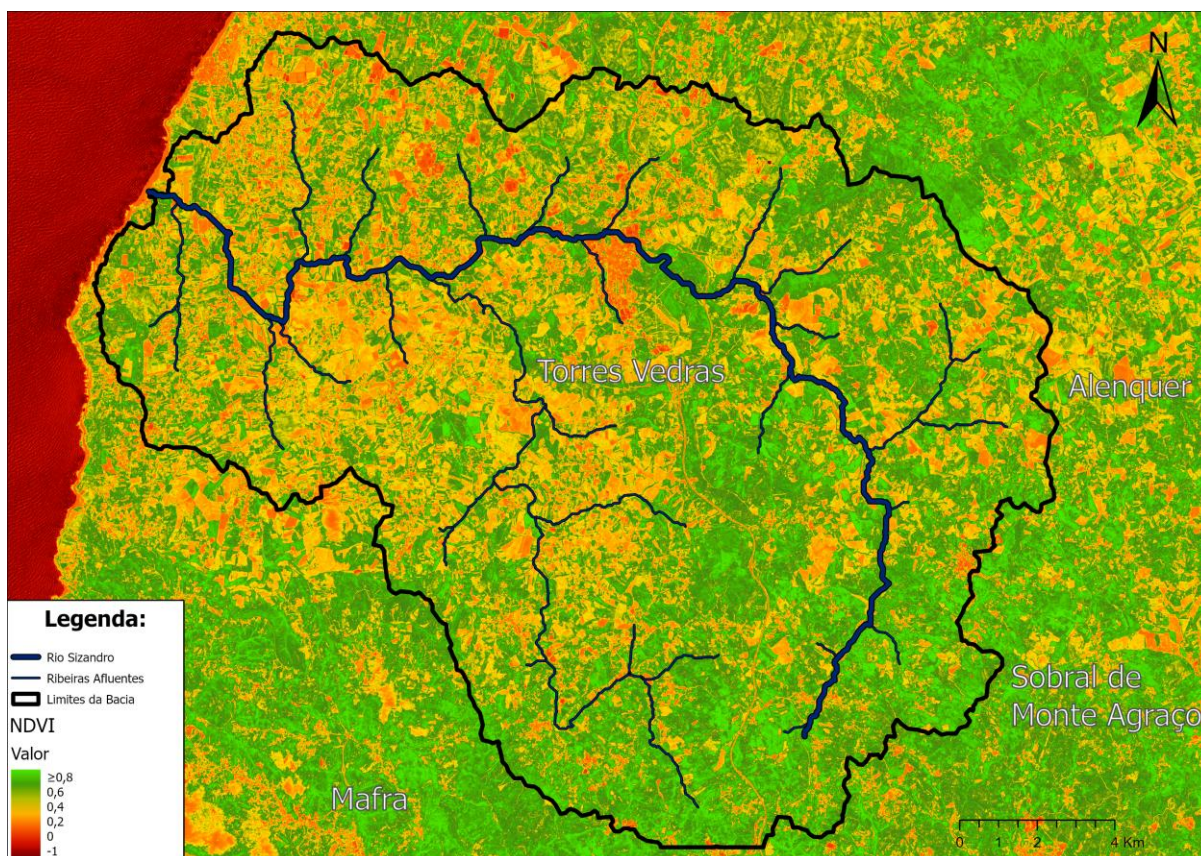


Figura 4- NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) da Bacia Hidrográfica do rio Sizandro, calculado com o software SNAP, através de uma imagem de satélite SENTINEL-2B, recolhida a 4 de maio de 2022. Elaboração Própria com recurso ao Software ArcGIS Pro.

na bacia. Estas áreas correspondem, muito provavelmente, a zonas agrícolas ativas, matos e fragmentos florestais. Já as áreas em vermelho, onde os valores de NDVI são muito baixos, correspondem a superfícies urbanizadas, solos descobertos ou áreas com vegetação muito escassa.

É possível observar que as áreas próximas do leito principal do Rio Sizandro e dos seus afluentes apresentam valores de NDVI mais elevados. Isto sugere a presença de vegetação ripícola, característica destas zonas, que desempenha um papel crucial na estabilização das margens dos cursos de água, na retenção de sedimentos e na filtragem de poluentes. Este tipo de vegetação contribui significativamente para a manutenção da qualidade da água, ao reduzir o transporte de partículas e nutrientes que poderiam causar eutrofização. Por outro lado, nas zonas mais afastadas dos cursos de água, em encostas de maior declive, o NDVI tende a ser mais baixo, refletindo a possível presença de solos mais expostos ou vegetação menos densa, resultado da erosão ou de práticas agrícolas que removem temporariamente a cobertura vegetal.

Um aspeto importante a ter em conta é que a época do ano em que esta imagem foi captada — início de maio — tem uma influência marcante nos valores do NDVI. Durante esta altura, em Portugal, a vegetação encontra-se num período de crescimento ativo, impulsionado pelas chuvas da primavera e pelas temperaturas moderadas. Como resultado, as zonas agrícolas apresentam geralmente NDVI elevado, indicando o desenvolvimento das culturas. Contudo, é possível que algumas áreas agrícolas, especialmente aquelas que foram lavradas recentemente ou que ainda não foram semeadas, apresentem valores baixos de NDVI, confundindo-se com solos expostos.

As áreas urbanizadas, como a cidade de Torres Vedras e outras zonas habitadas dentro da bacia, mostram valores consistentemente baixos de NDVI. Estas superfícies, compostas por edifícios, estradas e outros elementos artificiais, contribuem para o aumento do escoamento superficial e da poluição difusa, que pode impactar negativamente a qualidade da água do Sizandro.

No conjunto, a análise do NDVI da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro permite identificar zonas prioritárias para conservação e gestão ambiental. As áreas de vegetação densa, com NDVI elevado, desempenham um papel essencial na manutenção dos equilíbrios ecológicos da bacia, enquanto as zonas com valores mais baixos merecem atenção, quer para controlar a erosão, quer para reduzir os impactos negativos na qualidade da água.

NDWI (Normalized Difference Water Index)

O NDWI, ou Índice Diferencial de Água Normalizado, é uma métrica amplamente utilizada para identificar a presença e o estado da água em superfícies terrestres. Este índice é particularmente útil na monitorização de corpos de água, como rios e lagos, e na análise da humidade da vegetação. O NDWI é calculado com base nos dados espectrais obtidos através de sensores remotos, utilizando a banda do verde (*Green*) e do infravermelho próximo (NIR), seguindo a fórmula:

$$\text{NDWI} = (\text{Green} + \text{NIR}) / (\text{Green} - \text{NIR})$$

Os valores do índice variam entre -1 e 1, sendo que valores positivos, próximos de 1, indicam uma elevada presença de água superficial ou humidade, enquanto valores próximos de 0 ou negativos representam áreas secas ou vegetação com baixos níveis de humidade (Câmara & Davis, 2009; Ferreira, 2013).

A análise do NDWI para a bacia hidrográfica do Rio Sizandro, realizada com base na imagem da figura 5, permite observar padrões relevantes na distribuição da água e da humidade dentro dos limites da bacia. Os valores do NDWI na bacia do Sizandro revelam uma grande variação espacial, com áreas ao longo do curso do rio a apresentarem os índices mais elevados, enquanto zonas urbanas ou com maior declive registam valores mais baixos.

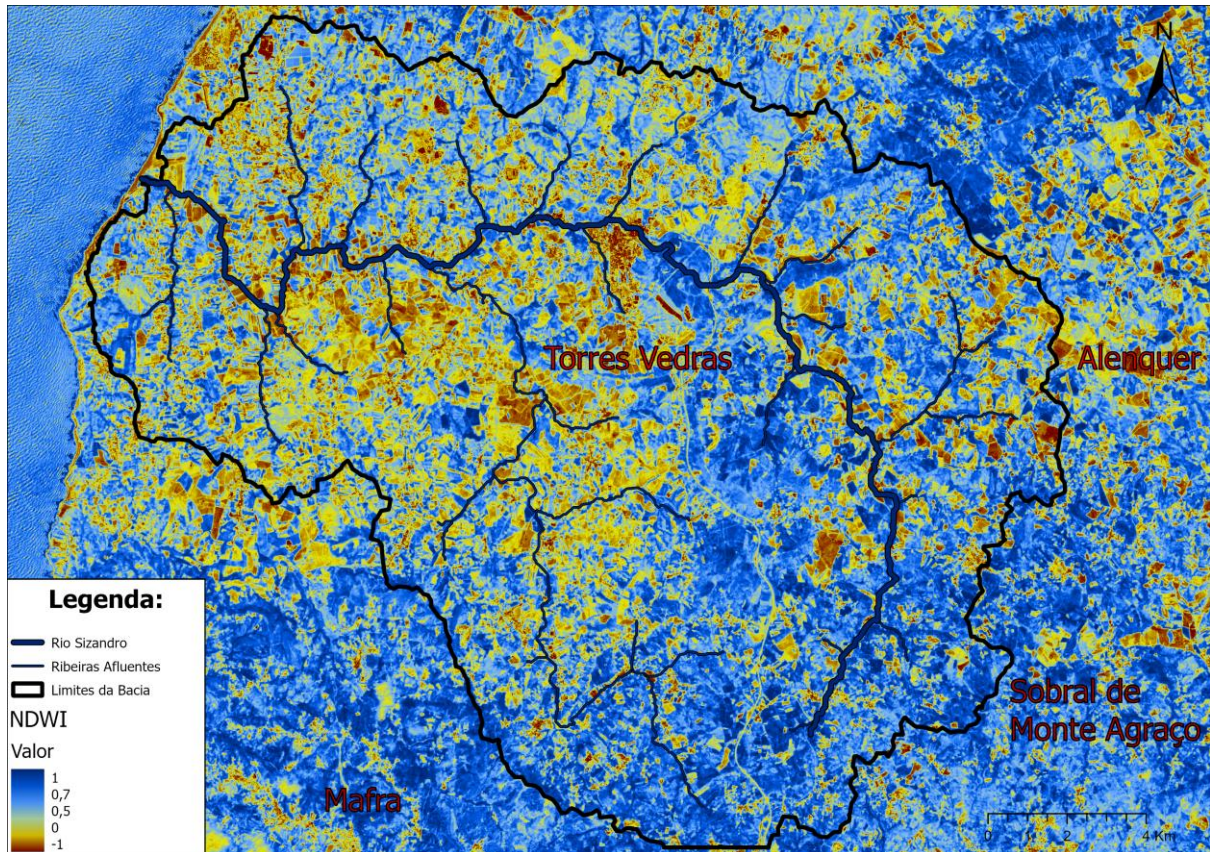


Figura 5- NDWI (Normalized Difference Water Index) da Bacia Hidrográfica do rio Sizandro, calculado com o software SNAP, através de uma imagem de satélite SENTINEL-2B, recolhida a 4 de maio de 2022. Elaboração Própria com recurso ao Software ArcGIS Pro.

Nas proximidades do rio Sizandro e dos seus afluentes, os valores do NDWI são elevados, aproximando-se de 1. Estes resultados indicam a presença de corpos de água superficial e de solos saturados, refletindo um bom estado hídrico. Estas áreas também podem estar associadas à vegetação ripícola, que tende a apresentar elevados níveis de humidade devido à proximidade dos recursos hídricos. Em contraste, áreas urbanas como Torres Vedras e zonas com maior declive, onde o escoamento superficial é mais acentuado, registam valores de NDWI significativamente mais baixos. A impermeabilização do solo nas áreas urbanas limita a infiltração de água, enquanto as encostas acentuadas reduzem a retenção hídrica, resultando em índices de humidade mais baixos.

A relação entre os valores do NDWI e a morfometria da bacia é evidente. As áreas de declives suaves e vales aluviais favorecem a acumulação de água e a saturação dos solos, o que resulta em valores elevados do índice. Por outro lado, os declives acentuados promovem um maior escoamento superficial, limitando a infiltração e, conseqüentemente, reduzindo os valores de NDWI. Esta relação sublinha a influência da topografia na disponibilidade de água superficial e na humidade dos solos.

Os padrões de NDWI fornecem informações sobre a qualidade da água do rio Sizandro. Zonas com índices elevados indicam maior disponibilidade hídrica, mas, quando próximas de áreas agrícolas, podem refletir potenciais fontes de contaminação difusa devido ao uso de fertilizantes e pesticidas. Por outro lado, áreas urbanas com valores baixos de NDWI podem contribuir para a poluição pontual, devido ao transporte de poluentes através do escoamento superficial para os corpos de água.

A data da imagem, capturada na primavera, é particularmente relevante, uma vez que reflete condições hídricas típicas desta estação. Durante este período, os solos retêm mais humidade devido às chuvas recentes, mas já se observa um aumento da evapotranspiração com a elevação das temperaturas. Este contexto sazonal é essencial para interpretar a distribuição dos valores do NDWI, sendo esperado que no verão os valores diminuam, devido à menor pluviosidade e maior evapotranspiração.

BSI (Bare Soil Index)

O BSI (Bare Soil Index), ou Índice de Solo Nu, é uma ferramenta que permite identificar áreas de solo exposto ou regiões com baixa cobertura vegetal. Este índice permite mapear padrões de uso do solo, avaliar o impacto de atividades humanas, como a agricultura intensiva, e monitorizar processos de degradação ambiental. O cálculo do BSI baseia-se na interação de quatro bandas espectrais obtidas por satélites: o vermelho (*Red*), azul (*Blue*), infravermelho próximo (NIR) e infravermelho de ondas curtas (SWIR). A fórmula utilizada para calcular este índice é:

$$\text{BSI} = (\text{SWIR} + \text{Red}) + (\text{NIR} + \text{Blue}) / (\text{SWIR} + \text{Red}) - (\text{NIR} + \text{Blue})$$

Os valores do BSI variam entre -1 e 1, sendo que valores elevados indicam solo exposto ou áreas com escassa cobertura vegetal, enquanto valores baixos estão geralmente associados a vegetação densa ou a corpos de água. Este índice é amplamente utilizado na

avaliação de solos agrícolas, em estudos de desertificação e na análise de áreas desflorestadas (Câmara & Davis, 2009; Ferreira, 2013).

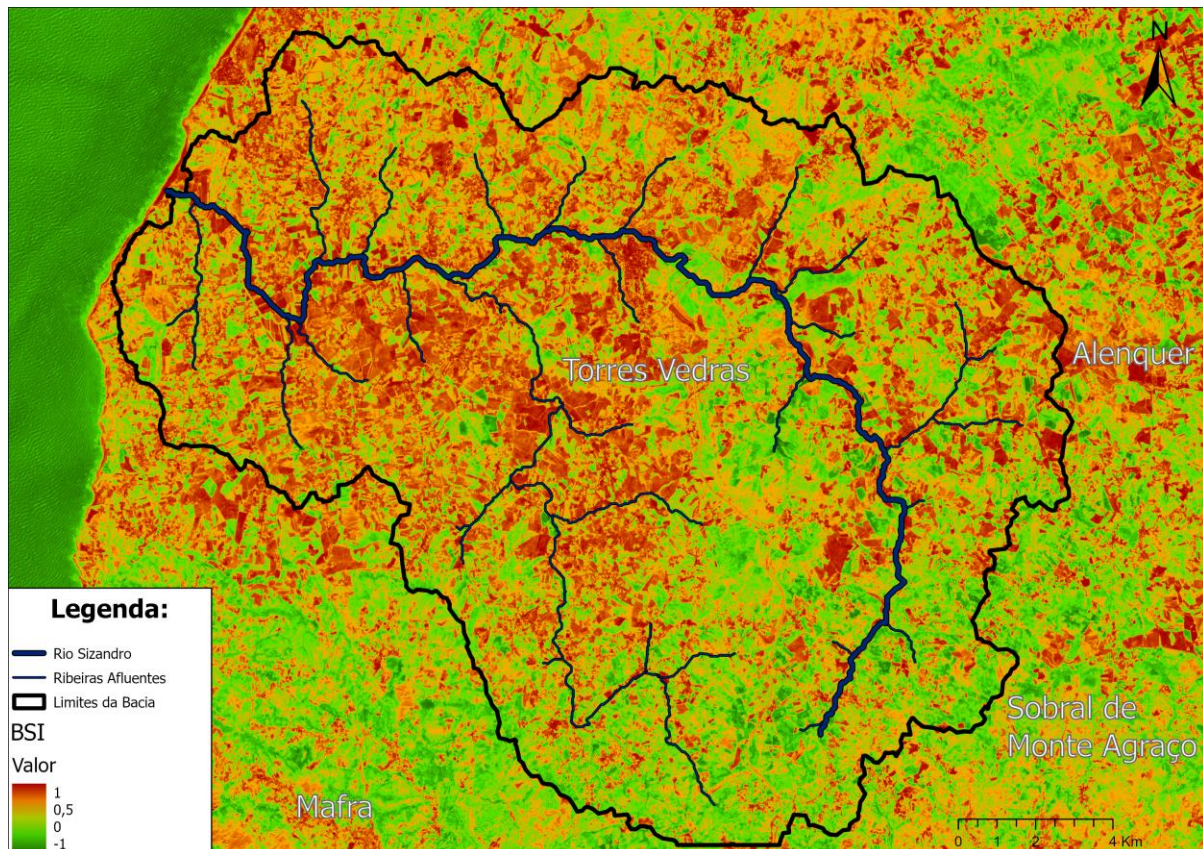


Figura 6- BSI (Bare Soil Index) da Bacia Hidrográfica do rio Sizandro, calculado com o software SNAP, através de uma imagem de satélite SENTINEL-2B, recolhida a 4 de maio de 2022. Elaboração Própria com recurso ao Software ArcGIS Pro.

No caso da bacia hidrográfica do rio Sizandro, a análise do BSI, a partir da imagem da figura 6, fornece informações valiosas sobre o estado do solo dentro dos limites da bacia. A data da imagem situa-se no final da primavera, uma altura do ano particularmente relevante, pois reflete o impacto acumulado da atividade agrícola e das condições climáticas antes do início da estação seca.

Os valores mais elevados de BSI, próximos de 1, concentram-se principalmente em áreas agrícolas e em encostas com vegetação escassa. As áreas agrícolas, predominantes no centro e sul da bacia, apresentam solos expostos devido a práticas como a preparação do solo para a plantação ou a recolha de culturas. Esta característica é comum no final da primavera, quando muitas terras são preparadas para o cultivo de verão. As áreas de declive acentuado, típicas de algumas regiões da bacia, mostram também elevados valores de BSI, uma vez que os solos nestes locais estão mais suscetíveis à erosão e à falta de cobertura vegetal, devido às

dificuldades em manter vegetação estável. Estas zonas são críticas, pois contribuem significativamente para o transporte de sedimentos para os cursos de água.

Por outro lado, valores baixos de BSI, próximos de -1, estão localizados ao longo do curso principal do rio Sizandro e dos seus afluentes. Estas áreas estão associadas à presença de vegetação ripícola densa, que desempenha um papel fundamental na proteção do solo contra a erosão e no controlo do escoamento superficial. A vegetação ripícola funciona como uma barreira natural que reduz a entrada de sedimentos e de poluentes no rio, ajudando a preservar a qualidade da água. Estas áreas também demonstram como a vegetação desempenha um papel crucial na estabilidade ecológica da bacia, mitigando os impactos das atividades humanas.

A relação entre o BSI e a morfometria da bacia hidrográfica do rio Sizandro é evidente. Em zonas de maior declive, o escoamento superficial aumenta devido à gravidade, transportando partículas de solo exposto para os cursos de água. Este fenómeno é exacerbado pela ausência de vegetação protetora em áreas com elevado BSI, onde a cobertura vegetal foi removida, seja pela agricultura ou pela erosão. Esta interação entre morfometria e solo exposto não só afeta a qualidade da água do rio, como também contribui para o assoreamento dos seus leitos, um problema que pode comprometer a capacidade do rio de sustentar ecossistemas aquáticos e regular o fluxo hídrico durante eventos de cheia ou seca.

Os valores elevados de BSI nas áreas agrícolas também destacam uma relação crítica entre a gestão do uso do solo e a qualidade da água. O escoamento de fertilizantes, pesticidas e outros poluentes destas zonas para o rio Sizandro representa uma ameaça significativa à qualidade da água, especialmente em períodos de precipitação elevada, quando a capacidade de infiltração do solo é limitada. O impacto deste escoamento é mitigado em parte pela presença de vegetação ripícola, mas a expansão contínua de áreas agrícolas com elevado BSI pode superar a capacidade natural de filtração da vegetação, resultando num aumento da poluição difusa e na degradação ambiental ao longo do tempo.

A data da imagem de satélite, capturada na primavera, é particularmente importante para interpretar os valores do BSI. Este período, caracterizado por chuvas moderadas e temperaturas crescentes, antecede a estação seca, quando a evapotranspiração aumenta e

os solos expostos tornam-se mais suscetíveis à degradação. Durante o verão, é provável que as áreas com elevado BSI enfrentem problemas adicionais, como maior suscetibilidade à erosão pelo vento e menor capacidade de retenção de humidade, agravando os impactos nas dinâmicas hidrológicas da bacia.

O BSI é uma ferramenta essencial para compreender os padrões de solo exposto e a sua relação com as dinâmicas da bacia hidrográfica do rio Sizandro. A análise revela como áreas com elevado BSI, muitas vezes associadas a práticas agrícolas e declives acentuados, contribuem para a degradação do solo e para o transporte de sedimentos e poluentes para os cursos de água. A vegetação ripícola, evidenciada pelos baixos valores de BSI ao longo do rio, desempenha um papel crucial na proteção da qualidade da água, mas a sua eficácia pode ser comprometida pela pressão crescente das atividades humanas.

