

Avaliação do impacto de diferentes atividades humanas na diversidade biológica de sistemas aquáticos – Diatomáceas

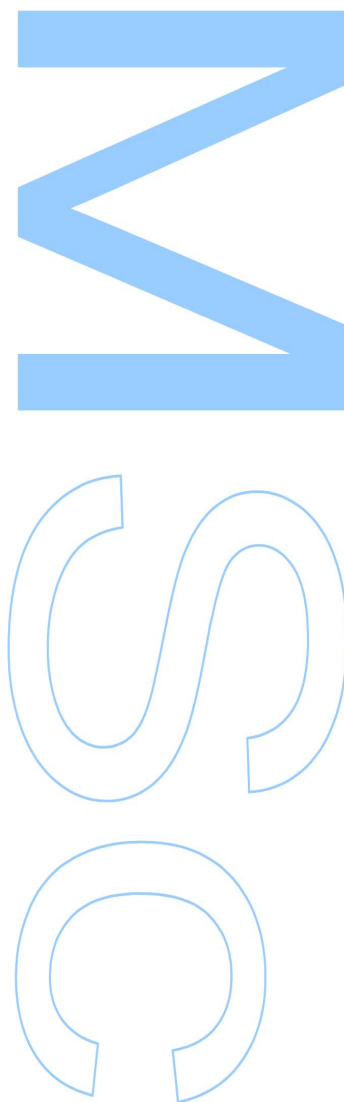
Elisângela Maria da Moura Semedo

Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água
Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

2021

Orientador

Maria da Natividade Ribeiro Vieira, Professora Associada com Agregação,
Da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

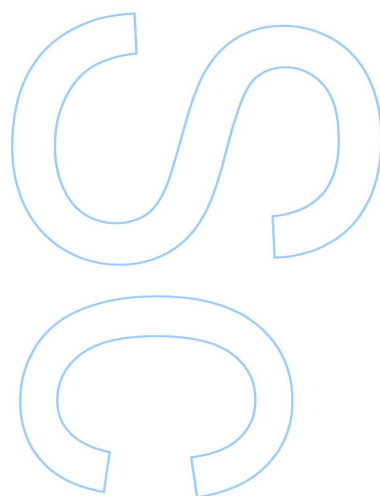
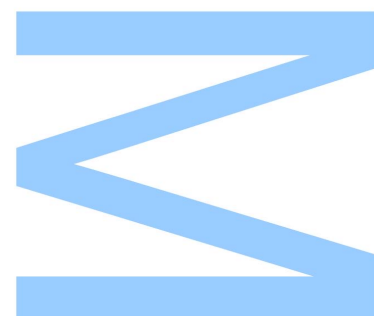




Todas as correções determinadas pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



Agradecimentos

Primeiramente agradeço a Deus, por me ter dado forças e ter sido sempre a base de todo meu ser.

Pela dura infância de resiliência e pela adulta persistente e capaz que me tornei, agradeço a mim. Sim, agradeço a mim por nunca ter abaixado os braços e por ter sempre escutado meu coração e acreditado em mim, mesmo quando os médicos tentavam me convencer de que já não seria possível eu continuar a ter sucesso nos estudos, atingir meus objetivos e realizar meus sonhos. Por isso agradeço profundamente a todos que também em mim acreditaram, confiaram e estiveram ao meu lado durante estes 2 anos.

À Professora Dra. Natividade, por ter me convidado desde o primeiro momento para trabalhar ao seu lado, pela sua orientação, disponibilidade e não só, também pelos momentos de diálogo, risadas e descontração. Desde o início mostrou-se sempre sucinta em ajudar e apoiar como professora, orientadora e Diretora do mestrado. Tudo isso ficará sempre à salvo na minha memória. Muito obrigada, professora.

À Professora Dra. Salomé Almeida pela disponibilidade e amabilidade que teve ao ajudar-me no estudo das diatomáceas. Muito obrigada pela partilha de conhecimento e por todo o esclarecimento.

Ao Professor Dr. Luís Oliva Teles, pela boa vontade, paciência e disponibilidade em me ajudar e orientar na componente estatística do meu trabalho.

À Teresa, técnica de laboratório, pela preciosa ajuda no fornecimento de material essencial para a realização deste trabalho e pela partilha do seu conhecimento científico durante a realização das análises físico-químicas das amostras em estudo.

A todos os meus colegas, em especial à Raquel Pinto, Letícia Weber e Layane Andrade, pela ajuda durante as amostragens e por todas as palavras de força e motivação durante este período. A todos os meus amigos que estiveram sempre comigo, mesmo fisicamente distantes, muito obrigada.

À minha amada mãe, a mulher mais forte que conheço e de uma fé inabalável. A razão das minhas lágrimas de alegria e nostalgia. Podia não ter uma prenda a oferecer a mim e aos meus irmãos nos aniversários, mas prenda maior sempre foram suas palavras – “NHA

FIDXO, SIGUI BU KURAÇON PAMODE É DEUS KI SA FALA KU BÔ” (“Minha filha, segue o teu coração porque é Deus falando contigo”). Mámá obrigada ê poku pa tudo ki bu fazi pa mi. KREU TXEU DIMAS (Mãe, dizer obrigada é muito pouco por tudo que fizeste por mim. TE AMO MUITO).

Ao meu querido pai, que tudo fez para que eu pudesse ter a bolsa que me permitiu concretizar o meu sonho de fazer a pós-graduação. Pelos conselhos, pelas conversas e por hoje ser um pai mais presente, KREU TXEU PÁPÁ.

E, finalmente, aos meus irmãos Adelson, Ângela e Ângelo. Não existe instrumento que meça o tamanho do meu amor e o quão grata sou por viverem este sonho comigo. À minha irmã Ângela, amiga, confidente e companheira de todos os momentos, não tenho palavras para descrever o quanto és importante para mim. Espero que se orgulhem tanto de mim, como eu de vocês. Vocês são meu alicerce e meu porto seguro.

Resumo

Os rios apresentam-se como componente fulcral para o crescimento e desenvolvimento das populações humanas, sendo por consequência, sujeitos a diversos impactos antrópicos, que têm vindo a aumentar ao longo do tempo devido ao sobre-exploração agrícola, exploração mineira, uso de pesticidas e agrotóxicos, resíduos e efluentes urbanos/ industriais não tratados e alterações hidro-morfológicas dos leitos dos rios. Tudo isso tem feito com que a preocupação global com a qualidade da água doce tenha ganhado grandes proporções, dado que as ameaças à sua degradação se traduzem diretamente em consequências socioeconómicas e de saúde humana. Por essa razão, o conceito antropogénico da água como recurso foi abandonado, em favor de uma visão ecológica mais ampla, onde a água se reflete como suporte dos ecossistemas.

O rio Ferreira nasce em Paços de Ferreira a uma altitude de 550 m, no distrito do Porto, percorrendo aproximadamente 22,30 Km e desagua no Rio Sousa, no Concelho de Gondomar. Nesse âmbito o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade da água e a diversidade biológica do Rio Ferreira, utilizando como organismo indicador, as diatomáceas. Comparamos os resultados dos índices diatómicos obtidos com a os índices de macroinvertebrados obtidos em trabalhos anteriores. Com esta análise pretende-se obter um conjunto de dados de referência que permitam no futuro uma gestão adequada das massas de água. Também foi avaliado potenciais impactos de algumas medidas de gestão que têm sido implementadas ao longo do seu curso. Para o efeito foram aplicadas diferentes metodologias de amostragem de comunidades biológicas de diatomáceas assim como a análise de parâmetros físico-químicos de avaliação da qualidade da água. Com os resultados obtidos é possível desenvolver estratégias para a gestão da qualidade no ecossistema estudado.

Desta forma, a avaliação do habitat mostrou profundas transformações e perturbações acentuadas, apresentado o canal do rio uma zona riparia frágil, incapaz de funcionar como barreira para os impactos antropogénicos na área em estudo. A avaliação da qualidade físico-química da água, revelou existência um nível de poluição orgânica considerável em ambas as estações. Mesmo assim, esses resultados foram melhores do que os obtidos há dois anos (2018), revelando assim uma ligeira melhoria na qualidade da água em relação

aos parâmetros físico-químicos. O estudo das comunidades de diatomáceas indicou que os pontos estudados apresentaram, no geral, uma qualidade entre razoável a medíocre, com a presença de *taxa* tolerantes a contaminação por metais e poluição orgânica em todas as amostras dos pontos estudados, com alguns desses *taxa* co-dominando com *taxa* sensíveis à poluição.

Os resultados obtidos são importantes uma vez que poderão servir de incentivo à elaboração de futuros trabalhos de pesquisa, oferecendo soluções integradas de gestão dos recursos naturais.