CAPÍTULO II

Morfometria

II. 1. A Morfometria: Definição e a sua Integração com os SIG

A morfometria é a ciência que estuda as formas e dimensões dos elementos que compõem a superfície terrestre, sendo aplicada, em particular, à análise quantitativa de bacias hidrográficas e ao estudo da dinâmica dos sistemas hídricos. Esta abordagem quantitativa permite descrever de forma objetiva as características geométricas de uma bacia hidrográfica, como a sua área, perímetro, declives, formas dos vales, densidade de drenagem e padrões de escoamento. Desde as suas origens, a morfometria tem sido amplamente utilizada para compreender os processos geomorfológicos e hidrológicos que moldam a paisagem, possibilitando a previsão de comportamentos naturais, como o escoamento superficial e os impactos das cheias.

A evolução da morfometria como disciplina científica começou no início do século XX, com estudos pioneiros sobre a análise quantitativa de bacias hidrográficas, como os trabalhos de Horton (1945), que desenvolveram conceitos fundamentais como a densidade de drenagem e o padrão de ramificação de rios. Esses conceitos foram posteriormente refinados

por autores como Strahler (1952), que introduziu a análise de ordens de drenagem e a relação entre o relevo e os processos hidrológicos. O desenvolvimento de técnicas cartográficas e, mais recentemente, a integração de sistemas de informação geográfica (SIG) na análise morfométrica trouxe um avanço significativo para esta área. Os SIG possibilitam a análise espacial detalhada de grandes conjuntos de dados, permitindo calcular indicadores morfométricos com maior precisão e em menor tempo, além de integrar variáveis climáticas, hidrológicas e ambientais (Chang, 2016).

A integração da morfometria com os SIG ocorre através da utilização de dados topográficos, como modelos digitais de terreno (MDT), que representam as elevações da superfície terrestre. Com esses dados, os SIG possibilitam a extração automática de parâmetros morfométricos, como declives, áreas de contribuição, redes de drenagem e delimitação de bacias hidrográficas. Os SIG também permitem sobrepor os dados morfométricos com informações socioeconômicas, de uso do solo e de qualidade da água, promovendo uma análise integrada e multidisciplinar. Por exemplo, ao analisar a bacia hidrográfica do rio Sizandro, os SIG podem ser utilizados para mapear áreas vulneráveis a cheias, identificar zonas prioritárias para conservação das margens do rio e monitorizar as alterações no uso do solo que impactam diretamente a qualidade da água.

A morfometria desempenha um papel essencial no ordenamento e planejamento do território, pois fornece dados objetivos que orientam a gestão sustentável dos recursos naturais. No contexto de bacias hidrográficas, a análise morfométrica é fundamental para identificar áreas de risco de erosão, inundação e degradação ambiental. Estes dados são utilizados para planejar intervenções, como a construção de infraestruturas de controle de cheias, a implementação de práticas agrícolas sustentáveis e a delimitação de zonas de proteção ecológica. A bacia do rio Sizandro, por exemplo, apresenta desafios relacionados com a urbanização crescente e a agricultura intensiva. A análise morfométrica permite avaliar os impactos dessas atividades no regime hidrológico da bacia e propor medidas de mitigação, como a recuperação de zonas ripárias e a criação de infraestruturas verdes para reduzir o escoamento superficial e aumentar a infiltração de água no solo (APA, 2022).

No que diz respeito à qualidade da água, a morfometria oferece ferramentas indispensáveis para a monitorização e gestão dos recursos hídricos. Parâmetros como a densidade de drenagem e a forma da bacia influenciam diretamente o transporte de

sedimentos, nutrientes e poluentes ao longo do rio. No caso do rio Sizandro, a análise morfométrica pode identificar áreas de maior contribuição para o escoamento superficial, que frequentemente transportam fertilizantes e pesticidas das zonas agrícolas para o leito do rio, afetando negativamente a qualidade da água (Oliveira & Amaral, 2019). A morfometria auxilia também na previsão de cheias e no cálculo do tempo de concentração do escoamento, fatores essenciais para a gestão das infraestruturas hidráulicas e para a proteção das populações locais.

A análise detalhada da geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Sizandro e dos seus padrões de drenagem é crucial para compreender os processos que influenciam a disponibilidade e a qualidade da água. Em conjunto com os SIG, a morfometria torna-se uma ferramenta poderosa para apoiar a tomada de decisão no ordenamento do território e na gestão integrada da bacia hidrográfica, promovendo a sustentabilidade dos recursos naturais e o equilíbrio entre o desenvolvimento económico e a proteção ambiental.

A aplicação da morfometria aliada aos SIG permite, ainda, a realização de simulações hidrológicas mais precisas, que integram dados como precipitação, evapotranspiração e infiltração, possibilitando uma melhor previsão do comportamento dos fluxos hídricos. Estas simulações são essenciais em bacias hidrográficas como a do rio Sizandro, onde as alterações no uso do solo e as mudanças climáticas têm aumentado a frequência de cheias e períodos de seca. Por exemplo, ao mapear áreas de alta densidade de drenagem ou declives acentuados, pode-se identificar zonas prioritárias para intervenções de conservação do solo e da vegetação ripária, que desempenham um papel crucial na regulação hidrológica e na prevenção da degradação ambiental (Chang, 2016; APA, 2022).

Outro contributo relevante da análise morfométrica, em conjunto com os SIG, é a sua capacidade de identificar e monitorizar áreas críticas para a recarga dos aquíferos. As características topográficas e geomorfológicas de uma bacia, como declives suaves e solos permeáveis, determinam a capacidade de infiltração da água e o armazenamento nos aquíferos subterrâneos. No caso do rio Sizandro, a pressão exercida pela agricultura intensiva e pela urbanização tem comprometido esta função natural do sistema hídrico. A análise morfométrica pode ajudar a delinear estratégias de gestão que incluam a recuperação de áreas de infiltração e a mitigação do impacto das atividades humanas na recarga hídrica (Oliveira & Amaral, 2019).

II. 2. Análise dos Resultados Morfométricos

Cálculos Morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

Para a análise da Morfométrica da bacia hidrográfica do rio Sizandro foram selecionados dezoito parâmetros morfométricos, calculados com o auxílio do software *ArcGIS Pro* e *Microsoft Excel*. Foram também criados o mapa da declividade da bacia hidrográfica do rio Sizandro e a curva hipsométrica da bacia.

Tabela 1

Tabela dos Resultados dos Cálculos Morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

Rede de drenagem

Parâmetro morfométrico	Fórmula	Valor	Unidade	Referência
Densidade Hidrográfica (Dh)	$Dh = Nr/A$	2,18	cursos/km ²	Horton, R. E. (1945)
Índice de sinuosidade (Is)	$Is = 100(L - ev)/L$	80	%	Leopold (1964)
Número de segmentos (Nt)	$Nt = N1 + N2 + \dots Nn$	32	unidade	

Geometria da bacia

Parâmetro morfométrico	Fórmula	Valor	Unidade	Referência
Área (A)		372	km ²	
Perímetro (P)		97	km	
Comprimento do Rio Principal (L)		40	km	
Comprimento do eixo principal (Lb)		25	km ²	Horton, R. E. (1945)
Comprimento da rede de drenagem (Cr)	$Cr = \sum li$	2678	km	Horton, R. E. (1945)
Fator de forma (Ff)	$Ff = A/Lb^2$	0,233	adimensional	Horton, R. E. (1932)
Razão de alongação (Re)	$Re = 1,128 (A0,5/Lb)$	0,803	adimensional	Schumm, S. A. (1956)
Razão de circularidade (Rc)	$Rc = 12,53 (A/P^2)$	0,233	adimensional	Miller, V. C. (1953)
Coeficiente de compacidade (kc)	$kc = 0,28 (P/\sqrt{A})$	1,193	adimensional	Gravelius, H. (1914)

Análise da textura da drenagem

Parâmetro morfométrico	Fórmula	Valor	Unidade	Referência
Índice de rugosidade (Ir)	$Ir = Ra/P$	4,5	m/km	Strahler, A. N. (1952)
Densidade de drenagem (Dd)	$Dd = Cr/A$	6,91	km/km ²	Horton, R. E. (1932)
Razão de textura (Rt)	$Rt = Cr/P$	1,27	N/A	Schumm, S. A. (1956)
Tempo de concentração (tc)	$tc = 0.01947 * Lb^{0.77} * S^{0.385}$	68 min.	horas	Kirpich, Z. P. (1940)

Características do relevo

Parâmetro morfométrico	Fórmula	Valor	Unidade	Referência
Razão de relevo (Rr)	$Rr = Ra/Lb$	17	m/km	Strahler, A. N. (1952)
Amplitude de Relevo (Ar)	$Elev_Max - Elev_Min$	442	m	Strahler, A. N. (1952)

Nota Resultados dos Cálculos Morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro com recurso aos Dados do MDE provenientes da missão ALOS com uma resolução de 25m, ao Software *ArcGIS Pro* e ao software *Microsoft Excel*. Elaboração Própria.

Onde: Cr= Comprimento da Rede de Drenagem; Dd= Densidade de Drenagem; Dh= Densidade Hidrográfica; Ff= Fator de Forma; Ir= Índice de Rugosidade; Is= Índice de Sinuosidade; kc= Coeficiente de Compacidade; Lb= Comprimento do eixo principal; Li= Comprimento de cada segmento da rede de drenagem; Rc= Razão de Circularidade; Re= Razão de Alongação; Rr= Razão de Relevo; Rt= Razão de Textura; tc= Tempo de Concentração.

Análise dos Resultados

A análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Sizandro fornece informações importantes sobre as características geomorfológicas e hidrológicas da região, permitindo compreender as dinâmicas de escoamento, sedimentação e transporte de poluentes. A seguir, cada parâmetro é analisado de forma detalhada, com foco nos seus impactos na qualidade da água e na sustentabilidade da bacia.

Rede de Drenagem

Densidade Hidrográfica (Dh)

A densidade hidrográfica, de 2,18 cursos/km², indica o número de cursos de água por unidade de área da bacia hidrográfica. Este parâmetro é fundamental para avaliar a eficiência da bacia em escoar a precipitação superficial. Valores moderados, como os observados, refletem uma rede de drenagem suficientemente desenvolvida para lidar com os fluxos de água, mas também destacam a possibilidade de rápida transferência de sedimentos e poluentes para os cursos de água (Horton, 1945).

A densidade hidrográfica está diretamente relacionada com fatores como a textura do solo, a topografia e o uso do solo. Em áreas de solo exposto, como terras agrícolas ou zonas urbanizadas, uma densidade hidrográfica elevada pode intensificar a mobilização de partículas de solo e nutrientes, contribuindo para o aumento da turbidez e para a deterioração da qualidade da água. No caso do Rio Sizandro, a rede de drenagem moderadamente densa implica que eventos de precipitação intensa podem gerar volumes significativos de escoamento superficial, transportando sedimentos e poluentes agrícolas para o rio.

Índice de Sinuosidade (Is)

O índice de sinuosidade, de 1,2 (80%), mede a relação entre o comprimento do rio principal e a distância linear entre a nascente e a foz. Um valor moderado, como o encontrado no Rio Sizandro, indica que o rio apresenta um traçado ligeiramente sinuoso, característico de regiões de menor declive (Leopold, 1964). Este tipo de configuração é vantajoso para dissipar a energia do fluxo, reduzindo a capacidade erosiva do escoamento.

A sinuosidade desempenha também um papel importante no equilíbrio dos processos sedimentares. Em zonas de maior curvatura, ocorre a deposição de sedimentos, enquanto nas margens externas das curvas, onde a velocidade do fluxo aumenta, pode ocorrer erosão. Estas zonas, se localizadas próximas de áreas agrícolas ou urbanizadas, podem acumular poluentes e matéria orgânica. No Rio Sizandro, a sinuosidade ajuda a reduzir a erosão das margens, mas pode criar pontos de concentração de nutrientes e sedimentos, afetando a qualidade da água.

Número de Segmentos (Nt)

O número total de segmentos da rede de drenagem, 32, reflete uma rede hidrográfica complexa e interconectada. Este valor é indicativo de uma bacia bem estruturada, capaz de responder rapidamente aos eventos de precipitação. A presença de muitos segmentos significa que diferentes áreas da bacia contribuem simultaneamente para o escoamento acumulado no rio principal (Horton, 1945).

Embora esta configuração hidrológica favoreça uma eficiente gestão dos fluxos de água, também representa um desafio em termos de qualidade da água. O elevado número de segmentos aumenta as vias de entrada de poluentes difusos, especialmente de áreas agrícolas e urbanizadas. Sem vegetação ripícola suficiente para atuar como barreira natural, o escoamento transporta sedimentos e contaminantes diretamente para o rio principal, contribuindo para a degradação dos recursos hídricos.

Geometria da Bacia

Fator de Forma (Ff)

O fator de forma de 0,233, calculado pela razão entre a área da bacia e o quadrado do comprimento do rio principal, indica uma configuração alongada (Horton, 1945). Este tipo de configuração reduz a probabilidade de cheias súbitas, uma vez que o escoamento é distribuído ao longo do tempo. Contudo, em áreas agrícolas ou urbanizadas, a forma alongada pode favorecer o transporte de poluentes ao longo do eixo principal da bacia, especialmente em períodos de precipitação intensa.

Razão de Elongação (Re)

A razão de alongação, de 0,803, confirma a natureza alongada da bacia. Este valor sugere um comportamento hidrológico relativamente estável, em que o fluxo de escoamento é distribuído de forma mais gradual ao longo do tempo (Schumm, 1956). Este comportamento hidrológico reduz a intensidade dos picos de escoamento, mas, por outro lado, aumenta a área de contribuição para o transporte de sedimentos e nutrientes.

A razão de alongação destaca a importância de proteger as zonas agrícolas e florestais da bacia, já que a degradação do solo nestas áreas pode levar a um aumento significativo do transporte de poluentes para os cursos de água, com efeitos cumulativos na qualidade da água.

Razão de Circularidade (Rc)

A razão de circularidade, de 0,233, reflete uma bacia irregular, longe de uma forma circular ideal. Este parâmetro indica maior complexidade geomorfológica e hidrológica, com diferentes sub-bacias contribuindo de maneira heterogênea para o escoamento acumulado (Miller, 1953).

A irregularidade da bacia pode favorecer uma resposta hidrológica desigual, com algumas áreas drenando mais rapidamente do que outras. Este fenómeno pode agravar o transporte de poluentes de fontes pontuais e difusas, especialmente em sub-bacias com uso intensivo do solo. A gestão integrada das sub-bacias torna-se essencial para mitigar os impactos na qualidade da água do Rio Sizandro.

Coefficiente de Compacidade (kc)

O coeficiente de compacidade, de 1,193, reflete uma bacia relativamente eficiente em termos de transporte hídrico (Gravelius, 1914). Este valor indica que a bacia possui uma configuração geomorfológica bem distribuída, facilitando a drenagem e o escoamento. Contudo, esta eficiência também pode representar um risco para a qualidade da água, uma vez que o transporte de poluentes pode ocorrer de forma rápida e direta, especialmente durante chuvas intensas.

Análise da Textura da Drenagem

Índice de Rugosidade (Ir)

O índice de rugosidade, de 4,5 m/km, mede o grau de irregularidade da superfície. Superfícies mais rugosas, como as encontradas nesta bacia, favorecem o escoamento superficial em detrimento da infiltração (Strahler, 1952). Esta característica pode intensificar a entrada de sedimentos no rio, especialmente em áreas sem cobertura vegetal.

Densidade de Drenagem (Dd)

A densidade de drenagem de 6,91 km/km² representa uma rede hidrográfica bem desenvolvida (Strahler, 1952). Uma densidade elevada implica um rápido transporte de escoamento, mas também favorece a mobilização de partículas sedimentares e contaminantes de áreas urbanas e agrícolas.

Razão de Textura (Rt)

A razão de textura, de 1,27, reflete uma rede equilibrada, onde a densidade de drenagem e a forma da bacia contribuem para uma boa eficiência no transporte hídrico (Strahler, 1952). Contudo, em bacias com elevada pressão agrícola, esta razão pode resultar num aumento do transporte de nutrientes e poluentes para os cursos de água.

A análise deste parâmetro também é crucial para a identificação de zonas críticas dentro da bacia. Valores de razão de textura como o encontrado no Sizandro, associados a áreas de alta densidade de drenagem, podem indicar regiões onde as intervenções de conservação do solo são mais urgentes.

Tempo de Concentração (tc)

O tempo de concentração, calculado em 68 minutos, indica que a bacia possui uma resposta hidrológica relativamente gradual. Este intervalo de tempo reflete o efeito moderador das características geomorfológicas da bacia, como a densidade hidrográfica e a sinuosidade do rio principal. Um tempo de concentração mais elevado reduz o risco de cheias súbitas, proporcionando maior tempo para a infiltração e a retenção de água no solo. No entanto, também implica um transporte mais prolongado de sedimentos e poluentes, o que pode resultar em impactos cumulativos na qualidade da água do Rio Sizandro, especialmente em áreas com vegetação ripícola degradada.

Características do Relevo

Razão de Relevo (Rr)

A razão de relevo de 17 m/km indica um declive suave, o que favorece escoamentos mais lentos e controlados (Strahler, 1952). Contudo, este valor também implica que sedimentos e poluentes podem acumular-se em áreas planas antes de serem transportados, dependendo das condições de cobertura do solo.

Amplitude de Relevo (Ar)

A amplitude de relevo, de 442 metros, reflete a diferença entre os pontos mais altos e mais baixos da bacia. Este parâmetro está relacionado com a capacidade de geração de escoamentos rápidos nas zonas montanhosas e de acumulação de sedimentos em áreas de menor altitude (Strahler, 1952).

Mapa da Declividade da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

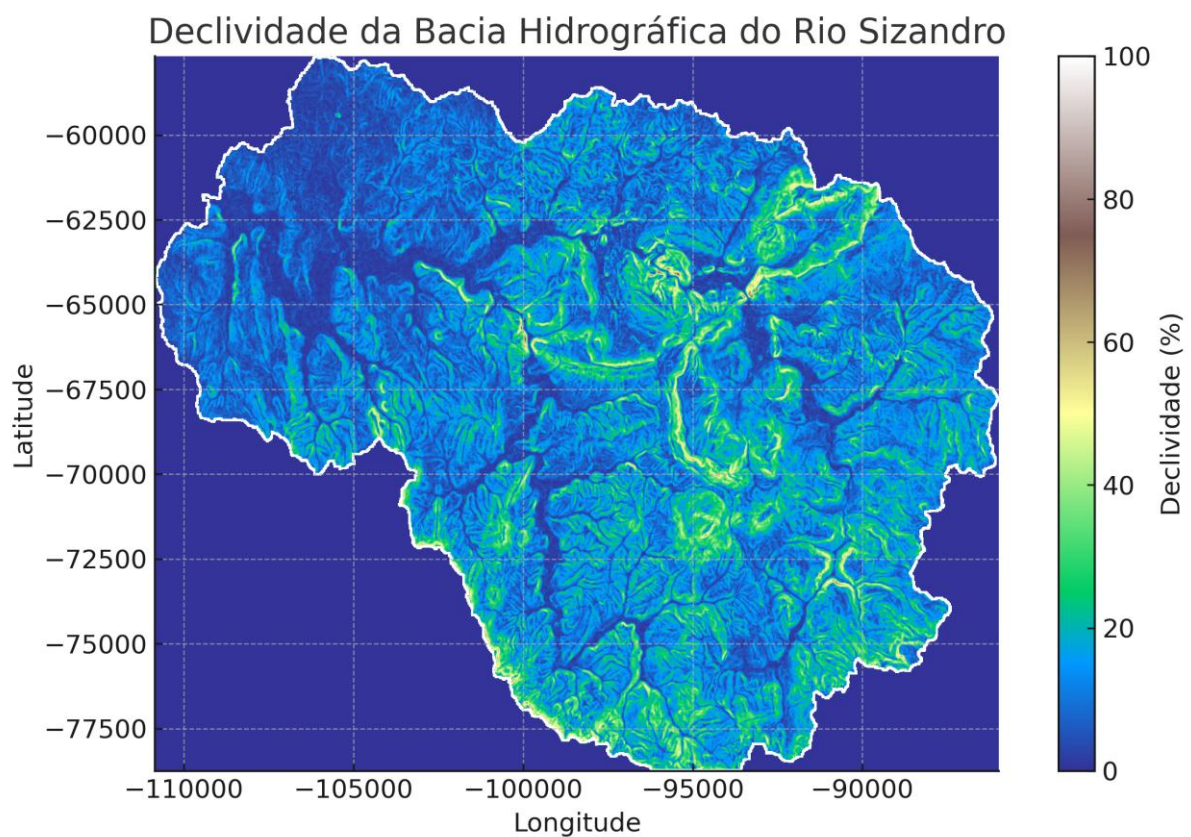


Figura 7- Mapa da declividade da Bacia Hidrográfica do rio Sizandro, calculado através do MDE da bacia, proveniente da missão ALOS com uma resolução de 25m. Elaboração Própria com recurso ao Software ArcGIS Pro.

A análise da declividade da bacia hidrográfica do Rio Sizandro permite compreender as suas dinâmicas geomorfológicas e hidrológicas, bem como os impactos diretos no transporte de sedimentos e na qualidade da água. O mapa de declividade evidencia variações significativas ao longo da bacia, com áreas de baixa declividade, moderada e elevada, cada uma desempenhando um papel distinto na dinâmica de escoamento e sedimentação.

As áreas de baixa declividade, predominantes nas zonas centrais e nas proximidades da foz do Rio Sizandro, apresentam inclinações suaves entre 0% e 10%. Estas áreas favorecem a infiltração da água no solo, o que contribui para a redução do escoamento superficial. No entanto, em locais onde o solo está exposto ou sujeito a práticas agrícolas intensivas, estas zonas podem acumular grandes quantidades de sedimentos e nutrientes, aumentando o risco de poluição difusa no rio. Em contrapartida, as áreas de declividade moderada, com inclinações entre 10% e 30%, localizam-se nas margens intermediárias da bacia. Estas zonas combinam características de infiltração e transporte, contribuindo para a estabilidade das margens do rio quando cobertas por vegetação adequada. Contudo, em casos de degradação do solo, estas áreas podem tornar-se locais de erosão ativa, aumentando a carga sedimentar transportada para o curso principal.

Nas regiões de alta declividade, com valores superiores a 30%, localizadas principalmente nas cabeceiras da bacia, o escoamento superficial ocorre de forma acelerada devido à elevada energia do fluxo. Estas zonas, frequentemente montanhosas, são propensas a processos erosivos intensos, contribuindo significativamente para o transporte de sedimentos para os cursos de água. Este processo, se não controlado, pode amplificar a turbidez e comprometer a qualidade da água ao longo do rio principal.

A análise da declividade destaca o papel crítico destas diferentes zonas na dinâmica hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Sizandro. As áreas de baixa declividade, com características favoráveis à infiltração, têm um impacto direto na recarga dos aquíferos subterrâneos. No entanto, estas zonas, ao acumular sedimentos e nutrientes provenientes das áreas de maior declividade, podem criar zonas de deposição que comprometem a capacidade de fluxo do rio, especialmente em períodos de chuvas intensas. Em contextos agrícolas, a falta de práticas de conservação do solo pode exacerbar este efeito, aumentando a concentração de fertilizantes e pesticidas transportados para o rio, o que contribui para a eutrofização das águas e a degradação da biodiversidade aquática.

Curva Hipsométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Sizandro

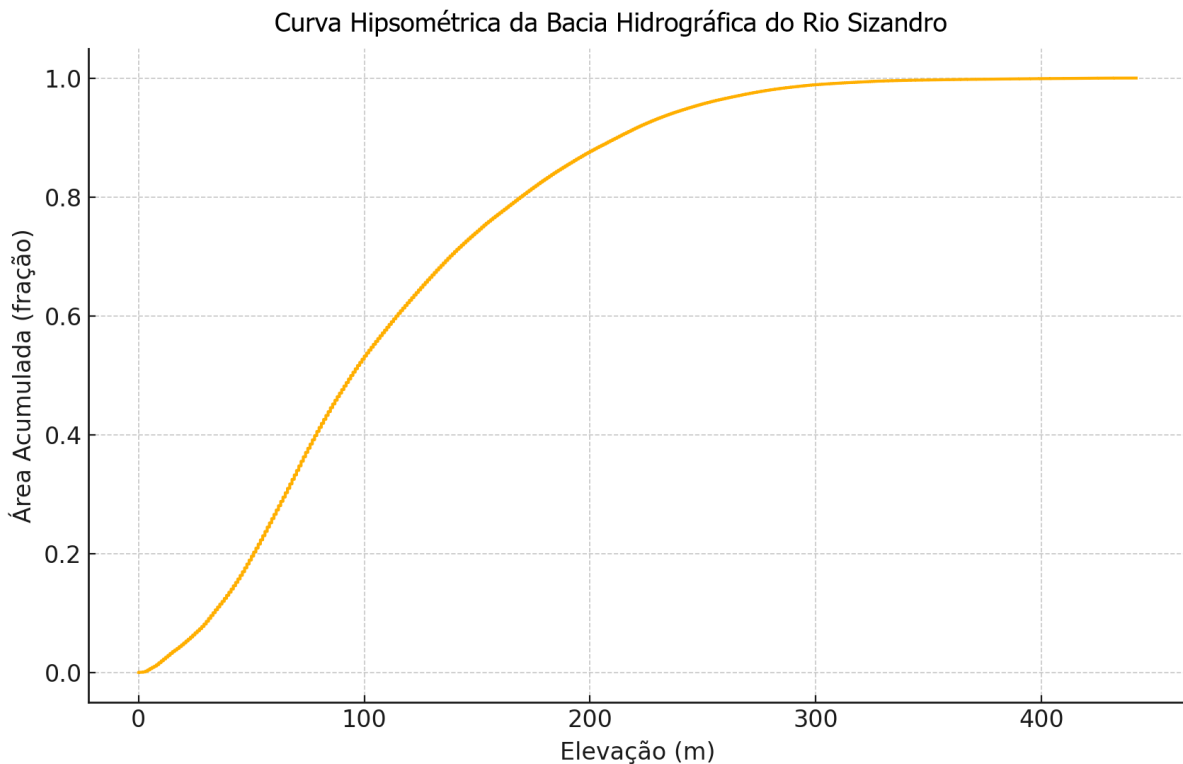


Figura 8- Representação da Curva Hipsométrica da Bacia Hidrográfica do rio Sizandro. Elaboração Própria com recurso ao Software ArcGIS Pro e ao software Microsoft Excel.

A curva hipsométrica da bacia hidrográfica do Rio Sizandro fornece uma visão complementar, representando a relação entre a área acumulada e as diferentes altitudes. A forma da curva revela que a bacia está numa fase geomorfológica intermediária, sugerindo que se encontra num estado de maturidade relativa, caracterizado por processos erosivos ainda ativos, mas equilibrados. A porção inferior da curva, correspondente a altitudes entre 0 e 100 metros, são as zonas onde estão inseridas as planícies aluviais. Estas áreas desempenham um papel fundamental na deposição de sedimentos, funcionando como zonas de estabilização hídrica. A porção intermediária, entre 100 e 300 metros, mostra uma transição para áreas com maior variação altimétrica, onde os processos de escoamento superficial e erosão são mais acentuados. Estas zonas correspondem às encostas da bacia, que contribuem significativamente para o transporte de sedimentos e nutrientes para as áreas mais baixas. A porção superior da curva, que corresponde às altitudes acima dos 300 metros, reflete as áreas de cabeceira, caracterizadas por menor área acumulada, mas por maior intensidade de geração de escoamento e fornecimento de material sedimentar.

O índice hipsométrico, derivado da curva, reforça que a bacia está numa fase madura de desenvolvimento geomorfológico, característica de bacias estabilizadas, mas ainda sujeitas a processos erosivos, especialmente nas regiões de maior altitude (Strahler, 1952). Esta condição geomorfológica tem implicações diretas na qualidade da água. Enquanto as áreas de baixa altitude são cruciais para a deposição e estabilização de sedimentos, as zonas de maior altitude funcionam como fontes importantes de materiais que podem ser transportados pelo escoamento para o rio Sizandro, especialmente em períodos de precipitação intensa.

Para preservar a qualidade da água e reduzir os impactos negativos das dinâmicas de transporte de sedimentos, torna-se fundamental adotar medidas integradas de gestão do território. A proteção das cabeceiras da bacia deve incluir práticas de conservação do solo e reflorestamento, enquanto as planícies aluviais devem ser preservadas devido ao seu papel regulador no armazenamento de sedimentos e na mitigação da erosão. Adicionalmente, é essencial promover o uso sustentável do solo nas áreas intermediárias, equilibrando o transporte de sedimentos e a infiltração de água. Este conjunto de estratégias pode mitigar os impactos negativos sobre a qualidade da água, garantindo a sustentabilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Sizandro.

Remate Conclusivo

A análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Sizandro revela uma região com características geomorfológicas e hidrológicas equilibradas, mas também vulnerável a pressões antrópicas, especialmente devido à intensa ocupação agrícola e à proximidade de áreas urbanas. A combinação dos parâmetros analisados permite compreender como as propriedades físicas da bacia influenciam o comportamento hidrológico, a dinâmica de escoamento e, conseqüentemente, a qualidade da água.

De forma geral, a bacia do Rio Sizandro combina características favoráveis à regulação hidrológica, como a sinuosidade do rio principal e o fator de forma alongado, com fatores que aumentam a vulnerabilidade ambiental, como a densidade de drenagem elevada e o tempo de concentração curto. Estas condições, associadas a pressões antrópicas significativas,

resultam numa bacia sensível a impactos relacionados com o uso intensivo do solo e a urbanização.

A bacia hidrográfica do Rio Sizandro é um exemplo de um sistema geomorfológico equilibrado, mas altamente influenciado pelas atividades humanas. A morfometria da bacia mostra um comportamento hidrológico eficiente e relativamente estável, com resposta rápida a eventos de precipitação. No entanto, esta eficiência também agrava o transporte de poluentes, especialmente em áreas agrícolas e urbanas.

Os resultados apontam para a necessidade de medidas de gestão integrada dos recursos hídricos. A recuperação da vegetação ripícola ao longo do Rio Sizandro e dos seus afluentes pode contribuir para a retenção de sedimentos e nutrientes, reduzindo a carga de poluentes. Práticas de conservação do solo, como o uso de culturas de cobertura e zonas-tampão, também podem minimizar o impacto das atividades agrícolas na qualidade da água.

Por fim, a análise morfométrica destaca o papel essencial da geomorfologia na gestão da bacia hidrográfica. Parâmetros como a densidade hidrográfica, a razão de alongação e o tempo de concentração devem ser considerados em políticas de ordenamento do território e gestão sustentável, assegurando que as funções ecológicas do sistema hídrico sejam preservadas e que a qualidade da água seja mantida.

Capítulo III

Qualidade da Água

III. 1. Análise da Legislação

A qualidade da água à superfície é uma preocupação fundamental para a gestão ambiental e para a saúde pública. Em Portugal, a regulação e o controlo da qualidade da água são governados por um conjunto de diretrizes e leis que seguem normas nacionais e europeias. Estas regulamentações têm evoluído ao longo do tempo, refletindo a crescente conscientização sobre a importância da proteção dos recursos hídricos e a necessidade de conformidade com as diretrizes europeias.

História e Evolução da Legislação referente à Qualidade da Água dos Rios em Portugal

A primeira legislação específica sobre a proteção das águas em Portugal surgiu nos anos 70, focando-se inicialmente no controlo da poluição industrial e urbana. Contudo, foi com a entrada de Portugal na Comunidade Europeia, em 1986, que a política nacional de proteção e gestão dos recursos hídricos começou a alinhar-se com os padrões europeus. Um dos primeiros marcos foi a implementação da Diretiva 76/464/CEE, que visava reduzir a poluição das águas provocada por substâncias perigosas, sendo este um dos primeiros passos para a criação de uma política de água integrada e regulamentada (Pimenta, 1995). Nas décadas seguintes, diversas diretivas europeias, como a Diretiva 80/778/CEE, que fixava a qualidade das águas destinadas ao consumo humano, tiveram um impacto considerável na política ambiental portuguesa, levando à criação de normas nacionais específicas para controlar as fontes de poluição e garantir a qualidade das águas interiores, costeiras e subterrâneas (Agência Portuguesa do Ambiente [APA], 2020).

Em 2000, a Diretiva Quadro da Água (DQA) – Diretiva 2000/60/CE – constituiu um marco fundamental para a regulamentação da água na União Europeia e, conseqüentemente, em Portugal. A DQA definiu um novo quadro para a proteção das águas, incluindo os rios, promovendo uma gestão integrada das bacias hidrográficas e estabelecendo metas específicas para alcançar o "bom estado" das águas até 2015, metas que foram posteriormente prorrogadas para 2027. A transposição desta diretiva para o direito português foi realizada pelo Decreto-Lei n.º 147/2009 e alterado pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, que integrou os princípios de prevenção e mitigação da poluição, fixando exigências específicas para a monitorização e controlo da qualidade das águas superficiais e subterrâneas em Portugal (APA, 2020).

Legislação em Vigor referente à monitorização da Qualidade da Água dos Rios em Portugal

Diretiva Quadro da Água (DQA) - Diretriz Central

A Diretiva 2000/60/CE continua a ser o eixo central da legislação europeia e, por conseguinte, da legislação portuguesa sobre a qualidade da água. A DQA estabelece o objetivo de prevenir a degradação dos recursos hídricos e alcançar o "bom estado" das águas superficiais, incluindo rios, lagos e águas costeiras. Em Portugal, a DQA foi transposta para o

direito nacional através do Decreto-Lei n.º 147/2009, que criou o enquadramento legal para a gestão integrada da água, abordando tanto a sua qualidade quanto a quantidade. Este decreto-lei estabelece as bases para a gestão sustentável e racional dos recursos hídricos, definindo critérios de avaliação do estado ecológico e químico dos rios e obrigando as entidades gestoras a realizar monitorizações periódicas para avaliar a conformidade com os parâmetros de qualidade estabelecidos (APA, 2021).

Regulamento dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH)

Complementando a DQA, os Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) são instrumentos de planeamento previstos pelo Decreto-Lei n.º 77/2006, que visa garantir uma gestão integrada e sustentável da água em cada uma das regiões hidrográficas de Portugal. Estes planos estabelecem objetivos de qualidade específicos para cada bacia hidrográfica e definem medidas concretas para alcançar e manter o bom estado das águas. Atualmente, os PGRH estabelecem os objetivos ambientais que cada bacia deve cumprir, considerando variáveis como a pressão de atividades agrícolas, industriais e urbanas (APA, 2020).

Normas de Qualidade Ambiental (NQA) e Substâncias Prioritárias

Outro instrumento central na legislação em vigor é o Decreto-Lei n.º 218/2015, que transpõe a Diretiva 2013/39/UE para o direito nacional. Este diploma estabelece as Normas de Qualidade Ambiental (NQA) para substâncias prioritárias e outros poluentes nas águas superficiais, incluindo os rios, visando reduzir a presença de substâncias perigosas para a saúde humana e para os ecossistemas aquáticos. As NQA são parâmetros de concentração máxima permitida para substâncias químicas específicas que, em concentrações elevadas, podem ser nocivas para os organismos aquáticos e para o ser humano. Este regulamento exige a monitorização destas substâncias e obriga a que sejam implementadas medidas para reduzir ou eliminar a sua presença, quando detectada em níveis acima dos permitidos (APA, 2021).

Regime da Qualidade da Água para Consumo Humano

A Diretiva (UE) 2020/2184, que substitui a anterior Diretiva 98/83/CE, estabelece requisitos rigorosos para a qualidade da água destinada ao consumo humano. Em Portugal, esta diretiva foi transposta pelo Decreto-Lei n.º 152/2017, atualizado em 2021, que define os parâmetros microbiológicos, químicos e organoléticos que a água para consumo humano

deve cumprir, assegurando a proteção da saúde pública. Embora esta legislação se centre na água potável, a sua implementação tem implicações diretas na gestão da qualidade dos rios, uma vez que os rios constituem uma fonte primária de abastecimento de água para muitas regiões (Direção-Geral de Saúde [DGS], 2021).

Regime de Licenciamento de Descargas e Controlo de Poluição

O Decreto-Lei n.º 236/98, ainda em vigor, regula os limites máximos para a descarga de águas residuais e outras atividades poluidoras nos corpos de água, incluindo rios. Este decreto estabelece padrões de emissão e cria um sistema de licenciamento que controla as atividades que podem impactar a qualidade dos recursos hídricos. Para atividades agrícolas, industriais e urbanas, este regime exige a adoção de medidas de mitigação e controlo, promovendo práticas que reduzam a carga poluente lançada nos rios (APA, 2020).

Fiscalização e Monitorização

A fiscalização do cumprimento desta legislação é realizada pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), em colaboração com outras entidades, como a GNR através do Serviço de Proteção da Natureza e do Ambiente (SEPNA). A monitorização contínua da qualidade das águas, imposta pela DQA e regulamentada pelos PGRH, permite a criação de relatórios periódicos sobre o estado das águas superficiais em Portugal (APA, 2021).

II. 2. Apresentação dos Elementos de Monitorização da Qualidade da Água

As duas estações de monitorização do Rio Sizandro, PT. Aranha (19A/01) e Runa (19B/02) recolheram doze elementos de monitorização da qualidade da água: Azoto amoniacal NH_4 ; CBO5; Carbono Orgânico; Condutividade de laboratório a 20°C; Fósforo total; Nitrato NO_3 ; Nitrito NO_2 ; Oxigénio dissolvido; Oxigénio dissolvido em laboratório; Sólidos suspensos; Temperatura da Amostra e pH em laboratório.

Azoto Amoniacal

O azoto amoniacal é um composto químico formado por azoto e hidrogénio, conhecido pela fórmula química NH_3 . Quando dissolvido na água, o amoníaco pode existir na forma não ionizada (NH_3) ou na forma ionizada (NH_4^+), também chamada de ião amónio. A

proporção entre estas formas depende do pH e da temperatura da água: em pH mais alto, a forma NH_3 predomina, enquanto em pH mais baixo, o íão amónio (NH_4^+) torna-se mais comum (Fonseca et al., 2018).

Naturalmente, o azoto amoniacal é gerado pela decomposição de matéria orgânica e por resíduos de animais. Já as fontes antropogénicas incluem esgotos domésticos e industriais, atividades agrícolas – como o uso de fertilizantes nitrogenados – e alguns processos industriais, como a produção de alimentos e de produtos químicos (Oliveira e Amaral, 2019).

A presença de azoto amoniacal nos rios pode comprometer significativamente a qualidade da água e afetar os ecossistemas aquáticos. Entre os principais efeitos negativos estão a eutrofização e a toxicidade para os organismos aquáticos. O processo de eutrofização ocorre quando corpos de água, como rios e lagos, recebem um excesso de nutrientes (como azoto e fósforo), que impulsiona o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas. Quando estas plantas se decompõem, o oxigénio da água é consumido em grandes quantidades, resultando em condições de hipóxia (baixo oxigénio) ou anóxia (ausência de oxigénio), o que pode levar à morte de peixes e à desestabilização do ecossistema (Smith e Schindler, 2009).

A forma não ionizada do azoto amoniacal (NH_3) é particularmente tóxica para organismos aquáticos. Mesmo em baixas concentrações, pode causar danos nos peixes e outros organismos, afetando processos vitais como a respiração, o crescimento e a reprodução. A toxicidade do NH_3 é ampliada em condições de pH elevado e temperaturas altas, o que favorece a sua presença em detrimento da forma ionizada, menos tóxica (NH_4^+) (Richardson et al., 2016).

Em Portugal, a legislação sobre a concentração de azoto amoniacal na água segue as diretrizes da União Europeia. A qualidade da água é regulada pela Portaria n.º 676/2009, que define critérios para a água de consumo humano, e pela Lei da Água (Lei n.º 58/2005), que transpõe a Diretiva Quadro da Água (DQA) da UE (Diário da República, 2009).

Para água potável, a Portaria n.º 676/2009 estabelece um limite de 0,5 mg/L para o azoto amoniacal (como NH_4^+), a fim de assegurar que a água não apresente riscos para a saúde pública e para evitar problemas de odor e sabor (Portugal, Ministério da Saúde, 2009).

Na água superficial, os limites são ajustados com base no pH e na temperatura, pois a toxicidade do azoto amoniacal varia conforme as condições ambientais. Para água de irrigação e potável, a concentração de NH_3 não deve exceder 0,02 mg/L (EPA, 2013).

CBO5

A Carência Bioquímica de Oxigénio em 5 dias (CBO5) é um parâmetro fundamental para avaliar a qualidade da água em corpos hídricos, como rios, lagos e estuários. Este indicador mede a quantidade de oxigénio necessária para que micro-organismos aeróbicos decomponham a matéria orgânica presente na água durante um período de cinco dias, a uma temperatura constante de 20°C (Wetzel, 2001). Através da medição da CBO5, torna-se possível avaliar o grau de poluição orgânica de um corpo de água, bem como compreender a sua carga orgânica.

A importância da CBO5 reside na sua capacidade de fornecer informações sobre a saúde ecológica de um corpo de água e sobre a sua capacidade de suportar vida aquática. O oxigénio dissolvido na água é essencial para a sobrevivência de peixes, invertebrados aquáticos e outros organismos. Quando a quantidade de matéria orgânica aumenta, os micro-organismos responsáveis pela sua decomposição consomem mais oxigénio, o que pode reduzir drasticamente os níveis de oxigénio dissolvido, colocando em risco a biodiversidade (Hynes, 2012).

A matéria orgânica que contribui para os valores de CBO5 pode ter origens variadas, tanto naturais como antropogénicas, incluindo efluentes domésticos e industriais, escoamento agrícola e resíduos provenientes do processamento de alimentos e da vegetação, como folhas e galhos (Oliveira & Amaral, 2019). Valores elevados de CBO5 indicam uma carga orgânica substancial, implicando um maior consumo de oxigénio para a decomposição dessa matéria, o que gera impactos ambientais significativos na qualidade da água de um rio.

Entre os principais impactos ambientais associados ao aumento da CBO5 está a redução do oxigénio dissolvido. Níveis elevados de CBO5 estimulam a decomposição de matéria orgânica, que consome o oxigénio disponível e resulta em baixos níveis de oxigénio dissolvido. Este fenómeno pode causar condições de hipóxia (baixa concentração de oxigénio)

ou anóxia (ausência de oxigénio), ambas prejudiciais para a vida aquática (Fonseca et al., 2018). A insuficiência de oxigénio dissolvido pode resultar na mortalidade de espécies de peixes e outros organismos aquáticos, sobretudo daqueles mais sensíveis a baixos níveis de oxigénio (Vollenweider, 1971).