Palavras-chave: Diatomáceas, Diretiva-Quadro da Água, Qualidade da Água, Rio Ferreira.

Abstract

Rivers are a fundamental component for the growth and development of human populations, and are consequently subject to various anthropic impacts, which have been increasing over time due to over-exploitation in agriculture, mining, the use of pesticides and agrotoxins, untreated urban and industrial waste and effluents, and hydro-morphological changes to riverbeds. All of this has meant that global concern about freshwater quality has taken on major proportions, given that threats to its degradation translate directly into socio-economic and human health consequences. For this reason, the anthropogenic concept of water as a resource has been abandoned in favour of a broader ecological vision, where water is reflected as a support for ecosystems.

The river Ferreira originates in Paços de Ferreira at an altitude of 550 m, in the district of Porto, covering approximately 22.30 km and flows into the Sousa River, in the council of Gondomar. The aim of this study was to evaluate the water quality and biological diversity of the river Ferreira, using diatoms as indicator organism.

We compared the results of the diatom indices obtained with the macroinvertebrate indices obtained in previous works. The aim of this analysis is to obtain a set of reference data that will enable an appropriate management of the water bodies in the future. Potential impacts of some management measures that have been implemented along its course were also assessed. For this purpose, different methodologies were applied for sampling biological communities of diatoms as well as the analysis of physicochemical parameters for water quality assessment. With the results obtained it is possible to develop strategies for quality management in the studied ecosystem.

Thus, the habitat assessment showed deep transformations and marked disturbances, presenting the river channel as a fragile riparian zone, unable to act as a barrier to anthropogenic impacts in the study area. The evaluation of the physicochemical quality of the water revealed the existence of a considerable level of organic pollution in both stations. Even so, these results were better than those obtained two years ago (2018), thus revealing a slight improvement in water quality with regard to physicochemical parameters. The study of the diatom communities indicated that the studied points presented, in general, a quality between reasonable and mediocre, with the presence of *taxa* tolerant to metal contamination

and organic pollution in all samples of the studied points, with some of these *taxa* co-dominating with pollution-sensitive *taxa*.

The results obtained are important as they may serve as an incentive for future research work, offering integrated solutions for the management of natural resources.

Keywords: Diatoms, Water Framework Directive, Water Quality, Ferreira River.

Índice

1	Introdução.....	1
1.1	Enquadramento Geral.....	1
1.2	Diretiva Quadro da Água (DQA).....	2
1.3	Caraterização ecológica dos rios por diatomáceas	4
1.3.1	Biologia e ecologia das diatomáceas	4
1.3.2	Diatomáceas como Bioindicadores da qualidade da água.....	5
1.3.3	Vantagens da utilização de diatomáceas como indicadoras de estado ecológico.....	10
1.4	Principais fatores de degradação ambiental e seus efeitos nas comunidades de diatomáceas.....	12
2	Objetivos	17
3	Materiais e métodos.....	20
3.1	Caracterização e enquadramento Geral da Bacia Hidrográfica do Rio Ferreira.....	20
3.1.1	Poluição no Rio Ferreira.....	22
3.1.2	Descrição dos pontos de amostragem	23
3.2	Frequência de Amostragem.....	27
3.3	Qualidade do Habitat	28
3.3.1	Avaliação Visual de Habitat (VHA) (Barbour <i>et al.</i> , 1999).....	28
3.3.2	Qualidade do Canal (GQC) (Cortes <i>et al.</i> , 1999).....	29
3.3.3	Avaliação da Qualidade da Floresta Ciliar (QBR) (Munné <i>et al.</i> , 1998).....	29
3.4	Parâmetros Físico-químicos	30
3.5	Amostragem da comunidade de Fitobentos – Diatomáceas	32
3.5.1	Tratamento laboratorial das amostras de Diatomáceas.....	32

3.5.2	Identificação taxionómica e quantificação.....	33
3.6	Tratamento de dados	33
3.6.1	Índice de Diversidade e Equitabilidade	34
3.6.2	Índice de diversidade de Shannon-Wiener (1949).....	35
3.6.3	Índice de Equitabilidade de Pielou (E).....	35
3.6.4	Comunidade de Diatomáceas Bentónicas	36
3.7	Análise de Dados / Análise Estatística	38
4	Resultados & Discussão.....	42
4.1	Avaliação da Qualidade do Habitat.....	42
4.2	Parâmetros Físico-químicos	49
4.2.1	Temperatura.....	49
4.2.2	pH	50
4.2.3	Oxigénio Dissolvido (%)	52
4.2.4	Sólidos Suspensos Totais (mg/l).....	54
4.2.5	Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO5) mg/l.....	56
4.2.6	Carência Química de oxigénio (CQO) mg/l	58
4.2.7	Nitratos (NO ₃ -) mg/l.....	59
4.2.8	Nitritos (NO ₂ -) mg/l	61
4.2.9	Amónia (NH ₄ ⁺) mg/l.....	62
4.2.10	Fósforo total (P) mg/l.....	64
4.3	Parâmetros Biológicos - Diatomáceas Bentónicas	67
4.3.1	Composição taxonómica	67
4.3.2	Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Índice de Equitabilidade de Pielou (E).....	71
4.3.3	Índice de Sensibilidade Específica à Poluição (IPS) e Índice Biológico de Diatomáceas (IBD)	75
4.3.4	– Análise Estatística	77
4.3.5	Comparação dos resultados para os parâmetros físico-químicos obtidos no ano de 2018 e no ano de 2020 nas duas estações (primavera e verão).	

4.3.6 Avaliação da qualidade da água a partir de índices de macroinvertebrados no ano de 2018 no mesmo ponto em estudo.	83
5 Conclusão.....	88
Bibliografia	90
Anexo	103

Lista de Tabelas

Tabela 1: Lista Índices bióticos de diatomáceas mais aplicados a nível europeu.	8
Tabela 2: Parâmetros físico-químicos analisados, metodologia de determinação e unidades.....	30
Tabela 3: Valores de referência para tipos de rios e valores-limite entre classes de qualidade no EQR para o Índice de Sensibilidade à Poluição (IPS) - adaptado de INAG 2009.	37
Tabela 4: Apresentação dos pontos de amostragem e seus respetivos resultados dos índices VHA, QBR e GQC, com cores correspondentes às classes de qualidade dos dois últimos índices (QBR e GQC).	48
Tabela 5: Resultados obtidos na análise de variância (ANOVA) para a homogeneidade, o teste de efeitos entre sujeitos e o teste de Tukey para comparações múltiplas.....	72
Tabela 6: Valores do Índice de Pluosensibilidade Especifica (IPS), Índice de Biológico de Diatomáceas (IBD) e Rácio de Qualidade Ecológica (RQE) das amostras recolhidas na primavera e no verão, nos três pontos de amostragem.....	76
Tabela 7: Quadro comparativo com os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos das amostras de água no ano 2018 e 2020 nas diferentes estações (Primavera e verão) no mesmo ponto de amostragem, representadas com as cores correspondentes as classificações.	82
Tabela 8: Índices bióticos de macroinvertebrados (o Índice Biótico Belga, BBI; Índice do Grupo de Trabalho de Monitorização Biológica Ibérica, IBMWP) e multimétricos (Índice Português de Invertebrados do Norte (IptIN) baseados na comunidade de macroinvertebrados	83

Lista de Figuras

Figura 1: Situação geográfica. Localização das bacias hidrográficas do rio Ferreira em Portugal Continental; Mapa da bacia hidrográfica do rio Ferreira e da distribuição dos pontos de amostragem no rio Ferreira (FR1 a FR6) (Adaptado da tese de doutoramento de Rodrigues C. M. M., 2018)	22
Figura 2: Localização dos pontos de amostragem (<i>Fonte: google maps</i>).	24
Figura 3: À montante do ponto de amostragem 1.	25
Figura 4: Ponto de amostragem 1	25
Figura 5: Ponto de amostragem 2	26
Figura 6: Ponto de amostragem 3	27
Figura 7: Alteração espaço-temporal do índice de Avaliação do Habitat Visual – VHA (Barbour <i>et al.</i> , 1999).	43
Figura 8: Alteração espaço-temporal do índice de avaliação da qualidade do canal (GQC).	44
Figura 9: Alteração espaço-temporal do índice avaliação da Qualidade da Floresta Ciclar (QBR).	45
Figura 10: Imagem do canal de escoamento da mina de santa justa no rio Ferreira mostra a variação da qualidade do habitat no ponto de amostragem 1. A vista da esquerda mostra a situação do ponto 1 na primavera, enquanto a vista de direita mostra a situação do ponto 1 no verão.	46
Figura 11: Imagens mostrando a variação da qualidade do habitat no ponto de amostragem 2. A vista da esquerda mostra a situação do ponto 2 na primavera, enquanto a vista de direita mostra a situação do ponto 2 no verão.	47
Figura 12: Imagens mostrando a variação da qualidade do habitat no ponto de amostragem 3. A vista da esquerda mostra a situação do ponto 3 na primavera, enquanto a vista de direita mostra a situação do ponto 3 no verão.	48
Figura 13: Variação espaço-temporal da temperatura da água (°C)	49
Figura 14: Variação espaço-temporal do pH da água	51
Figura 15: Variação espaço-temporal do Oxigénio Dissolvido na água.....	52
Figura 16: Variação espaço-temporal dos Sólidos Suspensos Totais na água.....	55
Figura 17: Variação espaço-temporal da Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO5) na água.	57
Figura 18: Variação espaço-temporal da Carência Química de Oxigénio (CBO5) na água.	58