Os nutrientes libertados durante a decomposição da matéria orgânica podem promover o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, fenómeno conhecido como eutrofização. Este processo leva à criação de zonas mortas, onde a disponibilidade de oxigénio é reduzida, dificultando a sobrevivência da fauna aquática (Smith & Schindler, 2009). Outro impacto significativo é a alteração da composição da comunidade aquática: a diminuição dos níveis de oxigénio dissolvido pode resultar no desaparecimento de organismos que dependem de altos níveis de oxigénio, os quais acabam por ser substituídos por espécies mais tolerantes a condições de hipóxia, alterando o equilíbrio ecológico do rio (Richardson et al., 2016).

Para garantir a qualidade da água e proteger os ecossistemas aquáticos, a legislação europeia e nacional estabelece valores orientadores para a CBO5. Em Portugal, a Diretiva Quadro da Água (DQA) da União Europeia, transposta pela Lei da Água (Lei n.º 58/2005), define os seguintes limites para a CBO5 (Diário da República, 2005): uma CBO5 de até 3 mg/L representa melhor qualidade, uma CBO5 até 5 mg/L indica qualidade média, e uma CBO5 até 7 mg/L é considerada qualidade inferior. Estes valores servem para classificar a água e determinar a sua adequação para diferentes usos, como abastecimento público, recreação e proteção da vida aquática. Para águas destinadas ao consumo humano, que passam por processos de tratamento, são preferidos valores mais baixos de CBO5, uma vez que facilitam a eficácia dos processos de tratamento e garantem a segurança da água potável (Diário da República, 2009).

Carbono Orgânico

O carbono orgânico presente na água de um rio, geralmente quantificado como Carbono Orgânico Total (COT) ou Carbono Orgânico Dissolvido (COD), é um parâmetro essencial na avaliação da qualidade da água. Este parâmetro mede a quantidade de carbono presente em compostos orgânicos, tanto dissolvidos como particulados, e que podem ter

origem em várias fontes, tais como matéria vegetal, solos, detritos de organismos vivos e descargas de efluentes domésticos e industriais (APHA, 2017).

O carbono orgânico na água é geralmente classificado em duas categorias principais: o Carbono Orgânico Total (COT), que representa a quantidade total de carbono presente em todas as formas de matéria orgânica na água, e o Carbono Orgânico Dissolvido (COD), que se refere ao carbono presente em partículas suficientemente pequenas para permanecerem dissolvidas, sendo passíveis de passar por filtros com porosidade de 0,45 micrômetros. Ambos os tipos são considerados essenciais no estudo da qualidade da água, uma vez que indicam o nível de matéria orgânica, com implicações significativas para a potabilidade, uso recreativo e agrícola da água (Clesceri et al., 1998).

As fontes de carbono orgânico podem ser de origem natural ou antropogénica. As fontes naturais incluem a vegetação circundante, os solos e a matéria orgânica produzida por organismos aquáticos. As fontes de origem antropogénica estão, por sua vez, associadas a efluentes domésticos, descargas industriais e atividades agrícolas. A presença de carbono orgânico proveniente destas fontes eleva a carga orgânica na água, podendo comprometer tanto a sua qualidade quanto a segurança (EPA, 2020).

A elevada presença de carbono orgânico na água pode originar diversos efeitos adversos na sua qualidade. Entre os impactos mais significativos está a proliferação de microrganismos, uma vez que níveis altos de carbono orgânico fornecem nutrientes que promovem o crescimento microbiano, incluindo o de organismos potencialmente patogénicos, o que compromete a segurança e qualidade da água. Além disso, a decomposição da matéria orgânica consome oxigénio dissolvido, reduzindo significativamente os seus níveis e prejudicando, assim, a fauna aquática. Outro impacto relevante é a formação de subprodutos tóxicos, pois a presença de carbono orgânico, quando sujeita a tratamentos com cloro, pode levar à formação de compostos tóxicos como os Trihalometanos (THMs), que possuem potencial cancerígeno e representam um risco para a saúde humana. Por último, a matéria orgânica dissolvida pode aumentar a cor e turbidez da água, uma vez que se forma em colóides, comprometendo a qualidade estética e potencialmente dificultando os processos de tratamento da água (WHO, 2004).

Do ponto de vista legislativo, a qualidade da água para diferentes usos é regulada tanto pela legislação portuguesa quanto pela europeia, alinhando-se aos padrões da Organização Mundial da Saúde (OMS) e da União Europeia. A Diretiva 98/83/CE da União Europeia, que regula a qualidade da água destinada ao consumo humano, recomenda que o teor de COT na água potável seja “tão baixo quanto possível”, uma vez que níveis elevados podem levar à formação de subprodutos de desinfecção prejudiciais. Esta diretiva é seguida em Portugal através do Decreto-Lei n.º 306/2007, que estabelece critérios específicos para a água de consumo humano.

Para águas de superfície e uso agrícola, as diretrizes variam em função do tipo de uso e da sensibilidade do ecossistema aquático. A legislação portuguesa, em conformidade com a Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE), define padrões de qualidade que visam proteger os ecossistemas aquáticos e garantir que os recursos hídricos sejam adequados para usos específicos, como a irrigação. O objetivo central é manter os níveis de COT em concentrações que não comprometam a qualidade da água nem a saúde dos consumidores.

Condutividade de laboratório a 20°C

A condutividade elétrica da água mede a sua capacidade de conduzir eletricidade, dependendo da concentração de iões dissolvidos, tais como sais, minerais, ácidos ou bases. Este parâmetro, crucial na avaliação da qualidade da água, é geralmente medido em laboratório a uma temperatura padrão de 20°C para garantir a comparabilidade dos resultados entre amostras. A condutividade elétrica reflete a concentração de substâncias dissolvidas na água, que podem impactar tanto a saúde dos ecossistemas aquáticos como a segurança da água para consumo humano (Clesceri, Greenberg, & Eaton, 1998).

Expressa em microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$), a condutividade aumenta proporcionalmente à concentração de iões dissolvidos na água. Diferentes fatores influenciam a condutividade: a composição da água, onde iões como cloretos, sulfatos, nitratos, bicarbonatos, cálcio, magnésio, sódio e potássio contribuem para a sua elevação (APHA, 2017); a temperatura, que também aumenta a condutividade, justificando a padronização a 20°C para as medições laboratoriais; e as fontes de poluição, como esgotos, fertilizantes, efluentes industriais e água salina, que introduzem iões adicionais na água.

A origem dos íões dissolvidos que afetam a condutividade pode ser natural ou resultante de atividades humanas, manifestando-se de várias formas. Entre as origens naturais, encontram-se a erosão de rochas e solos, processo pelo qual a água, ao fluir sobre essas superfícies, adquire minerais que aumentam a condutividade, e a deposição atmosférica, através da qual a precipitação transporta íões como sulfatos e nitratos da atmosfera para a água. A infiltração de água salina é outra fonte natural relevante, especialmente em áreas costeiras, onde a intrusão de água salgada nos aquíferos de água doce aumenta significativamente a condutividade (Cunningham et al., 2011). Já as fontes antropogênicas incluem efluentes domésticos e industriais, que adicionam compostos dissolvidos à água; o uso de fertilizantes, cujos componentes podem escorrer para rios e elevar os níveis de nitratos e fosfatos; e a poluição urbana, com escorrências provenientes de áreas urbanas que transportam sais e outros contaminantes (EPA, 2020).

A medição da condutividade a 20°C é fundamental para avaliar a qualidade da água, uma vez que oferece uma imagem direta da quantidade de íões dissolvidos e suas potenciais implicações. Níveis elevados de condutividade podem indicar poluição proveniente de fontes como esgotos, efluentes industriais ou uso excessivo de fertilizantes. Em sistemas fluviais que recebem efluentes urbanos ou industriais, a condutividade funciona como um indicador relevante para identificar o grau de contaminação (APHA, 2017). Quando elevada, a condutividade pode refletir um aumento de salinidade, o que prejudica organismos de água doce, afetando o seu equilíbrio osmótico e provocando stress fisiológico que pode levar à mortalidade (WHO, 2004).

Além disso, quando aumentada por substâncias como cloretos, sulfatos e nitratos, a condutividade pode tornar a água imprópria para consumo, requerendo tratamentos rigorosos para garantir a segurança. A condutividade elevada altera a composição química de rios e lagos, podendo levar à substituição de espécies sensíveis por organismos mais tolerantes, desestabilizando assim o equilíbrio ecológico (Cunningham et al., 2011). Nas infraestruturas de água e sistemas de irrigação, a água de alta condutividade é mais corrosiva, acelerando a degradação das tubagens e favorecendo a libertação de metais, o que compromete a qualidade da água para consumo humano (Decreto-Lei n.º 306/2007).

Os valores de referência para a condutividade da água variam conforme o tipo de uso e as características geológicas locais, sendo regulamentados por normas nacionais e

internacionais. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), a condutividade para água potável deve ser inferior a 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para evitar o excesso de sais dissolvidos. Na União Europeia, o Decreto-Lei n.º 306/2007 fixa o limite máximo de condutividade para água potável em 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, regulamentação adotada também em Portugal para assegurar a segurança da água consumida pela população. Para a água doce, os valores de condutividade variam tipicamente entre 50 e 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, dependendo das características geológicas locais, sendo que em áreas não poluídas são comuns valores entre 150 e 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE) da União Europeia estabelece que a condutividade para águas de superfície deve ser mantida abaixo de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para preservar a qualidade ecológica, diretriz igualmente seguida em Portugal (Decreto-Lei n.º 306/2007).

Fósforo total

O fósforo total, expresso em miligramas por litro de fósforo (mg/L P), é uma métrica essencial na avaliação da qualidade da água em rios e outros corpos hídricos. Este parâmetro refere-se à quantidade total de fósforo presente na água, essencial para o crescimento de plantas e organismos aquáticos. No entanto, quando em concentrações elevadas, o fósforo pode gerar graves impactos negativos nos ecossistemas de água doce (Dodds, 2003).

O fósforo total inclui todas as formas de fósforo presentes na água: fósforo dissolvido, particulado, orgânico e inorgânico. O fósforo dissolvido é composto principalmente de ortofosfatos, a forma mais facilmente assimilável por plantas e algas. Já o fósforo particulado encontra-se ligado a partículas sólidas suspensas, como matéria orgânica e sedimentos. Além disso, o fósforo orgânico e inorgânico pode estar incorporado em matéria viva ou morta, e os ortofosfatos (PO_4^{3-}) são a forma inorgânica prontamente disponível para a assimilação aquática (Wetzel, 2001). A medição do fósforo total é, assim, um indicador importante da carga de nutrientes e uma ferramenta crucial para prever e gerir problemas ambientais em corpos de água.

As fontes de fósforo que chegam aos ecossistemas aquáticos são tanto naturais quanto antropogénicas. Entre as fontes naturais, destacam-se a erosão do solo e das rochas, onde o fósforo é libertado por meio de processos de lixiviação, e a decomposição de material orgânico, que libera fósforo através da mineralização de plantas e animais mortos. Por outro

lado, as fontes antropogénicas, como esgotos domésticos, uso excessivo de fertilizantes agrícolas e detergentes com fósforo, constituem grandes fontes de fósforo para o meio aquático. A urbanização e o uso intensivo da terra contribuem para o aumento dos níveis de fósforo, especialmente em áreas densamente povoadas e durante períodos de chuvas intensas, quando o escoamento carrega fertilizantes e outros compostos para os corpos d'água (Carpenter et al., 1998).

Embora o fósforo seja vital para o desenvolvimento biológico, concentrações excessivas resultam em impactos significativos na qualidade da água. Um dos efeitos mais comuns é a eutrofização, processo em que o aumento de nutrientes, principalmente fósforo, provoca um crescimento descontrolado de algas e plantas aquáticas. Este fenómeno reduz o oxigénio dissolvido na água à medida que as algas se decompõem, levando à hipóxia ou anóxia, condições que ameaçam a sobrevivência de espécies aquáticas sensíveis. Além disso, a proliferação excessiva de algas altera a comunidade biológica dos ecossistemas aquáticos, favorecendo espécies tolerantes ao fósforo em detrimento de outras, afetando assim o equilíbrio ecológico (Smith et al., 1999).

Outro efeito é a deterioração da qualidade da água, que pode adquirir um aspeto turvo e coloração verde ou azulada devido ao florescimento algal. Além de prejudicar o uso recreativo e estético, essa condição pode gerar odores desagradáveis e, em certos casos, toxinas perigosas para a saúde humana e animal, principalmente quando há presença de cianobactérias. Esse tipo de proliferação algal, alimentado pelo excesso de fósforo, representa riscos sérios e pode inviabilizar o uso da água para consumo humano e irrigação (Paerl & Otten, 2013).

A presença de fósforo elevado nos corpos de água aumenta ainda os custos de tratamento de água, pois torna-se necessário remover o excesso de nutrientes para garantir que a água seja segura e livre de odores ou sabores indesejáveis. Esse aumento de custos é particularmente problemático em áreas onde os recursos para tratamento de água são limitados. Por fim, a alteração dos habitats aquáticos também é um problema relevante: a proliferação de plantas e algas impede a entrada de luz solar, o que reduz a fotossíntese de plantas submersas e impacta as cadeias alimentares. A acumulação de matéria orgânica, resultante da decomposição de algas e plantas, pode, a longo prazo, modificar a morfologia

dos cursos de água, preenchendo canais com sedimentos ricos em matéria orgânica (Dodds & Welch, 2000).

Os valores recomendados para o fósforo total em águas de superfície variam conforme o uso da água e os padrões regionais e internacionais. A Diretiva Quadro da Água da União Europeia (2000/60/CE) enfatiza a necessidade de manter níveis baixos de fósforo em águas superficiais para evitar a eutrofização. Embora a diretiva não defina um valor específico, considera-se geralmente que concentrações inferiores a 0,05 mg/L de fósforo total são adequadas para prevenir a eutrofização em ecossistemas de água doce. Em ecossistemas naturais, sem grandes interferências humanas, as concentrações de fósforo total tendem a ser ainda menores, com valores típicos abaixo de 0,02 mg/L (Holtgrieve et al., 2011).

Nitrato

O nitrato (NO_3^-) é um íon composto por nitrogénio e oxigénio, presente naturalmente no ciclo do nitrogénio e resultante da oxidação da amónia (NH_4^+) e do nitrito (NO_2^-). No contexto dos ecossistemas aquáticos, a sua concentração, geralmente expressa em miligramas por litro (mg/L NO_3^-), é um parâmetro crucial para a avaliação da qualidade da água, especialmente em rios, lagos e reservatórios. O nitrato é uma fonte essencial de nitrogénio para plantas aquáticas e outros organismos, mas, em excesso, representa um risco significativo tanto para o ambiente quanto para a saúde humana (Carpenter et al., 1998).

O nitrato, sendo a forma mais estável de nitrogénio em ambientes oxigenados, resulta de processos naturais biológicos, onde microrganismos no solo e na água transformam compostos de nitrogénio em nitrato. No entanto, atividades humanas como a agricultura intensiva e o despejo de efluentes não tratados são fontes adicionais e expressivas desse composto, aumentando a sua concentração nas águas superficiais e subterrâneas. A mobilidade do nitrato no solo e a facilidade com que é lixiviado tornam-no um poluente comum e uma preocupação ambiental em várias regiões do mundo (Vitousek et al., 1997).

No ambiente aquático, o nitrato pode ter origem em fontes naturais e antropogénicas. Fontes naturais incluem a decomposição de matéria orgânica, que libera amónia posteriormente convertida em nitrato, e a deposição atmosférica, em que o nitrogénio atmosférico resultante de processos naturais (como descargas elétricas) é transferido para os

corpos de água via precipitação. Já as fontes antropogénicas envolvem o uso extensivo de fertilizantes agrícolas à base de nitrogénio, a descarga de efluentes urbanos e industriais e o escoamento de dejetos pecuários. Esses compostos nitrogenados, quando não adequadamente tratados, contribuem para a acumulação de nitrato nos rios e aquíferos, especialmente em áreas com intensa atividade agrícola e pecuária (Galloway et al., 2008).

A presença excessiva de nitrato nos ecossistemas aquáticos pode causar eutrofização, um processo em que o aumento de nutrientes, como nitrato e fósforo, promove um crescimento excessivo de algas e outras plantas aquáticas. Este crescimento exagerado resulta em consequências graves, como o bloqueio da luz solar, prejudicando a fotossíntese de plantas submersas, e a redução dos níveis de oxigénio dissolvido à medida que as algas morrem e se decompõem. Esse consumo de oxigénio durante a decomposição leva à hipoxia (baixo oxigénio) ou anóxia (ausência de oxigénio), condições que afetam gravemente a vida aquática, provocando a morte de peixes e outros organismos. A eutrofização também altera o equilíbrio biológico dos ecossistemas aquáticos, favorecendo espécies tolerantes a baixos níveis de oxigénio e reduzindo a biodiversidade (Dodds, 2002).

Para a saúde humana, o nitrato é igualmente problemático. Quando presente em concentrações elevadas na água potável, pode ser convertido em nitrito no organismo humano, uma transformação que interfere com a capacidade do sangue de transportar oxigénio. Em bebés, isso pode causar a metemoglobinemia, também conhecida como "síndrome do bebé azul", que representa um risco grave e potencialmente fatal. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), a concentração de nitrato na água potável não deve ultrapassar 50 mg/L para prevenir riscos à saúde humana, um valor também adotado pela legislação europeia e portuguesa, incluindo o Decreto-Lei n.º 306/2007, que regula a qualidade da água em Portugal (OMS, 2011).

A lixiviação de nitrato no solo pode igualmente contaminar aquíferos, um problema relevante em áreas rurais onde as águas subterrâneas são uma importante fonte de abastecimento de água. Esta contaminação é difícil de reverter e pode exigir tratamentos de água dispendiosos para remover o nitrato e garantir a segurança do abastecimento (Spalding & Exner, 1993).

Para proteger os ecossistemas aquáticos e a saúde humana, a União Europeia, através da Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE), estabelece orientações para o controlo de poluentes, incluindo o nitrato, para preservar a qualidade das águas superficiais. Embora a diretiva não especifique um limite fixo para o nitrato em rios, concentrações abaixo de 10 mg/L são geralmente recomendadas para prevenir a eutrofização e proteger a vida aquática. Em águas potáveis, a diretiva e a legislação portuguesa estabelecem o limite máximo de 50 mg/L de nitrato, assegurando a segurança da água consumida pela população (União Europeia, 2000).

Nitrito

O nitrito (NO_2^-) é um composto químico intermediário no ciclo do nitrogénio, resultante da oxidação parcial da amónia (NH_3) por bactérias nitrificantes. Em sistemas aquáticos, o nitrito surge naturalmente como parte da nitrificação, onde a amónia é convertida em nitrito por bactérias do género *Nitrosomonas* e, subsequentemente, oxidado a nitrato (NO_3^-) por bactérias *Nitrobacter* (Camargo & Alonso, 2006). Este processo é fundamental para o ciclo do nitrogénio e a saúde dos ecossistemas aquáticos, uma vez que regula a disponibilidade de nutrientes essenciais. No entanto, concentrações elevadas de nitrito em corpos de água, como rios e lagos, são frequentemente indicativas de desequilíbrios ambientais e podem representar um sério risco para a qualidade da água, a vida aquática e a saúde humana.

Embora a presença de nitrito em concentrações reduzidas seja normal, níveis elevados estão geralmente associados a fontes antropogénicas, como descargas de efluentes de estações de tratamento de águas residuais (ETARs), lixiviação de fertilizantes nitrogenados de áreas agrícolas e infiltração de poluentes de escoamento urbano e industrial. Em condições naturais, o nitrito é rapidamente convertido em nitrato; contudo, em ecossistemas poluídos ou com défice de oxigénio, como acontece em águas estagnadas ou com elevados níveis de matéria orgânica, a oxidação pode ser limitada, levando à acumulação de nitrito. Esta acumulação representa uma ameaça direta aos organismos aquáticos e interfere nos processos ecológicos, contribuindo para a eutrofização e para o desequilíbrio do ciclo do nitrogénio (Canfield et al., 2010).

Os impactos da acumulação de nitrito na qualidade da água e na saúde pública são substanciais. O nitrito é altamente tóxico para muitos organismos aquáticos, especialmente peixes, pois interfere no transporte de oxigénio no sangue, causando uma condição conhecida como metemoglobinemia. Em peixes, a exposição ao nitrito provoca a oxidação da hemoglobina para metemoglobina, um composto que não transporta oxigénio eficazmente, resultando em asfixia (Wedemeyer & Yasutake, 1978). Para humanos, o nitrito representa um risco particularmente elevado para bebés e crianças, podendo causar metemoglobinemia infantil, conhecida como "síndrome do bebé azul", devido à conversão de nitrito em nitrato no sistema digestivo, que interfere com o transporte de oxigénio no organismo (World Health Organization [WHO], 2011). Em certas condições, o nitrito pode reagir com aminas secundárias e formar nitrosaminas, compostos potencialmente cancerígenos, aumentando os riscos de exposição a longo prazo (European Commission, 2021).

A legislação em Portugal sobre a qualidade da água e o controlo de compostos como o nitrito segue de perto as diretivas da União Europeia. A Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE) estabelece o enquadramento legal para a proteção da qualidade das águas superficiais, incluindo a necessidade de monitorizar e controlar a presença de poluentes que possam afetar o estado ecológico dos corpos de água (Agência Portuguesa do Ambiente [APA], 2020). Esta diretiva, transposta para a legislação nacional pelo Decreto-Lei n.º 147/2009, exige que se tome medidas preventivas para minimizar os níveis de compostos nitrogenados, incluindo o nitrito, e prevenir a degradação dos ecossistemas aquáticos.

Quanto aos valores recomendados, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estipula que a concentração máxima de nitrito em água potável não deve ultrapassar 0,1 mg/L para assegurar a segurança sanitária, enquanto em águas superficiais a concentração de nitrito destinada ao consumo humano deve ser inferior a 3 mg/L (WHO, 2011).

Em Portugal, esta orientação é reforçada pelo Decreto-Lei n.º 306/2007, que regula a qualidade da água para consumo humano e estipula os valores-limite de nitrito, garantindo a conformidade com os padrões internacionais. Para a proteção da vida aquática, a Agência Europeia do Ambiente recomenda que as concentrações de nitrito em rios e lagos sejam mantidas abaixo de 0,03 mg/L, visto que valores superiores podem ser prejudiciais para organismos sensíveis, como peixes juvenis e invertebrados aquáticos (Camargo & Alonso, 2006).

Oxigénio dissolvido

O oxigénio dissolvido (OD) corresponde à quantidade de oxigénio molecular (O_2) presente na água em estado dissolvido, essencial para a respiração de organismos aquáticos, como peixes, invertebrados e microrganismos. Este parâmetro é reconhecido como um dos principais indicadores da qualidade da água, refletindo a capacidade de um corpo de água, como rios e lagos, de suportar a vida aquática e de manter a saúde ecológica. A concentração de OD é frequentemente expressa em percentagem de saturação ou em miligramas por litro (mg/L), o que representa a quantidade máxima de oxigénio que a água pode dissolver à temperatura ambiente. Em laboratório, a percentagem de saturação do oxigénio dissolvido é medida em condições controladas para uma avaliação precisa da capacidade da água de suportar os processos biológicos naturais (American Public Health Association [APHA], 2017).

O oxigénio dissolvido entra naturalmente nos corpos de água através de dois mecanismos principais: a difusão a partir da atmosfera, que é acelerada pela ação de ondas e correntes, e a fotossíntese, na qual plantas aquáticas e algas produzem oxigénio como subproduto. Uma vez dissolvido, o oxigénio mantém-se na água em proporções que dependem da temperatura, salinidade e pressão atmosférica, sendo a sua concentração maior em água fria devido à sua maior capacidade de reter oxigénio. Consequentemente, rios em regiões de clima frio ou em estações de inverno tendem a apresentar níveis mais elevados de oxigénio dissolvido em comparação com ambientes mais quentes (Wetzel, 2001). Estes fatores tornam o OD um indicador particularmente sensível a mudanças ambientais e a influências antropogénicas, como a poluição orgânica e o escoamento agrícola, que podem alterar a quantidade de oxigénio disponível para os organismos aquáticos.

A presença de OD tem um impacto direto na qualidade ecológica da água. Em termos de efeitos na vida aquática, peixes e outros organismos, como os invertebrados e certas bactérias, dependem do oxigénio para respiração e para as suas funções metabólicas. Espécies como trutas e outros salmonídeos necessitam de níveis de OD superiores a 6 mg/L para sobreviver, enquanto outras espécies, como as carpas, têm uma tolerância maior a baixos níveis de oxigénio. Níveis de oxigénio dissolvido inferiores a 3 mg/L conduzem a uma condição de hipóxia, onde o oxigénio disponível é insuficiente para satisfazer as necessidades dos organismos aquáticos, podendo levar à morte em massa de peixes e outros organismos sensíveis (Cook et al., 2015). O oxigénio também é essencial para a decomposição aeróbica

da matéria orgânica; em condições de baixo OD, o processo de decomposição ocorre de forma anaeróbica, produzindo substâncias tóxicas como o sulfeto de hidrogénio, o que agrava as condições ecológicas do ambiente aquático (Camargo & Alonso, 2006).

O oxigénio dissolvido desempenha um papel crucial na regulação do equilíbrio ecológico de um corpo de água. Quando o nível de OD é reduzido, verifica-se um desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos, como os ciclos do carbono, do azoto e do fósforo, favorecendo organismos anaeróbicos e prejudicando o ciclo natural de decomposição. A eutrofização é outro fenómeno associado ao OD, ocorrendo quando a proliferação excessiva de algas consome rapidamente o oxigénio à medida que morrem e se decompõem. Este processo pode originar “zonas mortas”, áreas com baixas concentrações de oxigénio onde apenas espécies anaeróbicas conseguem sobreviver, ameaçando assim a biodiversidade local e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos (Smith & Schindler, 2009).

A legislação portuguesa, em conformidade com as diretivas da União Europeia, define valores mínimos de OD para garantir a qualidade ecológica das águas superficiais. A Diretiva-Quadro da Água (2000/60/CE) estabelece critérios de qualidade para assegurar que os corpos de água atinjam um “bom estado ecológico”, o que inclui a manutenção de níveis adequados de OD. Embora esta diretiva não especifique limites rígidos, recomenda-se que o OD em águas superficiais seja mantido acima de 80% de saturação, o que corresponde a aproximadamente 8-9 mg/L em águas frias (Agência Portuguesa do Ambiente [APA], 2021). Para a proteção de espécies aquáticas sensíveis, o OD deve ser superior a 6 mg/L. Quando os níveis caem para abaixo deste valor, os organismos aquáticos começam a sofrer stress, e, em níveis inferiores a 3 mg/L, o ambiente torna-se insuficiente para a sobrevivência de muitas espécies.

No que respeita ao uso de água para consumo humano, embora o OD não seja diretamente regulamentado como parâmetro obrigatório, níveis adequados ajudam a evitar o desenvolvimento de compostos indesejáveis que alterem o sabor e odor da água. No contexto da água de irrigação, o OD também é um indicador útil, uma vez que a oxigenação adequada ajuda a manter a qualidade microbiológica da água, prevenindo a proliferação de patógenos e a formação de ambientes anaeróbicos prejudiciais às plantas (Decreto-Lei n.º 306/2007).

Sólidos suspensos totais

Os sólidos suspensos totais (SST) correspondem à quantidade de partículas sólidas em suspensão na coluna de água, sem que estas se dissolvam, sendo um dos parâmetros fundamentais na avaliação da qualidade da água. Expressos geralmente em miligramas por litro (mg/L), os SST representam a quantidade de matéria sólida que permanece em suspensão num corpo de água e influenciam as condições físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos (Sawyer et al., 2003). Este parâmetro abrange uma diversidade de partículas, incluindo sedimentos inorgânicos (como areias, argilas e lodo), matéria orgânica (fragmentos de plantas, detritos de organismos) e outras substâncias que não se dissolvem na água. Os SST são suficientemente grandes para permanecerem em suspensão, podendo ser removidos por processos de filtração. Ao contrário dos sólidos dissolvidos, estas partículas afetam diretamente a transparência, turbidez e capacidade de penetração da luz na água, influenciando de forma significativa a saúde do ecossistema aquático e, em particular, a produtividade de rios e lagos.

A presença de SST em corpos de água pode ser atribuída a fontes naturais e antropogênicas. Naturalmente, a erosão do solo e das margens dos rios gera sedimentos transportados pela corrente, e a decomposição de matéria vegetal como folhas e ramos contribui para o aumento dos SST. Também o movimento de organismos aquáticos pode revolver o sedimento do fundo, aumentando temporariamente a quantidade de sólidos suspensos. No entanto, atividades humanas como a agricultura intensiva, o desenvolvimento urbano e a descarga de efluentes domésticos e industriais elevam os níveis de SST, exacerbando o impacto ecológico (Canter, 2018).

Em áreas agrícolas, o escoamento superficial, especialmente em solos desprotegidos por vegetação, arrasta sedimentos e matéria orgânica para os rios. A construção civil e o desenvolvimento urbano, com o aumento de superfícies impermeáveis e a erosão de áreas de construção, também aumentam a carga de sólidos suspensos nos cursos de água. Estes fatores antropogênicos, associados a práticas de manejo inadequadas, contribuem para a entrada de SST em níveis que comprometem a qualidade da água e a biodiversidade.

O impacto dos SST sobre a qualidade da água é considerável. A presença excessiva de sólidos suspensos aumenta a turbidez, reduzindo a penetração da luz solar, o que

compromete a fotossíntese realizada por plantas aquáticas e algas. Esta redução limita a produção de oxigénio dissolvido e inibe o crescimento das comunidades vegetais submersas, essenciais para a vida aquática (Bellinger & Sigeo, 2010). A turbidez elevada afeta também a alimentação visual de peixes e outros organismos, dificultando a captura de presas por espécies predadoras. Em termos fisiológicos, os SST podem causar danos físicos em peixes e invertebrados; as partículas em suspensão desgastam e danificam as brânquias, dificultando a respiração e podendo resultar em mortalidade nos casos de exposição prolongada. Organismos filtradores, como mexilhões e alguns crustáceos, veem os seus mecanismos de alimentação obstruídos por partículas suspensas, o que prejudica a sua capacidade de obter nutrientes, afetando a sua sobrevivência e crescimento (Bilotta & Brazier, 2008).

Outro impacto importante dos SST reside no fenómeno de sedimentação. Com o tempo, os SST depositam-se no leito dos rios, formando camadas de sedimentos que modificam o habitat dos organismos bentónicos. Este excesso de sedimentos pode enterrar ovos de peixes e invertebrados, afetando o ciclo de vida das espécies aquáticas. Os SST podem ainda transportar nutrientes como o fósforo adsorvido em partículas de argila, que, ao serem libertados no corpo de água, favorecem o processo de eutrofização. Este aumento de nutrientes promove o crescimento excessivo de algas, levando à diminuição do oxigénio dissolvido e à criação de zonas hipóxicas, onde a vida aquática é severamente limitada (Carpenter et al., 1998). Outro efeito prejudicial dos SST é a possibilidade de contaminação por poluentes adsorvidos, como metais pesados e pesticidas, que são transportados pelas partículas em suspensão, aumentando o risco de poluição química das águas e de efeitos adversos para a saúde humana.

A legislação europeia e portuguesa, através da Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE), estabelece a necessidade de manter um “bom estado ecológico” nos corpos de água, promovendo a gestão dos SST como forma de preservar a qualidade ambiental e proteger a biodiversidade aquática. Embora esta diretiva não defina valores específicos para SST, recomenda-se que níveis elevados sejam evitados para assegurar a integridade dos ecossistemas aquáticos (Agência Portuguesa do Ambiente [APA], 2020). Em geral, para que a água suporte uma vida aquática saudável, os SST devem ser mantidos entre 25 e 50 mg/L. Concentrações entre 50 e 100 mg/L podem ser toleráveis para algumas espécies, mas apresentam riscos para organismos mais sensíveis e para a saúde geral do ecossistema.

Valores superiores a 100 mg/L são considerados prejudiciais e podem estar associados a degradação da qualidade ecológica e à acumulação de poluentes, especialmente em áreas de descarga de efluentes ou escoamento agrícola (European Environment Agency, 2019).

Para águas destinadas ao consumo humano, embora os SST não sejam regulados diretamente, níveis elevados indicam poluição e podem comprometer os processos de tratamento. Valores acima de 10 mg/L afetam a eficiência dos sistemas de filtração e desinfecção, comprometendo a potabilidade e aumentando o risco de contaminantes. Em águas de irrigação, concentrações excessivas de SST podem obstruir sistemas de irrigação e prejudicar a qualidade do solo, sendo recomendados valores abaixo de 50 mg/L para garantir uma boa qualidade de água para uso agrícola (Decreto-Lei n.º 306/2007).

Temperatura da Amostra

A temperatura da amostra de água é a medição direta da temperatura no momento e local específicos de recolha, expressa em graus Celsius (°C). Este parâmetro é essencial na análise da qualidade da água, pois influencia diretamente processos físicos, químicos e biológicos nos ecossistemas aquáticos, afetando a solubilidade de gases, a taxa das reações químicas e biológicas e o metabolismo dos organismos aquáticos (Wetzel, 2001).

A temperatura é um fator determinante da qualidade ecológica, uma vez que regula o nível de oxigénio dissolvido e a saúde da fauna e flora aquáticas. Em termos de definição, a temperatura de uma amostra de água reflete a quantidade de calor presente no momento da medição. A monitorização deste parâmetro é geralmente realizada com termómetros digitais ou sensores específicos no local, fornecendo uma leitura instantânea do estado térmico da água. O regime térmico de um corpo de água é influenciado por fatores naturais, como radiação solar, trocas térmicas com o solo, variações sazonais e afluência de águas subterrâneas. Além disso, atividades antropogénicas, como descargas de efluentes industriais, alterações no uso do solo, construção de barragens e mudanças climáticas, podem aumentar a temperatura dos rios e lagos, comprometendo o equilíbrio natural dos ecossistemas (Carvalho & Santos, 2017).

O impacto da temperatura na qualidade da água é evidente, especialmente através da sua influência na solubilidade do oxigénio. À medida que a temperatura aumenta, a

capacidade da água para reter oxigénio diminui, um fenómeno particularmente prejudicial para espécies aquáticas que dependem de altos níveis de oxigénio. Em águas mais frias, a solubilidade do oxigénio é maior, o que sustenta a vida de espécies sensíveis, como trutas e salmonídeos, que requerem concentrações de oxigénio elevadas para sobreviver. Por outro lado, em águas mais quentes, a quantidade de oxigénio dissolvido é reduzida, podendo resultar em condições de hipóxia, uma situação onde o oxigénio é insuficiente para suportar a fauna local, provocando eventos de mortalidade em massa (Canfield et al., 2010).

A temperatura da água regula também o metabolismo dos organismos aquáticos: quanto maior a temperatura, mais rápido é o metabolismo, aumentando as necessidades de energia e de oxigénio. Em condições de alta temperatura com baixos níveis de oxigénio, muitos organismos enfrentam stress térmico, o que pode afetar negativamente a alimentação, a reprodução e a sobrevivência. Espécies adaptadas a ambientes de água fria são particularmente vulneráveis, já que o aumento da temperatura pode reduzir as suas populações, favorecendo espécies mais tolerantes ao calor (APHA, 2017). Além disso, o aumento da temperatura acelera a decomposição da matéria orgânica, estimulando a atividade microbiana. Embora a decomposição seja necessária para os ciclos biogeoquímicos, o consumo rápido de oxigénio durante a decomposição em águas quentes pode levar a condições anóxicas, prejudiciais para a biodiversidade (Wetzel, 2001).

A eutrofização é um processo adicional agravado pelo aumento da temperatura, pois temperaturas elevadas, combinadas com nutrientes em excesso, promovem o crescimento de algas e plantas aquáticas. Este fenómeno resulta em “blooms” de algas, que inicialmente aumentam a produção de oxigénio através da fotossíntese, mas que, ao morrer e decompor-se, consomem oxigénio em grandes quantidades, reduzindo ainda mais os níveis de oxigénio dissolvido e ameaçando a sustentabilidade do ecossistema (Smith & Schindler, 2009).

Em termos de regulamentação, a Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE), transposta para a legislação portuguesa, estabelece que os corpos de água devem manter um estado ecológico e químico adequado, incluindo o controlo da temperatura. Embora a diretiva não estabeleça valores específicos, recomenda-se que os Estados-membros definam limites com base nas características ecológicas locais. Em ecossistemas que abrigam espécies sensíveis, como rios de trutas, a temperatura ideal situa-se entre 10°C e 20°C; temperaturas acima de 25°C são consideradas prejudiciais, especialmente para espécies que requerem níveis

elevados de oxigénio (Agência Portuguesa do Ambiente [APA], 2021). Para águas destinadas ao abastecimento público, a legislação portuguesa recomenda que a temperatura se mantenha abaixo de 20°C para evitar alterações de sabor e odor e garantir o conforto térmico no consumo humano (Decreto-Lei n.º 306/2007).

pH – laboratório

O pH é uma medida fundamental e amplamente utilizada na avaliação da qualidade da água, que indica a concentração de iões hidrogénio (H^+) numa solução, determinando a acidez ou alcalinidade da água. A escala de pH varia de 0 a 14, onde valores abaixo de 7 indicam acidez, valores acima de 7 indicam alcalinidade e o valor de 7 é considerado neutro. Em laboratório, o pH é medido com um medidor digital, em condições controladas e a uma temperatura padrão, geralmente de 20°C, o que assegura a precisão da leitura (APHA, 2017). O pH tem um impacto direto na qualidade da água de rios, lagos e outros corpos hídricos, pois afeta a biodisponibilidade de nutrientes, a solubilidade e toxicidade de compostos químicos, e os processos biológicos dos organismos aquáticos, influenciando assim o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Wetzel, 2001).

As variações no pH da água podem ter origens naturais ou resultar de atividades humanas. Naturalmente, a geologia da bacia hidrográfica influencia o pH da água, sendo que áreas ricas em calcário tendem a gerar águas mais alcalinas, enquanto regiões com solos ácidos, como os de granito, produzem águas mais ácidas. A precipitação, por sua vez, afeta o pH das águas superficiais; a chuva é ligeiramente ácida devido à dissolução do dióxido de carbono (CO_2) atmosférico, formando ácido carbónico (H_2CO_3). Em casos de chuva ácida, resultante da emissão de poluentes atmosféricos, como dióxido de enxofre (SO_2) e óxidos de azoto (NO_x), o pH da água pode cair a níveis que ameaçam a vida aquática (Camargo & Alonso, 2006).

As atividades antropogénicas, como a poluição industrial e agrícola, também alteram significativamente o pH da água. A descarga de efluentes industriais ácidos ou alcalinos e o uso de fertilizantes agrícolas podem aumentar as concentrações de nitratos e fosfatos, alterando o pH e, conseqüentemente, a ecologia aquática (Carpenter et al., 1998). O tratamento inadequado de águas residuais pode permitir a descarga de efluentes com pH

fora dos limites recomendados, aumentando os riscos para a saúde ecológica. A desflorestação e a urbanização aceleram ainda a erosão do solo, contribuindo para o escoamento de partículas com características ácidas ou alcalinas para os cursos de água, afetando o pH e o equilíbrio ecológico das zonas ripárias (Pereira et al., 2018).

O pH afeta a qualidade da água e o bem-estar dos organismos aquáticos de várias formas. A biodisponibilidade de metais pesados, como mercúrio, chumbo e cádmio, é influenciada pelo pH; em pH baixo, esses metais tornam-se mais solúveis, aumentando o risco de toxicidade para os organismos aquáticos. Em ambientes alcalinos (pH elevado), compostos como o amoníaco (NH_3) tornam-se mais prevalentes na sua forma não ionizada, altamente tóxica para os peixes e outras espécies sensíveis (Randall & Tsui, 2002). Estes fatores tornam o pH um indicador crucial para prever os efeitos potenciais da toxicidade de poluentes, especialmente em áreas de elevada atividade industrial ou agrícola.

Para além da toxicidade, o pH também influencia o metabolismo dos organismos aquáticos. Valores de pH muito baixos (abaixo de 6) ou muito altos (acima de 9) causam stress fisiológico em muitos organismos, comprometendo funções essenciais, como a respiração e o equilíbrio iónico. A reprodução e o crescimento de peixes e invertebrados podem ser seriamente afetados em águas ácidas, levando à redução das populações e à perda de biodiversidade (Canfield et al., 2010). Alterações no pH também promovem mudanças na estrutura das comunidades aquáticas, favorecendo espécies mais tolerantes e prejudicando as mais sensíveis, como a truta, o que pode resultar numa menor diversidade biológica (Smith & Schindler, 2009).

A legislação em vigor em Portugal, conforme a Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE), exige que os corpos de água mantenham um bom estado ecológico e químico, incluindo o controlo do pH para proteger a vida aquática. Embora a diretiva não fixe um intervalo rígido para o pH, os valores entre 6,5 e 8,5 são geralmente considerados ideais para a maioria dos ecossistemas aquáticos, garantindo a segurança para as espécies de água doce (Agência Portuguesa do Ambiente [APA], 2021). Para águas de consumo humano, o Decreto-Lei n.º 236/98 estabelece que o pH deve situar-se entre 6,5 e 9,5, de modo a assegurar a potabilidade e a evitar efeitos adversos nos sistemas de tratamento e distribuição.

****Tabela 2****

Valores Regulamentados para uma boa qualidade de água superficial em Portugal

Tipo de Água	Valores Regulamentados para uma Boa Qualidade da Água Superficial em Portugal											
	Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	CBO5 (mg/l O ₂)	Carbono Orgânico Total (mg/l)	Condutividade de laboratório a 20°C (µS/cm)	Fósforo total (mg/l)	Nitrato (mg/l NO ₃)	Nitrito (mg/l NO ₂)	Oxigénio dissolvido - lab. (%)	Oxigénio dissolvido - lab. (mg/l O ₂)	Sólidos suspensos totais (mg/l)	Temperatura Amostra (°C)	pH - lab.
Água Potável	≤ 0.5 mg/l	N/A	≤ 2 mg/l	≤ 2500 µS/cm	N/A	≤ 50 mg/l	≤ 0.1 mg/l	> 80–90%	N/A	≤ 10 mg/l	20°C	> 6.5 e < 9.5
Água Superficial	< 0.2 mg/l	< 3 mg/l	N/A	< 1000 µS/cm	< 0.1 mg/l	< 25 mg/l	< 0.03 mg/l	> 80%	> 6 mg/l	< 25–50 mg/l	10–20°C	> 6.5 e < 8.5
Água de Irrigação	N/A	< 5 mg/l	N/A	< 3000 µS/cm	N/A	< 50 mg/l	< 3 mg/l	> 80%	N/A	< 50 mg/l	N/A	> 6.5 e < 8.5

**Nota* Valores Regulamentados para uma Boa Qualidade da Água Superficial em Portugal segundo a Legislação Portuguesa e da União Europeia. Elaboração Própria.*

III. 3. Análise dos Dados da Monitorização

Para analisar a qualidade da água do Rio Sizandro foram recolhidos dados do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) referentes a duas estações de recolha de amostras da água do rio Sizandro, a Estação Runa (19B/02) e a Estação PT. Aranha (19A/01). Os dados recolhidos são referentes ao período entre 2001 e 2022 (Ver anexo A e B), dentro desse período foram selecionados os anos mais recentes para cada estação que contêm os dados para todos os elementos de monitorização. Para a estação de Runa (19B/02) foram selecionados dados entre 2013 e 2019. Para a estação PT. Aranha (19A/01) o período selecionado foi entre 2013 e 2022.