Figura 19: Variação espaço-temporal do valor de Nitratos (NO_3^-) mg/L na água.	60
Figure 20: Variação espaço-temporal do valor de Nitritos (NO_2^-) mg/L na água.....	61
Figura 21: Variação espaço-temporal do valor da Amónia (NH_4^+) mg/L na água	63
Figura 22: Variação espaço-temporal do valor do Fosforo total (P) mg/L na água	65
Figura 23: Variação espaço-temporal do valor dos Silicatos (Si) mg/L na água	66
Figura 24: Representação gráfica da variação espaço-temporal da abundância relativa em percentagem dos géneros encontrados nos diferentes pontos amostrados nas duas estações (primavera e verão).....	68
Figura 25: variação espaço-temporal dos valores do Índice de Diversidade de Shannon, representando o eixo de X os locais de amostragem e o eixo de Y os valores médios. Os pontos com a mesma letra são pontos a onde não existem diferenças médias e os pontos com letras diferentes são pontos aonde existem diferenças médias.	73
Figura 26: Variação espaço-temporal dos valores médios do Índice de Equitabilidade de Piélou, representando o eixo de X os locais de amostragem e o eixo de Y os valores médios. Os pontos com a mesma letra são pontos aonde não existem diferenças médias e os pontos com letras diferentes são pontos a onde existem diferenças médias.	74
Figura 27: Variação espaço-temporal dos valores obtidos para o IPS e IBD, representando o eixo de X os locais de amostragem e o eixo de Y os valores. Os valores do IPS estão representados pelas colunas azuis e os valores do IBD representados pelas colunas laranjas.	75
Figura 28: Importância da variável dos componentes do parâmetro físico-químico em relação aos índices de qualidade ecológica.	77
Figura 29: Representação da correlação entre os parâmetros físico-químicos e os Índices de Qualidade Ecológica.....	77
Figura 30: Importância da variável das comunidades de diatomáceas em relação aos componentes do parâmetro físico-químico.	78
Figura 31: Representação da correlação entre a comunidade de diatomáceas e os parâmetros físico-químicos.....	81

Lista de Abreviações

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

CBO - Carência Bioquímica de Oxigénio

CQO - Demanda Química de Oxigénio

DO - Oxigénio Dissolvido

DQA - Diretiva-quadro da água

E – Índice de Equitabilidade de Pielou

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

GQC - Grau da Qualidade do Canal (Pontuação de Qualidade do Canal)

H' - Índice de Diversidade de Shannon-Wiener

IBD – Índice Biológico de Diatomáceas

IBMWP - Grupo de Trabalho de Monitorização Biológica Ibérica

INAG - Instituto Nacional da Água

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera

IPS - Índice de Polluosensibilidade Específica (Índice de Sensibilidade Específica à Poluição)

IPtIN - Índice de Invertebrados do Norte de Portugal (Northern Portuguese Invertebrate Index)

ONU – Organização das Nações Unidas

QBR - Qualitat del Bosc de Ribera (Índice de Qualidade da Floresta Ripícola)

RQE - Rácio de Qualidade Ecológica

TDS - Sólidos Dissolvidos Totais

T - Temperatura da água

VHA - Índice de Avaliação Visual do Habitat

Capítulo 1

1 Introdução

1.1 Enquadramento Geral

A degradação dos ecossistemas de água doce leva a diminuição da capacidade que meio aquático de fornecer serviços básicos relacionados à água como, a purificação, armazenamento, provisões, entre outras... (ONU., 2014). Os rios apresentam-se como componente fulcral para o crescimento e desenvolvimento das populações humanas, sendo por consequência, sujeitos a diversos impactos antrópicos, impactos esses que tem vindo a aumentar ao longo do tempo (Lainé *et al.*, 2014). A preocupação global com a qualidade da água doce tem sido elevada, dado que as ameaças à sua degradação se traduzem diretamente em consequências socioeconómicas e de saúde humana. Estudos antecipam que, muito provavelmente, metade das bacias hidrográficas da União Europeia irão ser afetadas por um aumento na carência de água e estresse hídrico até 2030 (ONU, 2014).

As mudanças hidromorfológicas e eventos climáticos extremos, como secas e inundações, em conjunto com o aumento da poluição química e as descargas de nutrientes, têm fortemente influenciado a integridade ecológica dos rios e a biodiversidade aquática (Bonada & Resh., 2013; Hershkovitz & Gasith., 2013).

A qualidade da estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos ligados às águas superficiais é avaliado com base em Elementos de Qualidade Biológica, em conjunto com a avaliação de elementos de qualidade hidromorfológica e físico-química (CE 2000). Sendo assim, a implementação da Diretiva-Quadro da Água (DQA; CE, 2000) no ano de 2000, mudou radicalmente a forma como a qualidade da água de superfície era medida, sendo as comunidades biológicas (peixes, invertebrados bentônicos, fitobentos e macrófitos) favorecidas em relação aos aspectos dos parâmetros físico-químicos que fornecem informações mais limitadas (Hering *et al.*, 2010). Por essa razão, o conceito antropogênico da água como recurso foi abandonado, em favor de uma visão ecológica mais ampla, onde a água se reflete como suporte dos ecossistemas.

Na União Europeia, a DQA exige que todos os corpos d'água atinjam um estado ecológico "Bom" até 2027, considerando os quatro elementos de qualidade biológica - BQEs (invertebrados bentônicos, peixes, macrófitas e fitobentos) como o componente de avaliação

central, apoiado pelos parâmetros físico-químicos e hidromorfológicos. Dos fitobentos, o grupo das diatomáceas foram as escolhidas pelo INAG, a fim de serem utilizadas no processo de caracterização ecológica dos rios (INAG, I.P., 2008b).

Na primeira implantação do Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas, utilizou-se as diatomáceas, pois já se tinha o conhecimento que elas retratam as alterações no corpo da água, informações essas que foram confirmadas pelos resultados da primeira fase do Exercício de intercalibração feito, antes da elaboração desse Plano de Gestão de Bacias Hidrográficas, pelos integrantes do grupo MedGIG (INAG, I.P., 2009; Feio *et al.*, 2013). Entre 80-90% da comunidade dos fitobentos são diatomáceas, tornando-se assim o grupo o que corresponde à maior diversidade (Moraes *et al.*, 2009a).

Embora tenha havido alguns sucessos regionais na melhoria da qualidade da água, não há dados que sugiram uma melhoria geral em escala global (ONU., 2012).

Neste sentido, o presente trabalho tem como objetivo fazer uma avaliação da qualidade da água e da diversidade biológica do Rio Ferreira, utilizando como organismo indicador, comunidade de diatomáceas e comparando os resultados dos índices diatômicos aqui obtidos com resultados dos índices de macro invertebrados obtidos em trabalhos anteriores de modo a gerar um conjunto de dados de referência que permitam no futuro uma gestão mais adequada das massas de água. Esse trabalho pretende ainda avaliar potenciais impactos de algumas medidas de gestão que têm sido implementadas ao longo do seu curso. Para o efeito irão ser aplicadas diferentes metodologias de amostragem de comunidades biológicas de diatomáceas assim como a análise de parâmetros físico-químicos de avaliação da qualidade da água.

1.2 Diretiva Quadro da Água (DQA)

Aspectos gerais da DQA e sua implementação em Portugal

Desde 1995 que a União Europeia, da qual Portugal é membro, reconheceu legalmente que a crescente pressão que a água tem sido sujeita, atingiu proporções preocupantes, tendo ocorrido um aumento na procura de água de boa qualidade, não somente para o consumo humano, como também para outros fins (DIRECTIVA 2000/60/CE).