****Tabela 3****

Dados de Monitorização da qualidade da água, Estação Runa (19B/02)

Data	Estação Runa (19B/02)											
	Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	CBO5 (mg/l O ₂)	Carbono Orgânico Total (mg/l)	Condutividade de laboratório a 20°C (µS/cm)	Fósforo total (mg/l P)	Nitrato (mg/l NO ₃)	Nitrito (mg/l NO ₂)	Oxigénio dissolvido - lab. (%)	Oxigénio dissolvido - lab. (mg/l O ₂)	Sólidos suspensos totais (mg/l)	Temperatura Amostra (°C)	pH - lab.
19/12/2013	0.400	4.600	19.0000	1000.000	0.620	13.000	0.250	94.000	9.400	30.000	13.6	8.00
09/12/2014	0.400	(-) 3.000	1.5000	860.000	0.190	11.000	0.390	76.000	8.000	6.800	11.5	8.20
09/05/2018	1.500	3.200	7.7000	1300.000	0.700	35.000	3.400	57.000	5.500	30.000	15.5	8.00
13/02/2019	0.440	(-) 3.000	6.6000	1400.000	0.750	43.000	0.590	83.000	9.100	29.000	9.9	8.00

**Nota* Dados de monitorização da qualidade da água do rio Sizandro entre 2013 e 2019, Estação Runa (19B/02). Elaboração Própria. Dados retirados do SNIRH, 2024.*

Os dados da Estação de Runa (19B/02), localizada a montante no rio Sizandro, revelam variações significativas na qualidade da água ao longo do período analisado, com alguns parâmetros indicando uma degradação progressiva das condições do rio. O azoto amoniacal

apresenta valores elevados em todas as datas, variando entre 0,400 mg/L e 1,500 mg/L. Este comportamento sugere a presença constante de poluição orgânica, possivelmente derivada de descargas de esgotos domésticos ou industriais. Apesar de se registrar uma redução em 2019 para 0,440 mg/L em relação ao pico observado em 2018, os níveis permanecem elevados, o que reflete um impacto significativo na qualidade ecológica da água e na sua capacidade de suportar vida aquática.

A CBO_5 , indicador da carga orgânica, também apresenta valores preocupantes, oscilando entre 3,000 mg/L e 6,000 mg/L. Em 2013, o valor de 4,600 mg/L reflete uma qualidade média, mas nos anos seguintes observa-se um agravamento, com valores que chegam ao limite de 6,000 mg/L em 2018 e 2019, caracterizando qualidade inferior. Este aumento evidencia uma pressão crescente sobre os recursos hídricos, associada provavelmente à descarga de matéria orgânica não tratada, que consome oxigênio dissolvido e compromete a biodiversidade aquática.

Os níveis de Carbono Orgânico Total (COT) revelam flutuações significativas, com um valor máximo de 19,000 mg/L em 2013, o que sugere uma elevada presença de matéria orgânica dissolvida, provavelmente derivada de escoamentos agrícolas ou industriais. Apesar de uma diminuição para 6,600 mg/L em 2019, os valores permanecem acima do desejável, indicando um impacto contínuo na qualidade da água e potencial formação de subprodutos tóxicos durante processos de tratamento.

A condutividade elétrica apresenta uma tendência crescente, passando de 1000 $\mu S/cm$ em 2013 para 1400 $\mu S/cm$ em 2019. Este aumento reflete um incremento na concentração de sais dissolvidos, possivelmente devido à poluição por fertilizantes e descargas industriais. Níveis elevados de condutividade têm implicações negativas para a biodiversidade aquática, afetando o equilíbrio dos organismos e limitando o uso da água para consumo humano e irrigação.

O fósforo total, com valores que oscilam entre 0,620 mg/L e 0,750 mg/L, apresenta níveis elevados ao longo de todo o período. Esta concentração de fósforo está associada a escoamentos de fertilizantes agrícolas ou descargas de efluentes domésticos, promovendo a eutrofização dos ecossistemas aquáticos. Este processo favorece o crescimento excessivo de

algas e plantas aquáticas, resultando na criação de zonas com baixos níveis de oxigénio dissolvido e na consequente mortalidade de organismos sensíveis.

Os valores de nitrato aumentam significativamente ao longo do tempo, passando de 13,000 mg/L em 2013 para 43,000 mg/L em 2019. Este aumento acentuado sugere uma intensificação da contaminação por fertilizantes agrícolas ou esgotos domésticos, com impactos negativos na qualidade da água. Níveis elevados de nitrato estão frequentemente associados a riscos de eutrofização e à deterioração da qualidade da água para consumo humano.

O nitrito também apresenta uma evolução desfavorável, com valores que variam entre 0,250 mg/L e 0,590 mg/L. Este composto, altamente tóxico para organismos aquáticos, reflete problemas no ciclo do azoto, indicando descargas de poluição orgânica e tratamento inadequado de efluentes. O aumento observado ao longo dos anos aponta para uma pressão crescente sobre o sistema fluvial, afetando negativamente a fauna aquática.

Apesar de outros parâmetros indicarem degradação, os níveis de oxigénio dissolvido mantêm-se dentro de limites adequados para a vida aquática, variando entre 83% e 94% de saturação. Estes valores indicam que, apesar da poluição evidente, a capacidade de oxigenação do rio Sizandro ainda permite a sobrevivência de organismos sensíveis, embora esta condição possa ser comprometida a longo prazo, dada a acumulação de matéria orgânica e nutrientes.

Por outro lado, os sólidos suspensos totais apresentam uma variação considerável, atingindo um pico de 29,000 mg/L em 2019, o que sugere um aumento significativo no transporte de sedimentos e partículas, possivelmente associado a escoamento agrícola, poluição urbana ou obras nas margens. Altos níveis de sólidos suspensos reduzem a transparência da água, comprometem a fotossíntese e alteram os habitats bentónicos, prejudicando a biodiversidade.

Por fim, a temperatura da amostra varia de 8,8°C a 15,6°C, refletindo flutuações sazonais e condições climáticas normais. No entanto, aumentos prolongados de temperatura podem reduzir a solubilidade do oxigénio na água, agravando os impactos da carga orgânica e nutrientes.

De forma geral, a análise evidencia uma deterioração progressiva da qualidade da água do rio Sizandro junto à Estação de Runa ao longo do período analisado. O aumento de nutrientes, carga orgânica e sedimentos aponta para uma pressão significativa de origem antropogénica, especialmente derivada de atividades agrícolas, urbanas e industriais. Apesar de os níveis de oxigénio dissolvido ainda se manterem dentro de limites aceitáveis, a contínua sobrecarga de poluentes ameaça o equilíbrio ecológico do rio Sizandro, tornando urgente a implementação de medidas de gestão e controlo da poluição para assegurar a recuperação e sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos.

****Tabela 4****

Dados de Monitorização da qualidade da água, Estação PT. Aranha (19A/01)

Data	Estação PT. Aranha (19A/01)											
	Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	CBO5 (mg/l O ₂)	Carbono Orgânico Total (mg/l C)	Condutividade de laboratório a 20°C (µS/cm)	Fósforo total (mg/l)	Nitrato (mg/l NO ₃)	Nitrito (mg/l NO ₂)	Oxigénio dissolvido - lab. (%)	Oxigénio dissolvido - lab. (mg/l O ₂)	Sólidos suspensos totais (mg/l)	Temperatura Amostra (°C)	pH - lab.
19/12/2013	3.800	-	24.0000	730.000	0.970	10.000	0.480	48.000	4.800	450.000	13.6	7.70
09/07/2014	6.400	7.100	3.9000	1200.000	1.100	10.000	1.200	72.000	6.100	15.000	21.8	8.10
09/05/2016	0.930	7.800	5.7000	780.000	0.220	18.000	0.340	89.000	8.500	580.000	16.1	8.00
17/01/2017	9.400	8.200	4.5000	1100.000	0.600	20.000	1.100	94.000	10.000	-	9.6	8.00
23/05/2018	1.100	6.800	7.2000	1200.000	0.630	15.000	1.500	91.000	8.200	18.000	19.6	8.00
26/02/2019	2.800	7.600	5.8000	1200.000	1.000	19.000	1.400	78.000	7.900	22.000	13.2	7.20
16/06/2020	2.800	15.000	5.9000	1100.000	1.500	19.000	2.000	101.000	8.800	11.000	21.1	8.00
09/03/2021	0.390	(<) 3.000	13.0000	1100.000	0.360	23.000	0.950	74.000	7.500	28.000	13.6	7.90
01/06/2022	2.200	5.800	7.5000	1200.000	2.700	45.000	6.000	19.000	1.700	5.000	18.1	7.70

**Nota* Dados de monitorização da qualidade da água do rio Sizandro entre 2013 e 2022, Estação PT. Aranha (19A/01) Elaboração Própria. Dados retirados do SNIRH, 2024.*

A análise dos dados recolhidos pela Estação PT. Aranha (19A/01), localizada a jusante no rio Sizandro, permitem observar variações significativas na qualidade da água entre 2013 e 2022. Estas alterações refletem o impacto de atividades humanas e condições ambientais sobre o rio, com alguns parâmetros a indicar uma degradação considerável ao longo do tempo.

O azoto amoniacal apresenta flutuações substanciais, com valores entre 0,390 mg/L e 3,800 mg/L. O maior valor registado foi em 2013 (3,800 mg/L), sinalizando uma poluição orgânica significativa, provavelmente associada a descargas de esgotos ou efluentes industriais. Apesar de uma redução significativa em 2014 (0,930 mg/L), os valores aumentam novamente em 2022 para 2,200 mg/L, indicando uma recuperação incompleta e uma pressão contínua sobre o sistema fluvial. Altos níveis de azoto amoniacal comprometem a qualidade

ecológica da água, contribuindo para a redução do oxigênio dissolvido e, em última instância, prejudicando a biodiversidade aquática.

Os valores de CBO_5 também são alarmantes, variando entre 3,900 mg/L e 9,100 mg/L. O pico de 9,100 mg/L registado em 2014 reflete uma carga orgânica extremamente elevada, possivelmente associada a um aumento de matéria orgânica não tratada no sistema. Embora os valores tenham diminuído nos anos seguintes, os 7,500 mg/L registados em 2022 continuam a indicar uma qualidade inferior. Níveis elevados de CBO_5 estão associados ao consumo excessivo de oxigênio dissolvido, criando condições hipoxias e comprometendo a sobrevivência de organismos aquáticos.

O Carbono Orgânico Total (COT) revela uma concentração elevada ao longo de todo o período analisado, com valores entre 2,800 mg/L e 24,000 mg/L. O valor de 24,000 mg/L em 2013 evidencia uma presença excessiva de matéria orgânica dissolvida, o que pode ser atribuído a descargas de esgotos, escoamento agrícola ou resíduos industriais. Apesar de uma redução para 7,500 mg/L em 2022, a concentração permanece acima do desejável, implicando uma contínua pressão sobre a qualidade da água e riscos para a saúde humana, especialmente em processos de tratamento onde o carbono orgânico pode levar à formação de subprodutos tóxicos.

A condutividade elétrica varia entre 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 1.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Embora todos os valores estejam dentro do limite para água potável, valores mais elevados, como os 1.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ observados em 2019 e 2022, refletem uma maior concentração de sais dissolvidos. Este aumento pode estar relacionado a intrusão salina, escoamentos agrícolas ou descargas industriais. Altos níveis de condutividade afetam a biodiversidade aquática, prejudicando espécies sensíveis e limitando o uso da água para irrigação.

O fósforo total apresenta valores consistentemente altos, oscilando entre 0,700 mg/L e 2,700 mg/L. Estes valores estão muito acima do ideal para prevenir a eutrofização, apontando para a presença de escoamentos de fertilizantes agrícolas e efluentes domésticos. A elevada concentração de fósforo contribui para o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, provocando eutrofização, redução de oxigênio dissolvido e possíveis zonas mortas, o que compromete significativamente a saúde ecológica do rio Sizandro.

O nitrato mostra uma tendência crescente, com valores que variam de 10,000 mg/L a 30,000 mg/L. Os níveis mais altos, observados em 2022 (30,000 mg/L), sugerem uma intensificação da contaminação por fertilizantes agrícolas e esgotos. Embora os valores ainda estejam dentro dos limites legais para água potável, estas concentrações são preocupantes para a qualidade ecológica, pois podem agravar a eutrofização e afetar a biodiversidade aquática.

O nitrito também apresenta valores elevados, entre 0,030 mg/L e 0,150 mg/L. Embora o pico mais alto tenha sido registado em 2013, os valores de 2022 (0,090 mg/L) continuam a refletir problemas no ciclo do azoto, associados a fontes de poluição orgânica e processos de tratamento de esgotos insuficientes. Altos níveis de nitrito são tóxicos para organismos aquáticos e comprometem a saúde dos ecossistemas.

O oxigénio dissolvido, medido em laboratório, varia entre 48,000 mg/L e 91,000 mg/L, com os piores valores registados em 2013 e 2014. A baixa concentração de oxigénio nesses anos reflete um sistema sobrecarregado por matéria orgânica, com condições que favorecem hipoxia e afetam negativamente a vida aquática. Nos anos mais recentes, os valores melhoraram, com 78,000 mg/L registados em 2022, mas ainda indicam que o rio enfrenta desafios significativos para manter um bom estado ecológico.

Os sólidos suspensos totais flutuam entre 25,000 mg/L e 48,000 mg/L. O pico de 48,000 mg/L em 2013 evidencia uma elevada carga de sedimentos, possivelmente derivada de escoamento superficial ou atividades industriais. Embora os valores mais recentes sejam mais baixos, os 35,000 mg/L registados em 2022 ainda podem impactar negativamente a transparência da água e o habitat bentónico, prejudicando organismos aquáticos que dependem de condições específicas.

A temperatura da amostra varia entre 13,6°C e 20,8°C, com valores mais elevados registados em 2022. Estas flutuações refletem condições sazonais e ambientais normais, mas temperaturas mais altas podem reduzir a solubilidade do oxigénio na água e agravar os efeitos de outros poluentes, como compostos orgânicos e nutrientes.

Por fim, o pH laboratorial mantém-se estável, entre 7,6 e 8,0, refletindo condições neutras a ligeiramente alcalinas. Estes valores são consistentes com padrões adequados para a maioria dos usos, incluindo a proteção de organismos aquáticos.

Em suma, os dados da Estação PT. Aranha mostram uma degradação persistente em vários parâmetros da qualidade da água ao longo do tempo. Poluentes orgânicos, nutrientes e sedimentos continuam a pressionar o sistema fluvial, refletindo o impacto de esgotos, fertilizantes agrícolas e descargas industriais. Apesar de algumas melhorias pontuais em parâmetros como o oxigénio dissolvido, os níveis elevados de azoto amoniacal, fósforo, nitrato e carbono orgânico indicam uma necessidade urgente de medidas de mitigação e gestão da poluição para restaurar a saúde ecológica do rio Sizandro.

Análise Comparativa

A análise comparativa das estações de monitorização Runa (19B/02) e PT. Aranha (19A/01), situadas respetivamente a montante e a jusante do rio Sizandro, revela uma situação preocupante em relação à qualidade da água deste curso hídrico. Os dados evidenciam que o rio enfrenta pressões significativas, tanto de origem antropogénica quanto de fatores naturais, com uma degradação visível na qualidade da água ao longo do seu percurso, especialmente a jusante, onde se localiza a estação PT. Aranha.

Na estação de Runa, situada a montante, registam-se concentrações preocupantes de azoto amoniacal, fósforo total, nitritos e CBO₅, que indicam poluição orgânica e entradas de nutrientes possivelmente provenientes de descargas industriais e escoamentos agrícolas. Apesar disso, os níveis de oxigénio dissolvido ainda se encontram dentro de valores aceitáveis para a sustentação da vida aquática, o que sugere que a capacidade de autodepuração do rio, nesta zona, ainda não foi completamente comprometida. No entanto, a presença constante de elevadas concentrações de nutrientes, como fósforo e nitratos, aponta para um risco permanente de eutrofização e formação de zonas hipoxias.

Já na estação PT. Aranha, localizada a jusante, a situação agrava-se de forma significativa. Os valores mais elevados de azoto amoniacal (até 3,800 mg/L), CBO₅ (até 9,100 mg/L), fósforo total (até 2,700 mg/L) e carbono orgânico total (COT) refletem uma pressão crescente sobre o sistema fluvial, com acumulação de poluentes ao longo do trajeto do rio. Este aumento dos poluentes a jusante pode ser explicado pela maior concentração de atividades humanas no concelho de Torres Vedras, como áreas urbanas, zonas agrícolas intensivas e atividades industriais. Além disso, a qualidade da água piora devido à soma cumulativa de pressões que o rio recebe desde a montante, destacando o impacto das

descargas de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado e o escoamento de fertilizantes agrícolas que aumentam as concentrações de nutrientes no rio.

Os valores registados de fósforo e nitratos nas duas estações são alarmantes, refletindo uma intensa contaminação que favorece o crescimento descontrolado de algas e plantas aquáticas, o que pode comprometer o equilíbrio ecológico do rio e afetar a biodiversidade aquática. A elevada condutividade elétrica em ambas as estações, especialmente na PT. Aranha, sugere uma concentração elevada de sais dissolvidos, que podem ter origem na intrusão de água salina, particularmente em zonas próximas da foz, ou na lixiviação de fertilizantes agrícolas.

Embora os níveis de oxigénio dissolvido sejam, de forma geral, satisfatórios em ambas as estações, a carga orgânica elevada, refletida pelos altos valores de CBO₅ e COT, demonstra uma pressão contínua que pode comprometer a capacidade do rio de suportar a vida aquática a longo prazo. A jusante, a presença de sólidos suspensos em concentrações elevadas, particularmente em 2022, afeta negativamente a qualidade da água, reduzindo a transparência e a penetração de luz, o que impacta os processos de fotossíntese nas comunidades aquáticas.

Em suma, os dados analisados mostram que o rio Sizandro enfrenta uma degradação progressiva da qualidade da água desde a montante até à jusante, evidenciada pelos valores mais elevados de nutrientes, carga orgânica e poluentes na estação de PT. Aranha. Este padrão reflete a acumulação de pressões ao longo do curso do rio, exacerbada pela presença de atividades humanas no concelho de Torres Vedras. Os principais problemas identificados incluem a poluição por nutrientes, que favorece a eutrofização, e a poluição orgânica, que aumenta o consumo de oxigénio dissolvido e compromete a vida aquática.

Se a situação atual não for mitigada, o rio Sizandro enfrentará um aumento das zonas hipoxias e a perda gradual da sua biodiversidade aquática, com implicações negativas para os ecossistemas e os serviços ambientais que o rio proporciona. Além disso, a qualidade da água para usos como irrigação e abastecimento público continuará comprometida, impondo custos adicionais para tratamento.

Conclusão

A análise da morfometria da bacia hidrográfica do rio Sizandro, associada à qualidade da sua água, revelou uma interligação profunda entre os aspetos geomorfológicos e os impactos resultantes das atividades humanas. A bacia, caracterizada por uma rede hidrográfica bem desenvolvida e marcada pela diversidade de usos do solo, apresenta desafios significativos para a gestão sustentável dos seus recursos hídricos. A relação entre a morfometria e os processos hidrológicos é evidente, uma vez que a densidade de drenagem elevada e os declives acentuados promovem o escoamento superficial, facilitando o transporte de sedimentos e poluentes para os cursos de água. Por outro lado, as planícies aluviais, que desempenham um papel crucial na retenção de água, são frequentemente vulneráveis à acumulação de poluentes provenientes da agricultura intensiva, uma atividade que domina a ocupação do solo na bacia.

A qualidade da água do rio Sizandro tem sido fortemente condicionada pelas pressões antropogénicas. A agricultura, que ocupa cerca de metade da área da bacia, é uma das principais fontes de poluição difusa, resultado do uso excessivo de fertilizantes e pesticidas que acabam por ser transportados para o rio através do escoamento superficial. Este fenómeno é agravado pela falta de cobertura vegetal em algumas áreas, especialmente nas encostas de maior declive, onde a erosão é intensificada. Paralelamente, a urbanização crescente, particularmente em Torres Vedras, tem contribuído para a impermeabilização do solo, reduzindo a infiltração da água e aumentando o transporte de sedimentos e poluentes. Esta realidade é agravada em períodos de chuva intensa, quando o sistema natural de regulação hídrica se mostra incapaz de lidar com o excesso de escoamento superficial. As alterações climáticas, com fenómenos extremos como cheias e secas mais frequentes, exacerbaram ainda mais estes desafios, aumentando a pressão sobre os recursos hídricos da bacia e comprometendo a sua qualidade e disponibilidade.