Tendo sido verificada que essa qualidade vem sendo crescentemente ameaçada pela poluição, excesso de extração e alterações físicas aos cursos da água (maioritariamente provocadas pelas atividades humanas), e conscientes de que é possível diminuir as concentrações das substâncias que representam uma ameaça tanto para a saúde humana

como para a qualidade dos ecossistemas aquáticos, resolveram melhorar e adaptar as políticas no domínio de águas de maneira a salvaguardar de forma mais eficaz esse bem, impedindo outras práticas que favoreçam a degradação das massas de água (<https://ec.europa.eu/environment/water/WaterFrameworkDirective>).

Em seguimento dessas mudanças, nasce a Diretiva Quadro da Água – Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, permitindo assim adotar um quadro comunitário inovador de políticas de água, englobando vários objetivos ambientais, tais como, criar políticas integradas que salvaguardam e recuperam o estado das águas, colocando em prática uma gestão sustentável tendo como suporte as unidades hidrológicas e geográficas naturais - bacias hidrográficas (<https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/>).

O cumprimento destes objetivos foi baseado em um período de seis anos, ou seja, os objetivos deveriam ser atingidos até 2015, contanto que nenhum pedido de extensão ou exceção de prazo seja requerida. Caso algum dos países membros goze de uma extensão para além de 2015, este será obrigado a atingir todos os objetivos ambientais da DQA até ao final do segundo e terceiro ciclos de gestão, que se estendem de 2015 a 2021 e 2021 a 2027, respetivamente (COMISSÃO EUROPEIA 2012).

As avaliações do estado da água segundo essa diretiva, são realizadas por meio de avaliações dos ecossistemas, sendo o estado ecológico das massas de água determinado não somente pelas propriedades físico-químicas como também pela estrutura da comunidade biótica, dita de “elementos de qualidade biológica” (COMISSÃO EUROPEIA., 2016). Em substituição de métodos tradicionais de gestão que se baseiam na análise de pressões separados por meio de monitoramentos do ponto de descargas individuais que tinha por base aumentar a previsibilidade e equilíbrio do sistema ambiental (Holling & Meffe.,1996), essa nova abordagem define uma caracterização do estado ecológico em cinco classes: (excelente, bom, razoável, medíocre e mau) mediante parâmetros biológicos, físico-químicos e hidrogeomorfológico (DIRETIVA 2000/60/EC, 2000). Embora a diretiva não pondere as interações dentro desses ecossistemas e a sua complexidade, ela proporciona uma abordagem integrada e direcionada à gestão de água nos países Europeus, onde as atividades das comunidades se relacionam de forma direta com o sistema hídrico, visando assim proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos (Saraiva., 2010).

A DQA solicita que a determinação do estado ecológico das águas de superfície sejam sistemáticas, da mesma maneira que a perturbação humana nos ecossistemas, impondo dessa forma que os Estados Membros estabeleçam sistemas de monitorização ecológica e

de classificação do estado ecológico, que sejam capazes de serem comparáveis a nível da União Europeia (INAG, I.P., 2008b).

Para a implementação da DQA em Portugal foram realizados vários estudos orquestrados e financiados pela INAG (Instituto Nacional da Água), onde fizeram parte inúmeros especialistas de várias universidades portuguesas (Morais *et al.*, 2009a e 2009b) assim como trabalhos desenvolvidos pelo INAG em colaboração com outros especialistas nacionais (INAG I.P., 2008a, 2008b e 2009). Nesse âmbito foram criadas várias equipas de trabalho e atividades em conjunto para testar os documentos guia que resultaram das orientações criadas no âmbito da estratégia comum Europeia para a implementação da Diretiva Quadro da Água, nos países membros, com a finalidade de ajudar peritos e decisores na implementação da DQA (<https://ec.europa.eu/environment/water/WaterFrameworkDirective>). Deste modo conseguiu-se colocar em prática os objetivos da DQA, ajustando os vários métodos e conceitos apresentados nos documentos guia e na diretiva, às situações do País e suas regiões, como se pretendia.

1.3 Caracterização ecológica dos rios por diatomáceas

1.3.1 Biologia e ecologia das diatomáceas

As diatomáceas são organismos do domínio Eukaryota, fotossintéticas e unicelulares, tendo sido atualmente incluídas na divisão Heterokontophyta (Medlin & Kaczmarska, 2004; Roy *et al.*, 2011). Embora essa classificação seja a mais utilizada, outros sistemas de classificação ainda continuam a ser implementados por alguns autores, e.g. Raven *et al.*, (2011) que integram as diatomáceas como pertencentes ao Filo Chrysophyta.

Elas possuem uma parede celular designada de frústula, de uma morfologia e natureza bem própria, que é o que a caracteriza. A frústula das diatomáceas é constituída por sílica e é composta por duas valvas (a valva superior - epivalva e a valva inferior – hipovalva) que se encontram unidas por bandas conectivas ou faixas de cintura, também constituídas por sílica. A classificação taxionómica das diatomáceas foi possível graças à observação da complexa morfologia siliciosa da frústula e na sua ornamentação intrínseca (Round *et al.*, 1990; Wetzel., 1993; Berzano *et al.*, 2012). Com o desenvolvimento da microscopia eletrónica a sua taxonomia foi revista e atualmente a análise genómica tem sido utilizada como ferramenta adicional para ajudar a esclarecer o sistema de classificação desse grupo de algas (Williams., 2007). Levando em consideração a conveniência de uma classificação mais natural que representasse suas conexões evolutivas (Kociolek *et al.*, 2015), sugeriram uma nova classificação que se baseia na Divisão Bacillariophyta, englobando estas duas subdivisões:

Coscinodiscophytina e Bacillariophytina. A Bacillariophytina possui duas classes: a *Mediophyceae* (centricas polares) e a *Bacillariophyceae* (formas penadas) (Medlin & Kaczamarska., 2004).

No que diz respeito à reprodução, as diatomáceas dividem-se assexuadamente decrescendo seu tamanho de forma gradual à medida que as células vão originando novas células, até atingirem um tamanho mínimo. Chegando no tamanho mínimo as células iniciam a reprodução sexuada como meio de recuperarem o seu tamanho máximo. Elas possuem modo de vida unicelular ou colonial, podendo ser encontrados no plâncton ou ainda serem bênticas. Dentro das diatomáceas bênticas, quando associadas a algum tipo de substrato são denominadas de perifíticas (Round *et al.*, 1990). De acordo com o tipo de substrato estas podem subdividir-se em: Epilíticas (associadas a superfícies de pedras ou outros materiais rochosos), Epifíticas (associadas à macrófitas), Epipsâmicas (associadas a superfícies e interstícios de grãos de areia) e Epipélicas (associadas a interstícios de vaza ou de lodo) (Prygiel & Coste., 2000).

As espécies de diatomáceas exibem uma estreita relação com os fatores limnológicos e ecológicos, podendo ainda serem encontrados em uma vasta faixa de variação de fatores ambientais, como nutrientes, pH, temperatura, entre outros, que por seu lado, acaba influenciando na sua distribuição geográfica (Kociolek *et al.*, 2015).

1.3.2 Diatomáceas como Bioindicadores da qualidade da água

Segundo Stevenson *et al.*, (2010) os princípios fundamentais na definição da integridade de um ecossistema e na identificação das causas de problemas em habitats aquáticos, em especial dos rios e ribeiros, foram elaborados há mais de 50 anos, vindo sendo aprimorados ao longo dessas décadas.

Desde aí, a aplicação da comunidade de diatomáceas como indicadora de perturbação ambiental só tem aumentado a nível mundial (Wetzel., 1993; Almeida., 2001; Omar., 2010; Stevenson *et al.*, 2010; O'Driscoll *et al.*, 2012). As principais características das diatomáceas são, a sua parede celular siliciosa, responsável pela sua resistência, o seu tamanho, forma e ornamentação, imprescindível na classificação taxonómica das diatomáceas (Wetzel., 1993). A parede ou frústula é formada por duas valvas, a epiteca e a hipoteca, que se encaixam na pleura. Os principais grupos de diatomáceas Penalles se dividem em quatro grupos e são diferenciados com base na existência do rafe, que atravessa a parede celular em parte ou no seu todo, ou do pseudorafe que se encontram em zonas axiais de certas espécies, por exemplo: as Monoraphidineae apresentam rafe em uma das

valvas e pseudorafe na outra, as Araphidineae apresentam pseudorafe, as Raphidioidineae apresentam um rafe primitivo; e as Biraphidineae apresentam rafe em ambas as valvas (Wetzel., 1993).

Dentro do grupo de fitobentos, as diatomáceas formam o principal componente (Rovira *et al.*, 2012), sendo as dominantes em termos de diversidade em águas correntes (Morais *et al.*, 2009). Elas têm sido vistas por vários investigadores como sendo fundamentais na monitorização da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos por conta das suas características bem próprias, como por exemplo: a farta presença desde a nascente até à foz do rio ; distribuição ubíqua que possibilita comparações entre vários habitats; exibem uma clara associação com a qualidade da água; dispõem de um ciclo de vida curto e sempre dentro dos corpos d'água; crescem em habitats específicos, bem definido e de fácil amostragem; têm uma enorme diversidade taxonómica; é relativamente simples de amostrar e de baixo custo; são facilmente manipuladas em laboratório; perante alterações ambientais reagem rapidamente e de forma previsível através de mudanças na sua composição e abundância (Venkatachalapathy & Karthikeyan., 2012, 2014), graças ao facto do seu metabolismo ser sensível a alterações e distúrbios ambientais /naturais. Encontram-se na base da cadeia alimentar de todos os ecossistemas aquáticos (INAG., 2008; Moraes *et al.*, 2009; Omar., 2010; O'Driscoll *et al.*, 2012; Rovira *et al.*, 2012)

Hoje em dia, assim como acontece na Europa, vários outros países utilizam as diatomáceas para caraterizar o estado ecológico de rios tanto em programas de caracterização, como em programas de monitorização, valendo-se da vantagem que estas apresentam, como a grande sensibilidade de algumas espécies, e a excelente tolerância de outras perante a condições ambientais como a poluição, nutrientes, pH, etc., (Kelly *et al.*, 2009). De modo geral, todas as espécies de diatomáceas apresentam limites mais ou menos estabelecidos de tolerância e excelentes para as condições ecológicas, como a poluição orgânica e inorgânica, nutrientes ou a acidez. Em águas poluídas há um aumento de espécies mais tolerantes a determinado grau de composto poluente específico, enquanto que outras espécies são sensíveis e não suportam graus elevados de alguma ou algumas substâncias poluentes e segundo Rodrigues C.G., (2007), as espécies que são melhores indicadoras do meio, são as menos frequentes e que apresentam uma distribuição espacial limitada uma vez que apresentam preferências ecológicas diferentes, ou seja apresentam uma maior sensibilidade a alterações por estarem adaptadas a um determinado ambiente com caraterísticas particulares, sendo as espécies de maior frequência as que têm grande tolerância, suportando maiores variações a nível dos fatores ecológicos.

Segundo descrevem Santos *et al.*, (2002), em Portugal os estudos com diatomáceas de água doce iniciaram no final do sec. XIX, e até meados da década de 80 do sec. XX tais

estudos debruçavam principalmente sobre questões taxonómicas (Novais *et al.*, 2011), tendo sido esses estudos de grande valia na recolha crescente de informações relativas às características dos *taxa*, que ajudavam a minimizar as chances de más identificações e pouca separação dos *taxa*, que acabavam por diminuir a possibilidade de agir ecologicamente com base nos resultados das análises das comunidades de diatomáceas. Com o intuito de mostrar que alguns índices diatómicos existentes e largamente usados na Europa também poderiam ser utilizados em Portugal foram realizados os primeiros estudos de diatomáceas de índole ecológico e como bioindicadores, em localidades na região central por investigadores da universidade de Aveiro (Almeida., 2001; Almeida & Gil., 2001).

Almeida & Gil., (2001), alertaram à importância de um conhecimento mais aprofundado das particularidades autoecológicas das diatomáceas de diferentes regiões geográficas de maneira a esclarecer mais rigorosamente as suas predileções. Segundo Novais *et al.*, (2011), a urgência em aumentar e expandir as informações acerca das comunidades de diatomáceas é grande, tendo seus trabalhos possibilitado um avanço considerável uma vez que foram realizados em áreas de estudo que foram também os do início da implementação da DQA em Algarve. Posteriormente outras áreas de Algarve vieram a ser contempladas com o estudo de caracterização do estado ecológico de rios por diatomáceas, aumentando dessa forma o número de locais amostrados.

As ameaças sobre os sistemas aquáticos têm vindo a crescer de forma exponencial e para ajudar na identificação de tais ameaças, índices de integridade biológica baseadas em diatomáceas vêm sendo desenvolvidos, sendo que alguns desses índices podem ser utilizados de forma a avaliar fatores específicos. De acordo com a CEN (2004), a eutrofização, a poluição orgânica, a salinidade e acidificação, são os fatores de stress que têm sido mais estudados utilizando índices diatómicos. Segundo Morais *et al.*, (2009), as causas abióticas de maior relevância que atingem a abundância e a composição das diatomáceas nos rios, são a matéria orgânica, os nutrientes, em especial o azoto e o fosforo, a Salinidade de o pH, embora fatores como a luz, a temperatura e o tipo de substrato estejam implicados na origem de alterações nas comunidades de diatomáceas.

Não obstante a sua potencialidade, alguns entraves ainda são notórios em relação à aplicação das diatomáceas como indicadores biológicas da qualidade da água, visto que situações de poluição de alta toxicidade não são fiavelmente detetadas e avaliadas pelos índices diatómicos e a identificação diatômica exige uma preparação taxonómica muito boa, pois deve ser feita até ao nível específico ou sub-específico (Oliveira *et al.*, 2007), e nos sistemas fluviais, posto que seus padrões de distribuição reagem a vários fatores (biogeografia, fatores bioquímicos e de interferência humana), a sua utilização também pode ser dificultada.

Se no início a grande parte dos índices foram elaborados para serem aplicados em áreas específicas, estudos decorrentes revelaram ser possível a sua aplicação de forma mais ampla (CEN., 2004).

Antes da seleção e aplicação de um índice em uma determinada área, é necessária a realização de uma avaliação prévia desse índice levando em consideração o conhecimento da autoecologia dos *taxa*, das condições físico-químicas da área de forma a melhor adequar o índice à região em estudo. É de extrema relevância que os *taxa* dominantes e subdominantes da região em estudo estejam representados no índice a ser aplicado, uma vez que estes são os que maiores contributos dão para o cálculo do índice (Morais *et al.*, 2009 e CEN., 2004).

Ao longo desses anos foram desenvolvidos em diversos países, muitos índices que servem de instrumento complementar na avaliação da saúde ecológica (Almeida., 2001; Rovira *et al.*, 2012). Temos por volta de 20 índices diatômicos na Europa, que de início foram elaborados para avaliação de nutrientes e poluição orgânica em rios, tendo vindo a ser ajustados alguns destes índices para satisfazer as condições impostas pela DQA no âmbito da avaliação do estado ecológico desses ecossistemas (Rovira *et al.*, 2012). Como exemplo de alguns desses índices (**Tabela 1**), temos:

Tabela 1: Lista Índices bióticos de diatomáceas mais aplicados a nível europeu

Índices Bióticos de Diatomáceas		
IPS	Métrica de sensibilidade específica à poluição	<i>Coste (1987)</i>
SLAD	Sládeček's poluição métrica	<i>Sladeczek (1986)</i>
DESCY	Métrica de poluição da DESCY	<i>Descy (1979)</i>
L&M	Leclercq e Maquet's poluição métrica	<i>Leclercq & Maquet (1987)</i>
SHE	Métrica trófica de Steinberg e Schiefele	<i>Steinberg & Schiefele (1988)</i>
WAT	Watanabe <i>et al.</i> métrica da poluição	<i>Lecointe et al. (2003)</i>

TDI	Métrica de diatomáceas tróficas	<i>Kelly & Whitton (1995b)</i>
EPI-D	Métrica de poluição baseada em diatomáceas	<i>DellUomo 1996)</i>
ROTT	Métrica Trófica	<i>Rott et al. (1999)</i>
IDG	Métrica genérica de diatomáceas	<i>Lecointe et al. (2003)</i>
CEE	Comissão para a métrica económica comunitária	<i>Descy & Coste (1991)</i>
IBD	Métrica de diatomáceas biológicas	<i>Prygiel & Coste (1999)</i>
IDAP	Índice Diatomique Artois Picardie	<i>Lecointe et al. (2003)</i>
UDP	Índice de diatomáceas Pampeanas	<i>Gomez & Licursi (2001)</i>

Segundo Luís, *et al.*, (2013) os índices de maior sensibilidade e melhores indicadores de contaminantes, sobre tudo contaminantes orgânicos são, o índice IPS, sendo também o índice utilizado em Portugal continental para os rios do Norte, juntamente com o índice da Comunidade Económica Europeia (CEE) para os rios do Sul (Morais *et al.*, 2009). Esses dois índices tencionam avaliar a poluição orgânica e inorgânica em detrimento da sensibilidade de cada *taxa* levando em consideração a resposta da comunidade de diatomáceas no seu todo (Almeida., 2001). Um outro índice é Índice Diatómico Biológico - BD (Prygiel & Coste., 2000).

Uma outra maneira de avaliar o estado ecológico são os modelos preditivos baseados em diatomáceas. Os modelos preditivos baseados em diatomáceas foram bem-sucedidos na região Mediterrânica (Feio *et al.*, 2009).