A vegetação ripária, embora presente em várias partes da bacia, encontra-se degradada em muitos locais devido às pressões agrícolas e urbanas. Esta vegetação desempenha um papel fundamental na estabilização das margens, na retenção de sedimentos e na filtragem de poluentes antes que estes alcancem os cursos de água. A sua proteção e recuperação são essenciais para assegurar a resiliência ecológica da bacia,

especialmente num contexto em que as atividades humanas continuam a expandir-se. Neste sentido, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) mostraram ser ferramentas indispensáveis para a análise integrada da morfometria e da qualidade da água. Através de índices como o NDVI, NDWI e BSI, foi possível identificar padrões de vegetação, humidade do solo e solo exposto, permitindo orientar intervenções que promovam a sustentabilidade do uso do solo e a conservação dos recursos hídricos.

Considerando estes desafios, é fundamental adotar uma abordagem integrada para a gestão da bacia hidrográfica do Sizandro, que contemple tanto os aspetos geomorfológicos quanto os fatores que influenciam a qualidade da água. A implementação de práticas agrícolas mais sustentáveis, como a redução do uso de químicos e a adoção de técnicas de conservação do solo, surge como uma prioridade. Paralelamente, a recuperação e proteção de áreas de vegetação ripária são indispensáveis para garantir a qualidade da água e mitigar os impactos do escoamento superficial. É igualmente necessário investir em infraestruturas verdes, como zonas de retenção de água, que permitam controlar as cheias e melhorar a capacidade de infiltração dos solos. A monitorização contínua, baseada em tecnologias SIG, é outra componente essencial, permitindo avaliar as alterações no uso do solo e na qualidade da água, e fornecer dados em tempo real para apoiar a tomada de decisões estratégicas.

Este trabalho de projeto sublinha a importância de uma abordagem integrada para a gestão da bacia hidrográfica do rio Sizandro, onde a conjugação entre a análise da morfometria e a qualidade da água fornece uma base para decisões informadas no âmbito do ordenamento do território. A sustentabilidade desta bacia não pode ser alcançada sem um compromisso conjunto entre as autoridades públicas, os agricultores, as comunidades locais e outros *stakeholders*. A preservação do Sizandro requer uma visão de longo prazo, integrada, que reconheça o valor ecológico, social e económico dos seus recursos, promovendo ações concretas que assegurem o equilíbrio entre o desenvolvimento e a conservação ambiental. Esta análise reforça a necessidade de políticas públicas técnica e cientificamente fundamentadas, que integrem os desafios ambientais e climáticos contemporâneos, assegurando que a bacia do rio Sizandro permaneça como um recurso vital para as gerações futuras.

Referências Bibliográficas

Legislação

Agência Portuguesa do Ambiente. (2020). Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE): Enquadramento e implementação em Portugal. Lisboa: APA.

Agência Portuguesa do Ambiente. (2021). Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE): Enquadramento e implementação em Portugal. Lisboa: APA.

Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho de 2012, que altera o Decreto-Lei n.º 147/2009 no âmbito da Diretiva Quadro da Água.

Decreto-Lei n.º 147/2009, de 17 de junho de 2009, que transpõe para a ordem jurídica interna a Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE).

Decreto-Lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro de 2017, atualizado em 2021, que regula a qualidade da água destinada ao consumo humano.

Decreto-Lei n.º 218/2015, de 7 de outubro de 2015, que estabelece as normas de qualidade ambiental para substâncias prioritárias e outros poluentes nas águas superficiais.

Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto de 1998, que estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade para a proteção das águas, nomeadamente no que se refere às descargas de águas residuais.

Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de agosto. Estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano.

Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março de 2006, que aprova os Planos de Gestão de Região Hidrográfica, estabelecendo diretrizes para a gestão integrada dos recursos hídricos.

Diário da República. (2005). Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro. <https://dre.pt/dre/detalhe/lei/58-2005-161025933>

Diário da República. (2007). Decreto-Lei n.º 306/2007. <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-lei/306-2007-479313>

Diário da República. (2009). Portaria n.º 676/2009. <https://dre.pt/dre/detalhe/portaria/676-2009-500301>

Diretiva (UE) 2020/2184 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro de 2020, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano (reformulação).

Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água (Diretiva Quadro da Água).

Diretiva 2013/39/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de agosto de 2013, que altera as Diretivas 2000/60/CE e 2008/105/CE no que respeita às substâncias prioritárias no domínio da política da água.

Diretiva 76/464/CEE do Conselho, de 4 de maio de 1976, relativa à poluição causada por certas substâncias perigosas lançadas no meio aquático da Comunidade.

Diretiva 80/778/CEE do Conselho, de 15 de julho de 1980, relativa à qualidade das águas destinadas ao consumo humano.

Diretiva 98/83/CE do Conselho, de 3 de novembro de 1998, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano.

Referências Gerais

Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2022). Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste 2022-2027. APA. Disponível em: www.apambiente.pt

Agência Portuguesa do Ambiente. (2020). Gestão da qualidade da água em Portugal: instrumentos legislativos e técnicos. Lisboa: APA.

Agência Portuguesa do Ambiente. (2021). Relatório anual sobre a qualidade das águas superficiais. Lisboa: APA.

Almeida, R., Costa, F., & Ferreira, J. (2021). *Gestão e qualidade da água em bacias hidrográficas portuguesas: desafios e oportunidades*. Lisboa: Edições Técnicas.

American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23^a ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

Bellinger, E. G., & Sigeo, D. C. (2010). *Freshwater Algae: Identification, Enumeration and use as Bioindicators*. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.

Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008). *Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota*. *Water Research*, 42(12), 2849-2861.

Câmara Municipal de Torres Vedras. (2020). *Plano Municipal de Ordenamento do Território: Estratégia para os Recursos Hídricos*. Torres Vedras: CM Torres Vedras.

Câmara, G., & Davis, C. (2009). *Geoinformática: Fundamentos e aplicações*. São Paulo: Oficina de Textos.

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.

Canfield, D. E., Glazer, A. N., & Falkowski, P. G. (2010). *The evolution and future of Earth's nitrogen cycle*. *Science*, 330(6001), 192-196.

Canter, L. W. (2018). *Environmental Impact Assessment*. New York, NY: McGraw-Hill.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). *Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568.

Carvalho, A., & Rocha, F. (2009). *Geomorfologia e Sedimentologia de Bacias Hidrográficas*. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra.

Carvalho, M., & Santos, L. (2017). *Ecosistemas aquáticos e qualidade da água em Portugal: Gestão e impactos ambientais*. Lisboa: Universidade Técnica.

Carvalho, M., & Santos, L. (2018). *Recursos hídricos e ordenamento territorial: uma abordagem morfométrica aplicada*. Porto: Editora Universitária.

Carvalho, M., Santos, L., & Pinto, A. (2019). *Gestão integrada de recursos hídricos e sua aplicabilidade em bacias hidrográficas*. Porto: Universidade Técnica.

Chang, K. (2016). *Introduction to Geographic Information Systems* (8th ed.). New York: McGraw-Hill Education.

Chaves, H. M. L., & Alipaz, S. (2007). *An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: The watershed sustainability index*. *Water Resources Management*, 21(5), 883–895. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9107-2>

Chorley, R. J., Schumm, S. A., & Sugden, D. E. (1984). *Geomorphology*. Methuen.

Clesceri, L. S., Greenberg, A. E., & Eaton, A. D. (Eds.). (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th ed.). American Public Health Association.

Cook, D. G., Calvin, R. J., & Harwood, A. J. (2015). *Dissolved oxygen in aquatic systems: Tolerance ranges and sensitivity of species*. *Aquatic Conservation*, 25(4), 482-494.

Cunningham, M. A., Menking, K., Gillikin, D. P., Smith, K. K., Freimuth, C. P., & Bianchi, S. (2011). *Influence of industrial, agricultural, and residential land use on the spatial distribution of nitrate and chloride in groundwater*. *Environmental Pollution*, 159(5), 1122-1130.

Direção-Geral de Saúde. (2021). *Normas e regulamentação sobre a água para consumo humano*. Lisboa: DGS.

Dodds, W. K. (2002). *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications*. Academic Press.

Dodds, W. K. (2003). *Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters*. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(2), 171-181.

Dodds, W. K., & Welch, E. B. (2000). *Establishing nutrient criteria in streams*. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1), 186-196.

Elser, J., & Bennett, E. (2011). *Phosphorus cycle: A broken biogeochemical cycle*. *Nature*, 478(7367), 29-31.

Environmental Protection Agency (EPA). (2020). *Methods for the Determination of Organic Compounds in Drinking Water - Supplement III*. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA.

European Commission. (1998). *Water Framework Directive (2000/60/EC)*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060>

European Commission. (2021). *Nitrosamines in drinking water and their health risks*. Brussels: EU Health Department.

European Environment Agency. (2019). *European waters - Assessment of status and pressures 2018*. Copenhagen: EEA.

Ferreira, J. C. (2013). *Ordenamento do território e sistemas de informação geográfica*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.

Ferreira, L., & Almeida, J. (2021). "Estudos de morfometria aplicados a bacias hidrográficas em Portugal: Métodos e Aplicações." *Revista de Ordenamento e Território*, 47(3), 210-223.

Fonseca, R., Amaral, M., & Silva, J. (2018). *Estudo sobre parâmetros de qualidade da água*. Editora Científica.

Freitas, P., & Mendes, A. (2019). "Aplicação dos SIG na análise de qualidade da água em rios: um estudo de caso." *Revista Portuguesa de Geociências*, 35(2), 200-215.

Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., ... & Sutton, M. A. (2008). *Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions*. *Science*, 320(5878), 889-892.

Gao, B. C. (1996). *NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space*. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257-266.

Gomes, T. (2020). *Modelos digitais de terreno e a análise morfométrica: aplicações em SIG*. Coimbra: Universidade de Coimbra.

Holtgrieve, G. W., Schindler, D. E., Branch, T. A., & Amar, Z. T. (2011). *Simultaneous quantification of aquatic ecosystem metabolism and re-aeration using a Bayesian statistical model of oxygen dynamics*. *Limnology and Oceanography*, 56(3), 881-896.

Horton, R. E. (1945). *Erosional Development of Streams and their Drainage Basins: Hydrophysical Approach to Quantitative Morphology*. *Geological Society of America Bulletin*, 56(3), 275-370.

Huete, A., et al. (2002). *Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices*. *Remote Sensing of Environment*, 83(1-2), 195-213.

- Hynes, H. B. N. (2012). *The ecology of running waters*. Liverpool University Press.
- Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF). (2020). Áreas Classificadas: Serra do Socorro. ICNF.
- Instituto Nacional de Estatística (INE). (2021). Censos 2021: Caracterização Demográfica e Territorial. Lisboa: INE.
- Jornal Badaladas. (2022). "Qualidade da água de Santa Cruz em risco devido à poluição no Sizandro". Badaladas. Disponível em:
- Kirpich, Z. P. (1940). *Time of concentration of small agricultural watersheds*. Civil Engineering, 10(6), 362.
- Leopold, L. B. (1964). *Fluvial processes in geomorphology*. San Francisco: W. H. Freeman.
- Martins, J., & Gonçalves, S. (2019). "O papel dos rios na sustentabilidade ambiental regional: uma análise do Rio Sizandro." *Geografia e Ordenamento do Território*, 12(3), 115-134.
- Miller, V. C. (1953). *A quantitative geomorphic study of drainage basins in southern Indiana*. Department of Geology Technical Report, Columbia University.
- Oliveira, L., & Amaral, S. (2019). *Fontes e impactos da poluição hídrica*. *Revista Portuguesa de Ciências Ambientais*, 12(2), 145-159.
- Oliveira, M., & Amaral, P. (2019). *Impactos da Agricultura na Qualidade da Água em Bacias Hidrográficas Portuguesas*. *Revista Portuguesa de Recursos Hídricos*, 5(1), 15-26.
- Organização Mundial da Saúde (OMS). (2004). *Guidelines for Drinking-water Quality* (3ª ed., Vol. 1). World Health Organization.
- Organização Mundial da Saúde (OMS). (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality* (4ª ed.). World Health Organization.
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). *Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls*. *Microbial Ecology*, 65(4), 995-1010.
- Pereira, P., Ubeda, X., & Mataix-Solera, J. (2018). *Deforestation effects on soil erosion and sedimentation*. *Land Degradation & Development*, 29(1), 18-25.

Pimenta, F. (1995). "A política de proteção das águas em Portugal: Evolução e perspectivas." *Revista de Ambiente e Ordenamento*, 3(2), 50-64.

Randall, D. J., & Tsui, T. K. N. (2002). *Ammonia toxicity in fish*. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1-12), 17-23.

Richardson, J., Bower, J., & Carter, K. (2016). *Aquatic toxicology of ammonia and its environmental impact*. *Environmental Science & Technology*, 50(12), 6529-6541. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01234>

Rodrigues, A., & Fernandes, J. (2019). *Planeamento e gestão de bacias hidrográficas em Portugal*. Porto: Edições Afrontamento.

Rodrigues, P., & Mendes, R. (2020). *Qualidade da Água e Impactos Ambientais: Estudo das Bacias Hidrográficas Portuguesas*. Coimbra: Centro de Estudos Hidrográficos.

Sawyer, C. N., McCarty, P. L., & Parkin, G. F. (2003). *Chemistry for Environmental Engineering and Science* (5ª ed.). New York, NY: McGraw-Hill.

Schumm, S. A. (1956). *Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey*. *Geological Society of America Bulletin*, 67(5), 597–646.

Silva, R., & Ribeiro, M. (2022). *SIG e análise ambiental: metodologias para o estudo de bacias hidrográficas*. Lisboa: GeoEditores.

Silva, T., & Santos, P. (2020). "Morfometria aplicada a estudos de bacias hidrográficas: ferramentas e técnicas." *Journal of Environmental Planning*, 45(1), 90-105.

Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). *Eutrophication science: Where do we go from here?* *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201-207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>

Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). *Eutrophication science: Where do we go from here?* *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201-207.

Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). *Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems*. *Environmental Pollution*, 100(1-3), 179-196.

Spalding, R. F., & Exner, M. E. (1993). *Occurrence of nitrate in groundwater—A review*. *Journal of Environmental Quality*, 22(3), 392-402.

Strahler, A. N. (1952). *Dynamic basis of geomorphology*. *Geological Society of America Bulletin*, 63(9), 923-938.

Strahler, A. N. (1952). *Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography*. *Geological Society of America Bulletin*, 63(11), 1117–1142.

Teixeira, L., & Rocha, C. (2020). *Planeamento territorial e recursos hídricos: metodologias para uma gestão sustentável*. Porto: Editora Científica.

Teixeira, M., & Silva, A. (2021). "SIG como ferramenta para o planeamento territorial sustentável em bacias hidrográficas." *Revista Portuguesa de Planeamento e Desenvolvimento Sustentável*, 22(1), 125-139.

Tucker, C. J. (1979). *Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation*. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127-150.

Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., ... & Tilman, D. (1997). *Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences*. *Ecological Applications*, 7(3), 737-750.

Vollenweider, R. A. (1971). *A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments*. Blackwell Scientific.

Wedemeyer, G. A., & Yasutake, W. T. (1978). *Prevention and treatment of nitrite toxicity in juvenile steelhead trout (Salmo gairdneri)*. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35(6), 822-827.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems* (3rd ed.). San Diego, CA: Academic Press.

Wilson, J. P., & Gallant, J. C. (2000). *Terrain Analysis: Principles and Applications*. John Wiley & Sons.

Withers, P. J. A., Neal, C., Jarvie, H. P., & Doody, D. G. (2014). *Agriculture and eutrophication: Where do we go from here? Sustainability*, 6(9), 5853-5875.

Anexo A

Tabela Original dos Dados da Monitorização da Qualidade da Água do Rio Sizandro na Estação Runa (19B/02). Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH).