Ainda na tentativa de driblar as dificuldades do diagnostico morfológicos, Ballesteros *et al.*, (2020) num estudo realizado nos riachos do Equador, recorreram também à técnicas moléculas para tentarem determinar uma biblioteca de referência de código de barras para diatomáceas epilíticas com vasta distribuição geográfica, ecologia bem precisa e características que as possibilitem ser espécies bioindicadores fiáveis. Nessa mesma lógica estudos recomendam a criação de novos índices diretamente sobre dados moleculares que

integrasse dados dos parâmetros químicos da água, possibilitando sua aplicação tanto para testar como para calibrar os novos índices em desenvolvimento (Bailete *et al.*, 2019).

Mesmo sendo os sistemas de avaliação ecológicas para rios baseados em diatomáceas, beneficiados tanto a nível da composição taxionómica como abundância específica, e representem de forma clara o estado da qualidade da água, não se deve tomar a amostragem das diatomáceas como uma grandeza absoluta das perturbações do rio, sendo de extrema importância serem complementadas por outros indicadores de qualidade biológica, física e química, de maneira a se conseguir um sinal global de mudanças do ecossistemas e por consequência uma avaliação mais detalhada do estado ecológico do rio (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000; Oliveira *et al.*, 2007; Omar., 2010).

1.3.3 Vantagens da utilização de diatomáceas como indicadoras de estado ecológico

As diatomáceas têm tido um papel cada vez mais importância na avaliação do estado ecológico da água em rios e ribeiras, apresentando grandes vantagens relativamente a outros organismos devido a sua sensibilidade às mudanças nas condições ambientais e à facilidade da sua utilização como indicador do estado ecológico dos sistemas aquáticos (Stevenson *et al.*, 2010).

Atualmente elas são consideradas organismos modelo na avaliação da saúde ecológica de ambientes impactados por atividades antropogênicas (Pascual *et al.*, 2019) devido às suas características como por exemplo, sua curta duração de vida e sensibilidade a perturbações ambientais (Pandey *et al.*, 2017), vindo sendo amplamente utilizadas em estudos de eutrofização, acidificação, contaminação por metais e mudanças climáticas (Smol & Stoermer., 2010; Bennion & Simpson., 2011; Costa-Böddeker *et al.*, 2012).

Os parâmetros da comunidade de diatomáceas perifíticas, como densidade celular, biovolume, abundância relativa percentual, riqueza de espécies e índice de Shannon, são amplamente usados no monitoramento da qualidade da água. Estudo realizando levantamentos esporádicos de mudanças ambientais e ecológicas mostraram variações na diversidade de diatomáceas (Park *et al.*, 2012; Ryu *et al.*, 2014). As informações recolhidas utilizando comunidade de diatomáceas retratam a qualidade da água durante um determinado período de tempo. Uma vez que por apresentarem ciclos de vida homogêneos de curta duração e por se tratarem de organismos unicelulares, perante alterações ambientais no seu ecossistema o seu tempo de resposta é de poucos dias a cerca de um mês após a ocorrência das variações, pois elas se reproduzem muito rapidamente em comparação com

outros organismos indicadores do estado ecológico do sistema lótico como por exemplo os macroinvertebrados e os peixes (Blanco *et al.*, 2010; Soininen & Konnen., 2003).

As diatomáceas podem ser encontradas nos mais diversos habitats, estando por isso entre os organismos aquáticos mais ubíquos e com a habilidade de crescerem em abundância em toda extensão dos rios (Blanco *et al.*, 2010).

Em rios das regiões temperadas elas representam uma importante fonte nas cadeias alimentares de peixes e invertebrados (Luís *et al.*, 2013) sendo elas as principais produtoras primárias (Whitton *et al.*, 1991). Por essa razão elas respondem de forma muito sensível e rápida à presença de poluentes orgânicos (e.g. Kelly *et al.*, 2009; Pinheiro *et al.*, 2019), às alterações químicas, como mudanças nas concentrações de fosforo, azoto, nutrientes e sílica (e.g. Rosemond *et al.*, 1993). Muitas pesquisas têm demonstrado sua resposta às mudanças de temperatura (Morais *et al.*, 2009a), ao aumento da concentração dos metais pesados (e.g. Morin *et al.*, 2008) e da acidificação (Luís *et al.*, 2013). A qualidade da água afeta de forma direta a comunidade das diatomáceas, tanto na sua composição, como na sua abundância, uma vez que sua grande sensibilidade lhe permite responder rapidamente e de formas diferentes às diversas fontes de stress ambiental (Santos *et al.*, 2013; Pandey *et al.*, 2017; Tsoi *et al.*, 2017).

Mesmo perante a variedade de espécies e subespécies descritas até agora, relativamente à grande variedade de condições ambientais, cada uma delas apresentam seus limites de tolerância que lhe é particular (Blanco *et al.*, 2010). Desse modo, para as espécies mais comuns de diatomáceas existe um vasto leque de informação sobre os limites de tolerância (Lowe *et al.*, 1974). Ainda, segundo Morales *et al.*, (2009a) para diferentes regiões geográficas as diatomáceas apresentam exigências ecológicas parecidas. Para além da grande parte das espécies terem afinidades ecológicas bastante característico (Lowe., 1974).

As comunidades de diatomáceas são fáceis de estudar, uma vez que são de fácil amostragem e encontrados em qualquer parte do rio (da nascente até a foz), sobre diversos tipos de substratos, sendo que a característica particular da parede celular das diatomáceas permite a manter intacta durante o processo de amostragem. A preparação de lâminas definitivas para a análise de identificação/ classificação microscópica tem a vantagem de poderem ser armazenadas por anos e anos, para estudos decorrentes e possibilitando a troca de amostras entre os especialistas dessa área (Blanco *et al.*, 2010; INAG, I.P., 2008).

A observação da morfologia da frústula é a principal forma de identificação, podendo a sua análise ser feita exclusivamente por microscopia óptica e guias taxonômicos, sendo mesmo possível a sua identificação, relativamente fácil, ao nível das espécies. Mesmo existindo alguns casos de endemismo, como a maioria das espécies de diatomáceas possuem uma

vasta distribuição geográfica, permite o uso de muitos dos índices diatômicos, que por sua vez possibilita diversos estudos comparativos (Blanco *et al.*, 2010; Lowe., 1974). Dessa forma, os índices diatômicos possuem uma maior eficácia de identificação que outros índices bióticos, uma vez que se apoiam em extensos inventários que levam em conta, ao mesmo tempo, um grande número de *taxa* (Blanco *et al.*, 2010).

1.4 Principais fatores de degradação ambiental e seus efeitos nas comunidades de diatomáceas

A matéria orgânica é um dos fatores abióticos com maior importância quando se fala de aspetos que afetam a abundância e a composição das comunidades de diatomáceas nos rios (Tsoi *et al.*, 2017; Wing *et al.*, 2020), assim como a salinidade e o pH, também podem provocar mudanças, fazendo com que tal comunidade passe a ser constituída apenas pelas espécies resistentes às novas condições (Morais *et al.*, 2009).

Nutrientes como azoto (N) e fósforo (P) são considerados os limitantes primários para a produção de algas aquáticas por terem papéis bioquímicos específicos na estrutura e função celular (Mulholland & Webster., 2010). Um estudo realizado no Sudeste de Queensland demonstrou que a produtividade primária bêntica era limitada em grande parte pelo azoto, mas que pelo facto de algumas espécies serem beneficiadas pelo fosforo e outras pelo azoto, dando vantagem às espécies que estão num ambiente com excesso do nutriente que o favorece, torna difícil prever qual desses dois nutrientes limitará a diversidade dessa comunidade (Tsoi *et al.*, 2020).

Os efeitos das contaminações por metais nas comunidades de diatomáceas tem sido relatado em vários estudos. Tais contaminações tem origem, principalmente de escorrências mineiras. Segundo Luís *et al.*, (2013) a acidificação do meio teve como resposta a diminuição da diversidade da comunidade de diatomáceas, sendo que a crescente concentração de metais também tem se apresentado como agente de stress ambiental para essa comunidade.

Constatou-se que aumentando as concentrações de metais, comunidades de diatomáceas passaram a ser dominadas por espécies tolerantes, levando a uma brusca diminuição das espécies sensíveis e consequentemente à perda da diversidade nessas comunidades (Luís *et al.*, 2009), além de levar a deformações nas frústulas de algumas espécies, e um aumento na abundância de espécies de pequeno porte, levando ao desaparecimento de formas teratológicas (Cattaneo *et al.*, 2004; Morin *et al.*, 2008 e 2012; Luís *et al.*, 2013).