Data	RUNA (19B/02)													
	Azoto amoniacal (mg/l NH4)	CO2 (mg/l O2)	Carbono Orgânico Total (mg/l C)	Condutividade de laboratório a 20°C (uS/cm)	Fósforo total (mg/l P)	Nitrato (mg/l NO3)	Nitrito (mg/l NO2)	Oxidabilidade Permanganato (mg/l)	Oxigênio dissolvido - lab. (%)	Oxigênio dissolvido - lab. (mg/l O2)	Sólidos suspensos totais (mg/l)	Temperatura Amostra (°C)	pH - lab. (-)	
17/10/2001 12:50	7.770	8.700	-	-	2.160	0.150	0.320	9.5000	30.000	2.900	11.000	17.0	-	
21/11/2001 14:20	0.780	2.800	-	-	1.140	20.210	0.190	4.6000	83.000	9.300	15.000	9.2	-	
18/12/2001 12:42	2.430	-	-	-	1.500	30.320	0.410	5.4000	56.000	6.200	3.600	9.7	-	
28/01/2002 12:25	5.080	-	6.4000	-	1.800	22.330	1.580	6.2000	71.000	7.200	2.300	12.9	-	
27/02/2002 13:20	0.140	6.400	-	-	1.060	10.540	0.360	4.6000	73.000	7.300	7.000	14.0	-	
26/03/2002 12:55	0.410	5.900	-	-	0.650	16.900	0.870	4.1000	81.000	7.700	13.000	16.0	-	
17/04/2002 12:45	0.210	5.300	-	-	0.810	23.510	0.700	5.0000	88.000	8.600	11.000	15.0	-	
21/05/2002 12:52	0.110	3.600	4.2000	-	1.230	14.960	0.210	6.8000	73.000	6.600	21.000	19.0	-	
25/06/2002 12:30	0.030	(-) 2.000	-	-	1.120	3.440	0.050	5.0000	81.000	6.800	2.700	23.0	-	
23/07/2002 13:00	0.060	7.900	-	-	2.480	-	0.010	18.0000	(56.000)	4.700	173.000	22.7	-	
27/08/2002 12:30	0.010	5.800	-	-	1.270	-	0.020	6.7000	31.000	2.700	23.000	20.4	-	
24/09/2002 13:00	2.310	8.900	17.1000	-	2.400	5.320	1.450	16.0000	41.000	3.800	42.000	19.3	-	
22/10/2002 13:30	1.380	-	-	-	1.210	17.680	1.650	13.0000	59.000	5.400	147.000	18.2	-	
20/11/2002 14:15	1.400	-	-	-	0.190	16.400	0.520	8.4000	86.000	8.900	40.000	12.4	-	
17/12/2002 14:20	0.550	9.000	-	-	2.040	15.520	0.450	31.0000	81.000	8.100	1387.000	15.6	-	
22/01/2003 14:10	1.020	6.900	2.7000	-	0.450	14.180	0.360	9.4000	115.000	10.300	159.000	19.1	-	
25/02/2003 14:10	0.810	-	-	-	1.070	9.660	0.560	13.0000	102.000	10.600	328.000	12.1	-	
25/03/2003 12:45	0.510	6.400	-	-	0.510	14.570	0.960	10.0000	78.000	7.600	122.000	15.3	-	
23/04/2003 14:20	2.870	4.100	-	-	0.520	13.660	0.990	9.2100	84.000	8.100	12.000	15.7	-	
27/05/2003 15:00	0.160	(-) 2.000	-	-	0.410	14.000	0.300	4.8000	133.000	11.700	2.400	20.3	-	
24/06/2003 14:20	0.060	(-) 2.000	-	-	0.600	14.550	0.020	3.8000	132.000	11.400	2.900	20.9	-	
23/07/2003 13:00	0.050	2.800	-	-	0.900	7.070	0.040	4.2000	112.000	9.600	7.000	21.8	-	
20/08/2003 14:00	(-) 0.020	-	-	-	0.670	-	0.020	3.3000	120.000	10.000	(-) 3.300	23.5	-	
24/09/2003 14:15	(-) 0.020	8.200	5.0000	-	0.590	-	(-) 0.010	5.8000	15.000	1.300	5.500	19.6	-	
22/10/2003 14:30	2.070	4.800	-	-	0.860	8.200	3.060	11.0000	49.000	4.900	7.000	15.4	-	
25/11/2003 14:10	2.130	-	-	-	0.400	28.000	0.890	5.0000	94.000	9.600	11.000	13.0	-	
17/12/2003 11:45	0.260	2.200	-	-	-	21.000	0.530	4.6000	97.000	9.600	4.200	14.2	-	
27/01/2004 14:35	0.470	8.600	7.1000	-	-	18.000	0.820	16.0000	84.000	8.200	131.000	15.1	-	
25/02/2004 13:00	1.350	6.500	-	-	-	14.000	0.790	11.0000	90.000	9.400	96.000	12.0	-	
24/03/2004 12:55	0.320	-	-	-	0.360	15.000	0.590	3.8000	86.000	9.000	3.800	12.0	-	
21/04/2004 15:15	-	2.200	-	-	0.400	16.000	0.260	5.0000	89.000	8.800	3.300	14.5	-	
19/05/2004 14:00	0.070	(-) 2.000	-	-	0.610	2.800	0.080	4.3000	138.000	11.900	6.000	21.2	-	
23/06/2004 15:10	2.600	4.400	-	-	1.400	4.900	2.000	7.3000	51.000	4.300	15.000	22.5	-	
21/07/2004 12:20	0.220	3.500	-	-	1.300	1.900	0.110	6.8000	74.000	6.200	7.700	22.2	-	
31/08/2004 13:10	0.390	6.500	-	-	-	-	0.040	9.9000	46.000	3.900	24.000	23.3	-	
28/09/2004 13:35	0.270	205.900	-	-	2.000	0.690	0.010	22.0000	6.200	0.580	55.000	18.6	-	
26/10/2004 11:15	2.500	9.800	-	-	0.980	7.800	1.400	15.0000	49.000	4.900	44.000	14.0	-	
29/11/2004 14:30	6.800	4.500	6.0000	-	0.830	14.000	0.590	7.2000	50.000	5.000	35.000	13.8	-	
28/12/2004 14:25	2.800	4.900	-	-	0.740	19.000	0.430	5.7000	67.000	7.500	36.000	8.9	-	
26/01/2005 14:35	5.900	8.900	-	-	1.400	20.000	0.200	6.0000	67.000	7.800	7.300	7.2	-	
23/02/2005 14:25	9.300	8.500	-	-	1.500	11.000	0.260	7.0000	67.000	7.000	38.000	11.9	-	
29/03/2005 15:25	1.300	-	9.5000	-	-	14.000	0.690	15.0000	52.000	4.900	8.000	17.0	-	
27/04/2005 14:15	2.000	7.400	-	-	1.200	14.000	0.850	6.5000	74.000	6.600	12.000	19.6	-	
30/05/2005 12:40	1.200	3.100	-	-	1.300	8.100	0.640	7.2000	48.000	4.300	7.200	19.2	-	
28/06/2005 13:00	3.100	11.100	-	-	1.100	-	0.060	16.0000	42.000	3.600	6.700	21.4	-	
20/10/2005 13:58	4.700	9.800	-	-	1.300	0.470	0.180	15.0000	17.000	1.600	12.000	17.0	-	
28/11/2005 14:30	1.300	3.900	5.4000	-	2.200	33.000	1.100	6.8000	91.000	9.800	41.000	10.6	-	
27/12/2005 14:00	1.700	-	-	-	0.890	26.000	0.690	12.0000	67.000	6.800	24.000	12.9	-	
25/01/2006 14:30	0.180	3.600	-	1049.000	0.700	33.000	0.570	5.0000	91.000	9.800	27.000	11.7	-	
21/02/2006 14:00	3.000	14.600	-	-	0.700	24.000	0.690	8.2000	71.000	7.600	74.000	11.0	-	
28/03/2006 14:30	5.700	-	-	-	0.400	26.000	0.950	6.7000	102.000	9.900	27.000	15.3	8.20	
26/04/2006 15:15	0.400	4.100	3.3000	-	0.440	13.000	1.600	5.4000	88.000	7.900	14.000	19.6	-	
03/05/2006 08:00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
24/05/2006 14:03	0.025	(-) 3.000	-	-	0.480	14.000	0.150	4.3000	130.000	11.800	7.400	18.8	-	
27/06/2006 13:45	0.130	(-) 3.000	-	-	0.600	12.000	0.300	5.7000	85.000	7.500	7.600	19.9	8.20	
25/07/2006 14:50	0.190	5.000	9.3000	-	0.510	3.400	0.230	7.6000	81.000	6.600	14.000	24.1	8.10	
30/08/2006 14:35	0.140	-	-	-	1.100	-	-	0.086	11.0000	68.000	5.800	75.000	22.2	-
26/09/2006 12:30	0.830	-	-	-	1.600	-	-	0.016	20.0000	-	-	30.000	20.2	7.50
23/10/2006 14:56	8.700	5.400	-	-	-	18.000	1.800	13.0000	85.000	7.600	98.000	19.6	8.00	
28/11/2006 15:05	0.590	3.800	7.8000	-	0.220	21.000	0.260	13.0000	100.000	9.500	197.000	16.4	8.10	
20/12/2006 15:00	7.800	-	-	-	0.350	24.000	1.100	6.1000	98.000	10.500	24.000	10.7	-	
30/01/2007 14:55	2.500	14.000	-	574.000	2.400	13.000	0.460	16.0000	81.000	8.700	480.000	10.8	-	
27/02/2007 14:55	0.210	(-) 3.000	-	-	0.170	19.000	0.400	3.0000	105.000	10.000	14.000	14.5	-	
21/03/2007 14:50	0.590	3.200	14.0000	-	0.280	19.000	0.750	3.3000	112.000	11.000	5.200	12.7	-	
18/04/2007 14:00	0.320	3.900	-	-	0.410	17.000	0.860	5.1000	105.000	9.500	8.500	18.8	-	
23/05/2007 13:50	(-) 0.025	(-) 3.000	-	-	0.250	16.000	0.270	6.4000	128.000	12.000	6.000	16.2	8.20	
26/06/2007 15:20	0.220	-	-	-	0.530	13.000	0.570	5.1000	108.000	9.300	18.000	21.5	8.10	
17/07/2007 13:55	0.170	(-) 3.000	-	-	0.510	11.000	0.270	3.6000	57.000	5.000	14.000	11.3	7.80	
27/08/2007 14:50	0.100	(-) 3.000	-	-	0.390	2.400	0.056	4.3000	82.000	7.200	4.400	20.8	7.90	
19/09/2007 14:00	2.700	-	11.0000	-	0.730	10.000	1.100	11.0000	42.000	3.600	97.000	21.0	8.00	
23/10/2007 14:30	8.800	4.000	-	-	0.840	-	-	-	6.3000	26.000	2.500	12.000	15.6	-
21/11/2007 14:45	1.700	-	-	-	0.720	10.000	1.000	64.0000	60.000	6.200	120.000	12.3	-	
18/12/2007 14:10	9.500	4.800	12.0000	-	0.960	26.000	0.370	5.4000	66.000	7.700	7.200	7.3	-	
23/01/2008 15:25	1.900	4.700	-	-	0.630	24.000	1.000	5.2000	66.000	6.900	7.500	12.2	-	
20/02/2008 15:15	3.100	4.900	-	-	0.370	24.000	0.800	5.5000	90.000	9.000	7.100	14.1	-	
19/03/2008 15:30	2.200	9.400	7.1000	-	1.200	8.200	0.910	14.0000	88.000	9.100	220.000	12.4	-	
21/04/2008 15:15	0.940	6.200	-	-	0.400	21.000	0.570	7.1000	114.000	11.000	83.000	15.3	-	
20/05/2008 15:00	0.230	(-) 3.000	-	930.000	0.450	18.000	0.760	4.5000	96.000	8.900	5.500	17.6	8.10	
24/06/2008 14:50	0.150	3.300	-	-	0.540	11.000	0.063	4.5000	94.000	8.000	16.000	22.2	-	
22/07/2008 15:15	0.170	6.800	5.4000	100.000	0.760	1.600	0.082	5.9000	45.000	3.800	16.000	22.0	7.90	
26/08/2008 14:30	0.340	(-) 3.000	-	950.000	0.700	-	-	0.076	4.2000	50.000	4.200	14.000	23.0	7.90
23/09/2008 15:00	0.930	7.000	-	630.000	0.310	5.700	1.500	13.0000	14.000	1.200	18.000	19.0	7.70	
27/10/2008 15:20	4.300	4.400	-	920.000	0.960	10.000	0.660	5.6000	26.000	2.500	11.000	14.3</		

Anexo B

Tabela Original dos Dados da Monitorização da Qualidade da Água do Rio Sizandro na Estação PT. ARANHA (19A/01). Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH).

Data	Azoto amoniacal (mg/L NH4) (mg/L)	CBO5 (mg/L O2)	Carbono Orgânico Total (mg/L COT)	Condutividade em de laboratório a 20°C (µS/cm)	PT. ARANHA (19A/01)									
					Filatores (mg/L)	Nitrato (mg/L NO3)	Nitrito (mg/L NO2)	Oxigênio dissolvido (mg/L O2)	Oxigênio dissolvido (mg/L O2)	Sólidos suspensos totais (mg/L)	Temperatura (°C)	pH - lab. (°C)		
25/01/2000 13:00	5.340	6.500	-	-	-	14.490	0.850	68.000	8.100	14.000	7.6	-	-	-
27/01/2000 08:45	-	-	-	-	1.000	-	0.600	-	-	-	-	-	-	-
29/01/2000 12:40	8.810	6.300	-	-	-	16.920	0.330	67.000	6.800	22.000	14.9	-	-	-
29/01/2000 14:15	-	-	-	-	2.300	-	(+) 0.020	-	-	-	-	-	-	-
17/02/2000 11:15	-	-	-	-	3.800	-	(+) 0.020	-	-	-	-	-	-	-
28/03/2000 12:35	15.330	12.300	-	-	-	3.590	0.360	54.000	5.400	21.000	15.9	-	-	-
13/04/2000 12:30	-	-	-	-	0.660	-	1.080	-	-	-	-	-	-	-
28/04/2000 13:45	4.190	6.400	-	-	-	11.560	3.880	73.000	6.900	75.000	18.0	-	-	-
22/05/2000 11:00	-	-	-	-	1.400	-	1.410	-	-	-	-	-	-	-
24/05/2000 12:00	0.380	6.200	-	-	-	19.580	1.710	40.000	3.600	9.000	19.9	-	-	-
28/06/2000 14:30	13.040	-	-	-	-	0.290	0.020	7.700	0.600	62.000	26.2	-	-	-
25/07/2000 15:50	12.840	196.100	-	-	-	-	0.010	33.000	3.600	67.000	28.6	-	-	-
30/08/2000 14:10	28.340	16.000	-	-	-	3.030	0.150	106.000	6.400	34.000	26.8	-	-	-
27/09/2000 12:45	27.260	14.800	-	-	-	12.070	0.130	80.000	8.000	66.000	21.4	-	-	-
30/10/2000 14:00	24.580	-	-	-	-	0.200	0.010	19.000	1.800	34.000	17.3	-	-	-
28/11/2000 13:14	7.550	20.700	-	-	-	14.880	0.560	45.000	4.400	668.000	16.2	-	-	-
29/11/2000 12:30	1.290	16.500	-	-	-	12.790	0.600	61.000	6.200	868.000	13.4	-	-	-
30/11/2000 13:00	1.090	5.700	-	-	-	16.090	0.580	79.000	8.300	43.000	13.8	-	-	-
28/01/2001 13:45	1.300	5.200	-	-	-	21.790	0.760	75.000	6.200	10.000	13.6	-	-	-
28/03/2001 14:00	0.400	8.300	-	-	-	8.150	0.480	77.000	7.800	98.000	14.8	-	-	-
23/04/2001 13:02	2.760	3.600	-	-	-	18.630	0.410	63.000	6.200	16.000	16.3	-	-	-
27/04/2001 10:30	-	-	-	-	3.200	-	0.970	-	-	-	-	-	-	-
28/05/2001 12:58	3.770	5.800	-	-	-	5.790	0.550	89.000	7.300	6.400	25.8	-	-	-
28/05/2001 15:16	6.370	9.800	-	-	-	1.480	0.150	64.000	4.800	13.000	20.4	-	-	-
21/06/2001 10:45	-	-	-	-	4.000	-	0.110	-	-	-	-	-	-	-
17/07/2001 14:10	10.650	7.600	-	-	-	11.490	0.640	108.000	8.700	16.000	26.9	-	-	-
21/07/2001 16:15	-	-	-	-	5.900	-	(+) 0.020	-	-	-	-	-	-	-
21/08/2001 12:45	15.150	10.800	-	-	-	3.290	2.040	80.000	7.500	14.000	25.1	-	-	-
13/09/2001 12:30	15.360	10.800	-	-	-	0.860	0.020	69.000	8.100	8.000	22.0	-	-	-
27/09/2001 10:20	-	-	-	-	4.300	-	0.540	-	-	-	-	-	-	-
17/10/2001 12:30	15.330	10.200	-	-	-	2.620	2.210	67.000	5.400	267.000	18.0	-	-	-
21/11/2001 13:45	16.380	15.300	-	-	-	2.950	2.450	95.000	65.000	6.500	13.6	-	-	-
27/11/2001 10:20	-	-	-	-	1.200	-	0.900	-	-	-	-	-	-	-
18/12/2001 14:00	20.910	26.700	-	-	-	25.870	0.430	133.000	13.800	21.000	12.2	-	-	-
24/01/2002 10:30	-	-	-	-	0.110	-	1.900	-	-	-	-	-	-	-
28/01/2002 13:00	9.800	6.700	11.3000	-	-	1.250	10.450	1.450	64.000	6.300	3.700	-	-	-
27/02/2002 12:40	15.430	14.300	-	-	-	3.110	2.300	9.650	103.000	9.900	11.000	-	-	-
21/03/2002 10:55	-	-	-	-	0.310	-	(+) 0.020	-	-	-	-	-	-	-
25/03/2002 12:30	4.920	-	-	-	1.510	3.960	0.780	70.000	6.200	17.000	20.0	-	-	-
17/04/2002 12:10	10.980	10.600	-	-	-	2.040	1.030	53.000	5.100	45.000	16.0	-	-	-
25/05/2002 12:22	18.540	17.500	12.7000	-	-	0.520	0.360	66.000	6.700	18.000	22.0	-	-	-
28/05/2002 11:10	-	-	-	-	13.000	-	0.230	-	-	-	-	-	-	-
25/06/2002 12:00	0.090	10.500	-	-	-	2.610	2.050	6.000	139.000	11.300	12.000	-	-	-
12/07/2002 10:40	8.070	-	-	-	-	0.860	-	4.500	-	-	-	-	-	-
27/08/2002 11:50	10.900	17.200	-	-	-	5.830	5.760	3.460	195.000	16.400	62.000	-	-	-
28/09/2002 12:15	-	-	21.6000	-	-	10.150	-	2.000	-	-	-	-	-	-
28/09/2002 00:00	-	-	-	-	-	2.760	-	0.580	-	-	-	-	-	-
29/11/2002 13:00	7.600	13.700	-	-	-	2.210	3.240	1.030	33.000	3.000	21.100	-	-	-
20/11/2002 12:45	2.280	-	-	-	-	0.600	11.870	0.490	68.000	6.700	248.000	-	-	-
21/11/2002 10:30	-	-	-	-	0.270	-	0.770	-	-	-	-	-	-	-
17/11/2002 12:00	1.330	14.000	-	-	-	4.460	23.500	0.660	69.000	7.000	1298.000	-	-	-
23/11/2002 13:45	0.760	4.500	7.2000	-	-	0.630	17.060	0.430	82.000	8.100	478.000	-	-	-
23/01/2003 16:35	-	-	-	-	-	0.230	-	-	-	-	-	-	-	-
25/02/2003 13:30	0.890	10.400	-	-	-	2.330	8.650	0.170	100.000	10.400	928.000	-	-	-
25/03/2003 13:20	1.410	4.700	-	-	-	0.700	18.300	0.790	69.000	6.400	66.000	-	-	-
23/04/2003 13:40	4.390	6.300	-	-	-	0.360	3.500	0.920	75.000	9.800	47.000	-	-	-
07/05/2003 10:30	-	-	-	-	-	0.460	-	0.890	-	-	-	-	-	-
27/05/2003 14:20	1.360	5.200	-	-	-	0.910	7.130	1.550	138.000	11.200	62.000	-	-	-
20/06/2003 08:55	-	-	-	-	-	1.500	-	1.300	-	-	-	-	-	-
24/06/2003 13:05	8.810	10.600	-	-	-	2.150	8.860	1.940	139.000	11.000	18.000	-	-	-
23/07/2003 14:00	8.070	12.000	-	-	-	1.800	6.440	11.500	8.800	22.000	28.0	-	-	-
11/08/2003 11:00	-	-	-	-	-	1.300	-	4.100	-	-	-	-	-	-
20/08/2003 12:15	16.800	17.600	-	-	-	0.960	8.000	0.830	151.000	12.100	7.000	-	-	-
24/08/2003 13:55	20.100	9.200	20.2000	-	-	5.200	19.000	6.030	86.000	7.000	15.000	-	-	-
20/11/2003 12:55	14.800	6.600	-	-	-	2.390	13.000	1.580	41.000	3.800	18.000	-	-	-
20/11/2003 08:50	-	-	-	-	-	0.750	-	0.960	-	-	-	-	-	-
25/11/2003 12:45	2.210	-	-	-	-	0.460	23.000	0.760	72.000	7.300	41.000	-	-	-
17/11/2003 14:20	1.200	6.500	-	-	-	0.860	8.000	75.000	6.800	19.000	14.4	-	-	-
13/01/2004 10:45	-	-	-	-	0.350	-	1.100	-	-	-	-	-	-	-
27/01/2004 14:20	1.670	14.000	7.8000	-	-	16.000	1.090	55.000	5.300	235.000	15.6	-	-	-
25/02/2004 14:20	1.430	13.500	-	-	-	15.000	0.560	77.000	8.000	600.000	12.2	-	-	-
24/03/2004 13:30	2.400	-	-	-	0.620	16.000	0.660	65.000	6.500	181.000	13.6	-	-	-
21/04/2004 13:40	2.300	5.400	-	-	-	1.300	4.000	1.200	59.000	5.700	33.000	-	-	-
19/05/2004 13:30	4.200	8.800	-	-	-	1.700	15.500	2.600	121.000	8.600	18.000	-	-	-
13/06/2004 14:00	11.600	12.600	-	-	-	2.660	11.000	9.800	127.000	9.800	19.000	-	-	-
21/07/2004 11:50	17.000	10.000	-	-	-	3.400	5.300	3.400	141.000	11.200	14.000	-	-	-
31/08/2004 12:40	28.000	7.500	-	-	-	16.000	3.200	79.000	6.600	15.000	22.9	-	-	-
28/09/2004 12:10	18.000	7.400	-	-	-	4.400	7.800	4.600	79.000	8.800	19.8	-	-	-
28/10/2004 11:45	6.400	-	-	-	3.100	13.000	1.600	28.000	2.700	22.000	15.8	-	-	-
28/11/2004 14:00	15.000	10.500	8.8000	-	-	2.200	23.000	3.200	30.000	3.000	15.1	-	-	-
28/12/2004 13:50	16.000	11.000	-	-	-	2.600	23.000	0.660	36.000	3.300	20.000	-	-	-
26/01/2005 12:00	26.000	11.700	-	-	-	3.800	12.000	0.380	42.000	4.800	27.000	-	-	-
23/02/2005 13:45	25.000	15.900	-	-	-	7.000	8.960	27.000	2.700	74.000	14.4	-	-	-
23/03/2005 14:00	10.000	15.600	11.1000	-	-	2.000	8.700	0.990	32.000	3.000	319.000	-	-	-
27/04/2005 12:38	20.000	18.700	-	-	-	2.700	15.500	59.000	4.900	19.000	22.8	-	-	-
30/05/2005 13:20	14.000	52.400	-	-	-	2.900	5.400	4.100	71.000	6.300	110.000	-	-	-
30/06/2005 12:40	27.000	12.400	-	-	-	6.100	28.000	0.180	46.000	4.800	25.000	-	-	-
28/08/2005 13:45	32.000	15.800	-	-	-	5.100	14.000	1.600	60.000	5.100	19.000	-	-	-
28/09/2005 14:00	4.300	8.600	8.1000	-	-	2.600	26.000	0.790	69.000	7.300	740.000	-	-	-
27/10/2005 14:50	4.800	7.200	-	-	-	2.200	18.000	1.200	46.000	4.200	12.3	-	-	-
25/11/2005 14:00	8.800	8.900	-	-	1388.000	1.500	28.000	3.700	44.000	4.600	11.000	-	-	-
21/														

Anexo C

Meta dados da imagem de satélite SENTINEL-2B, recolhida a 4 de maio de 2022. ESA Copernicus.

Attributes

Summary

Name: S2B_MSIL1C_20220504T112109_N0400_R037_T29SMD_20220504T132451.SAFE

Size: < 1MB

Sensing time: 2022-05-04T11:21:09.024000Z

Platform short name: SENTINEL-2

Instrument short name: MSI

Product

Absolute orbit number: 26947

Acquisition mode: INS-NOBS

Authority: ESA

Beginning date time: 2022-05-04T11:21:09.024000Z

Cloud cover: 0.142479957202557

Coordinates:

38.756036892212094,-9.961639 38.803326534820506,-9.947754 38.95057428098509,-

9.904449 39.0977983748852,-9.861023 39.245013364571214,-9.817505

39.39221385398462,-9.773865 39.539431423922665,-9.730103 39.686650799163246,-

9.686127 39.74666240047608,-9.668121 39.750212021802014,-8.886078

38.760810475743604,-8.887665 38.756036892212094,-9.961639

Datastrip identifier:

S2B_OPER_MSI_L1C_DS_2BPS_20220504T132451_S20220504T112108_N04.00

Ending date time: 2022-05-04T11:21:09.024000Z

Granule identifier:

S2B_OPER_MSI_L1C_TL_2BPS_20220504T132451_A026947_T29SMD_N04.00

HV order tile id: SD29M

Modification date: 2022-05-04T15:58:23.958077Z

Orbit direction: DESCENDING

Origin date: 2022-05-04T15:58:02.995000Z

Processed by: ESA

Processing level: S2MSI1C

Processor version: 4.0

Product group id: GS2B_20220504T112109_026947_N04.00

Product type: S2MSI1C

Publication date: 2022-05-04T15:58:23.958077Z

Relative orbit number: 37

S3Path: /eodata/Sentinel-

2/MSI/L1C/2022/05/04/S2B_MSIL1C_20220504T112109_N0400_R037_T29SMD_20220504
T132451.SAFE

Spatial resolution: 60.0

Tile id: 29SMD