Fatores como a velocidade da corrente, a temperatura, a luz e o tipo de substrato são citados como outros possíveis promotores de variações nas comunidades de diatomáceas, segundo Morais *et al.* (2009), sendo que essas variações podem também ser desencadeados por parâmetros químicos (Falasco *et al.*, 2009).

Capítulo 2

2 Objetivos

O presente estudo teve como fim avaliar a qualidade da água no rio Ferreira no concelho de Gondomar, aplicando para tal as metodologias fundamentadas em conformidade com as recomendações e diretrizes da Diretiva-Quadro (DQA) da Água e usadas em Portugal.

Deste modo, o presente estudo teve como objetivos:

- Avaliação do estado ecológico (qualidade da água e da diversidade biológica) do Rio Ferreira, utilizando como organismo indicador as diatomáceas;
- Comparar a avaliação do estado ecológico do rio Ferreira já realizada em um estudo utilizando macroinvertebrados com a avaliação que será feita nesse estudo, utilizando as diatomáceas;
- Verificar se alguns dos índices diatômicos são complementares aos índices de Macroinvertebrados na avaliação da qualidade biológica.

Capítulo 3

3 Materiais e métodos

3.1 Caracterização e enquadramento Geral da Bacia Hidrográfica do Rio Ferreira

O rio Ferreira nasce em Paços de Ferreira a uma altitude de 550 m, no distrito do Porto, percorrendo aproximadamente 22,30 Km e desagua no Rio Sousa, no Concelho de Gondomar (Monteiro *et al.*, 2005; Gestão do plano da Região Hidrográfica da Região Demarcada do Douro – PGRH3 2016). Possui um módulo de 5,17 m³/s e uma inclinação de 0,89%, tem como principais efluentes os rios Eiriz e Carvalhosa (**Fig 1**). Esse rio para além de abarcar dois concelhos da área metropolitana do Porto (Gondomar e Valongo), abarca também regiões do Vale do Sousa, como os concelhos de Penafiel, Paredes, Lousada, Paços de Ferreira e Castelo da Paiva.

Apresentando uma área de aproximadamente 104,05 km², este rio mostra-se como o principal curso de água da bacia hidrográfica do rio Ferreira (PGRH3, 2016), existindo nessa região dois sistemas de tratamento de água residuais (ETAR), um localizado no concelho de Paços de Ferreira e o outro em Valongo.

No que tange à geologia o rio Ferreira situa-se principalmente encaixado em rochas de natureza granítica, com aproximadamente 310 a 290 milhões de anos, sendo que por toda extensão das margens dos rios a presença de depósitos aluvionares quaternários de idade holecénica, são abundantes. Em relação às litologias temos os aluviões, frequentes em áreas onde o rio se encaixa com as rochas graníticas e formadas, em grande parte, por areias mais grossas e cascalhos de idade holecénica, granitoides e rochas metassedimentares.

Uma parte do vale do rio Ferreira e da Serra de Santa Justa e Pias se encontram dentro da área do Parque Paleozóico de Valongo e estão localizadas na Zona Centro-Ibérica, uma das maiores unidades geológicas do Maciço Ibérico. Nesta região o encaixe dos vales, as encostas escarpadas e os numerosos afloramentos rochosos apresentam-se como aspectos orográficos relevantes. Os ventos dominantes do Nordeste, a elevada humidade do ar durante todo o ano e o regime de chuvas típico da região são os fatores climáticos mais importantes. A composição do solo, essencialmente xistos, é de crucial importância na composição de

distribuição das espécies vegetais. Em relação aos recursos minerais, a riqueza de minas e fojos apresenta igualmente uma função importante, sendo a Serra de Santa Justa (concelhos de Valongo e Gondomar), considerada uma das mais importantes explorações auríferas durante a ocupação romana. No Couto mineiro de São Pedro da Cova, a sul do Parque Paleozóico de Valongo centrou-se a exploração de carvão, iniciada no séc. XVIII e durando até por volta de 1994.

No que refere à hidrologia, o rio Ferreira (incluindo a bacia do rio Sousa) abarca uma área de 555 Km², apresenta uma precipitação média anual de 1582 mm, a evaporação potencial de 915 mm e um escoamento médio de 821 mm (INAG., 2001).

Quanto ao abastecimento de água no rio Ferreira, existem duas estações de tratamento de água destinadas ao consumo humano, sendo estas a ETAs de Lordelo, que fica em Paredes e é supervisionada pelo serviço de águas de Paredes e a ETA de Ferreira que fica em passos de Ferreira e é supervisionada pela empresa Águas do Douro e Paiva.

No contexto do processo de implementação da DQA, ao nível dos Estados-Membros, foram definidos quinze tipos de rios em Portugal (continente). Conforme o Instituto Português da Água (INAG), o rio Ferreira pertence aos “ribeiros de pequena dimensão do Norte” (área de captação: <100 km²) espelhando o clima do norte do país com altos valores de precipitação média anual (média: 1190,25 mm ± 357,80) e baixa temperatura média anual (média: 12,42 ° C ± 1,26) (INAG., 2008a).

Este rio percorre em rochas siliciosas (xisto, granito), exibindo uma atividade industrial considerável, sendo a atividade industrial a mais praticada, seguida pela agricultura (Monteiro *et al.*, 2005; INAG., 2008a).



Figura 1: Situação geográfica. Localização das bacias hidrográficas do rio Ferreira em Portugal Continental; Mapa da bacia hidrográfica do rio Ferreira e da distribuição dos pontos de amostragem no rio Ferreira (FR1 a FR6) (Adaptado da tese de doutoramento de Rodrigues C. M. M., 2018)

3.1.1 Poluição no Rio Ferreira

O rio Ferreira, no Plano de Bacia Hidrográfica do rio Douro, em 1999, foi classificado como “extremamente poluído” uma vez que as suas águas apresentavam um elevado nível de degradação e os impactos ocasionados estão diretamente ligados ao aumento demográfico da região, ao rápido crescimento nas atividades industriais assim como o aumento de áreas agrícolas. O aumento populacional na bacia do rio Ferreira vem acontecendo juntamente com um aumento da atividade industrial, agrícola, económico e social. A indústria têxtil, de calçado, de madeira e imobiliária, em conjunto com o crescimento de áreas para práticas agrícolas nessa região, foi na época, as principais fontes de poluição do rio Ferreira.

Atualmente as descargas oriundas da estação de tratamento de águas residuais – ETAR de Arreigada, tem agravado ainda mais o estado da qualidade da água no curso desse rio, uma vez que esta alcançou o seu potencial máximo de tratamento a nível hidráulico e a nível da carga orgânica tratada. Mostrando dessa forma a urgência da implantação de planos que

possibilitem revigorar a cobertura da rede de saneamento, aumentando a capacidade do tratamento (AMP & CIBIO 2009; Monteiro *et al.*, 2005; PGRH3., 2016).

No que tange à exploração de recursos minerais na região dos Vales do rio Ferreira, temos os vestígios de maior importância no Norte do País, as explorações auríferas durante a ocupação romana na Serra da Santa Justa (Concelho de Valongo e Gondomar). Em 1807 começaram de forma ativa as explorações de antimónio (sendo a sua ocorrência frequentemente associada ao ouro), atingindo o seu auge nas décadas de 1870-1980 e cessando a sua produção no início deste século. Entretanto, algumas minas continuaram com as suas atividades até por volta de 1971.

Ainda na Serra de Santa Justa e na sua encosta (Nordeste) podem ser observados vários fojos, destacando o Fojo das Pombas, o Fojo da Valéria e os Três Fojos Sagrados. Essa região conta ainda hoje com a presença de minas mais recentes, como é o caso das Minas de Vale do inferno e da Mina de Ribeiro da igreja (Couto & Dias., 2001).

3.1.2 Descrição dos pontos de amostragem

Segundo Cortes *et al.*, (1997), é muito difícil determinar perfeitamente as diretrizes da localização e constância da colheita das amostras de água, sendo que o número e a localização dos pontos de colheita podem ser definidos somente a partir das finalidades do estudo, da complexidade do meio físico e da existência de pontos de poluição.

Sendo que a avaliação dos resultados conseguidos depende do sucesso da amostragem, esta se torna uma etapa indispensável em todos os estudos biológicos. Os custos associados, tempo gasto e a falta de recursos são algumas das limitações que dificultam a realização de um grande número de amostragem a nível espacial e temporal, colocando em causa um melhor conhecimento do funcionamento de e ecossistema aquático em questão (De Magalhães., 1985).

A escolha dos locais de amostragem foi feita com base em na acessibilidade ao rio, a fonte de poluição (entrada da escorrência da mina de Santa justa no rio Ferreira). O local da amostragem foi em São Pedro da Cova. Depois de uma verificação em campo, os locais antes escolhidos foram definidos 3 pontos de amostragem (**Fig 2**).



Figura 2: Localização dos pontos de amostragem (Fonte: google maps).

Abaixo, segue-se a descrição mais ao pormenor de cada ponto de amostragem, afim de ajudar a melhor compreender os resultados dos parâmetros analisados para a caracterização da qualidade da água.

- **Ponto de Amostragem 1 – P1**



Figura 3: À montante do ponto de amostragem 1.



Figura 4: Ponto de amostragem 1

Código: P1

Descrição do Local: O ponto de amostragem 1 localiza-se na escorrência da mina de ferro de Santa Justa, antes de entrar em contato com o rio Ferreira, razão pela qual foi selecionada como ponto de amostragem. De salientar que às margens dessa escorrência encontram-se habitações com áreas agrícolas. A **Fig. 3** mostra a escorrência à montante do ponto de amostragem e a **Fig. 4** mostra o local exato da recolha de amostra.

▪ **Ponto de amostragem 2 – P2**



Figura 5: Ponto de amostragem 2

Código – P2

Descrição do Local: O ponto de amostragem 2 (**Fig 5**) se situa no exato local onde a escorrência da mina de ferro de Santa Justa entra em contato com o rio Ferreira. Esse ponto foi escolhido por ser o local a onde as duas águas se misturam.

▪ Ponto de amostragem 3



Figura 6: Ponto de amostragem 3

Código – P3

Descrição do local: O terceiro ponto de amostragem se situa mais à jusante do local da entrada da escorrência da minha no rio (**Fig 6**). Nesse ponto, até pouco tempo a população que habita ao redor praticava pescas artesanais para o consumo doméstico. No dia da amostragem verificou-se a presença de alguns peixes mortos nesse ponto, o que também influenciou na sua escolha como ponto de amostragem.

3.2 Frequência de Amostragem

As amostragens da água para os parâmetros físico-químicos e do material biológico para fitobentos – diatomáceas, foram feitas na primavera (no dia 14/04/2021) e no verão (no dia 14/06/2021), atendendo a regime de caudal e condições climáticas propícios à aplicação dos métodos predefinidos pelo INAG (INAG., 2008), pois segundo a mesma a amostragem de diatomáceas nunca deve ser realizada sob a influência de cheias e é necessário esperar até que o caudal esteja estável, uma vez a *taxa* de crescimento celular destas algas é mais

baixa durante o período de cheias, podendo assim apresentar uma menos resposta às alterações nas condições ambientais. Foi realizada uma amostragem para cada um dos parâmetros acima referidos em cada uma das estações mencionadas, tendo cada amostra três replicas (250 ml para cada replica das amostras de diatomáceas e 1,5 L para cada replica das amostras para os parâmetros físico-químicos) para cada ponto de amostragem.

3.3 Qualidade do Habitat

Com o propósito de identificar as alterações antropogénicas de afetam as áreas em estudo, foram utilizados os índices que avaliam a qualidade do habitat físico (*in situ*). Esses índices são: o índice de Avaliação Visual de Habitat (VHA) (Barbour *et al.*, 1999), o índice de Qualidade do Canal (GQC) (Cortes *et al.*, 1999) e o índice de Avaliação da Qualidade da Floresta Ciliar (QBR) (Munné *et al.*, 1998).

Os resultados desses índices podem ser relacionados aos resultados dos parâmetros físico-químicos da água e dos indicadores biológicos da qualidade da água, possibilitando assim uma avaliação da qualidade de habitat mais completa, e credível.

3.3.1 Avaliação Visual de Habitat (VHA) (Barbour *et al.*, 1999)

O índice VHA permite analisar o potencial de uma dada área para sustentar a vida aquática, através de um método rápido e de fácil aplicação, executada numa extensão de 100m de rio. Foi criado pela Agência de Proteção Ambiental, sendo que neste índice, os parâmetros a analisar dependem do tipo de curso de água que está em estudo (curso de água de baixo gradiente ou curso de água de alto gradiente). O rio Ferreira, objeto deste estudo é classificado como um curso de água de baixo gradiente (Barbour *et al.*, 1999).

Para cálculo do valor do índice VHA foi preenchida uma tabela (anexo **Figs I, II e III**), na qual são marcados dez parâmetros relacionadas à estrutura do habitat, sendo estas: 1- A capacidade do substrato para acomodar a epifauna; 2- A caracterização do substrato do tanque; 3- A variabilidade do tanque; 4- A deposição de sedimentos; 5- O estado do fluxo do canal; 6- As alterações do canal; 7- A sinuosidade do Canal; 8- A estabilidade da margem; 9- A proteção vegetativa da margem e 10- A largura da zona vegetativa ribeirinha.

Um conjunto de valores que variam entre 20 (ótimo) até 0 (pobre), foram atribuídas para cada parâmetro. No final foram somados os valores obtidos em cada parâmetro para estipular a pontuação final, que deve variar entre 0 a 200, representando este a cinco classes de qualidade (Rodrigues., 2010).

3.3.2 Qualidade do Canal (GQC) (Cortes *et al.*, 1999)

Este índice é feito a partir de um estudo visual de alguns parâmetros, a fim de analisar o estado morfológico de uma parcela do canal, identificando onde existe uma maior ou menor perturbação do leito e das margens do rio. Esses parâmetros são: 1- A presença de estruturas de retenção, 2- A largura e profundidade do canal, 3- O tipo de substrato, 4- A estrutura da margem, 5- Alterações artificiais das margens, 6- A heterogeneidade do canal, 7- Estrutura do leito e 8- Deposição de finos intersticiais (anexo **Figs IV e V**).

A soma dos valores obtidos em cada um dos parâmetros varia entre ≤ 13 (canal completamente alterado) e ≥ 31 (canal inalterado/ estado natural), sendo que cada valor reflete uma classe de qualidade física da parcela do canal (anexo **Fig. VI**). Para cada parâmetro existem quatro níveis de degradação, equivalendo à pontuação mínima ao cenário de maior impacto.

3.3.3 Avaliação da Qualidade da Floresta Ciliar (QBR) (Munné *et al.*, 1998)

Tendo já sido aplicado com sucesso em rios de Portugal (Bio *et al.*, 2011; Carvalho.,2008, Carvalho *et al.*, 2011), o índice da Qualidade da Floresta Ciliar, também conhecido como índice da Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR) possibilita analisar de forma eficaz e simplificada, o estado de conservação da zona ribeirinha a partir da classificação da composição e estrutura do corredor ribeirinho. Ele leva em consideração o tipo morfológico da zona ribeirinha, visto que determina o potencial de suporte da vegetação. Este método apoia-se em quatro componentes: ¹Cobertura vegetal, ²Estrutura da cobertura vegetal, ³Qualidade da cobertura e ⁴Alterações no canal do rio (anexo **Figs VII e VIII**).

Este índice é calculado em parcelas de 100m em conjunto com as margens. Finalizando a análise, soma-se os valores dos quatro índices, sendo o resultado final um valor que varia entre 0 a 100. Neste caso existem cinco classes de qualidade de habitat ripícola (anexo **Fig. IX**), representando de “Excelente” a “Mau”, que também equivalem às classes sugeridas pela DQA (Munné *et al.*, 2003; INAG., 2009).

3.4 Parâmetros Físico-químicos

A identificação e quantificação das características abióticas do habitat, segundo Cortes *et al.*, (1991), é feita a partir das análises dos elementos físico-químicos, uma vez que tais elementos se encontram intrinsecamente relacionados com a diversidade, produtividade e valores de composição dos elementos biológicos.

A análise desses elementos permite ao mesmo tempo identificar e quantificar os níveis de nutrientes, pesticidas, metais, substâncias radioativas (Oliveira., 2007), existentes nos compostos nas amostras, relacionando os seus efeitos às problemáticas ambientais, possibilitando dessa forma entender os processos que ocorrem no ecossistema (Parron *et al.*, 2011). Daí a relevância das análises dos parâmetros físico-químicos nos processos de monitorização da qualidade da água.

O protocolo de avaliação dos parâmetros físico-químicos (**Tabela 2**) utilizado neste trabalho baseou-se nas normas da diretiva 2000/60/CE, uma vez que a DQA antecipa que os parâmetros físico-químicos deveriam consistir em três classes de qualidade, “o razoável, o bom e o excelente” (INAG., 2009, DQA., 2000). Da mesma forma uma tabela de classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas propriedades de qualidade para usos múltiplos, normalizada pelo INAG (2004) foi utilizada para comparar os resultados obtidos no presente trabalho aos termos globais.

Tabela 2: Parâmetros físico-químicos analisados, metodologia de determinação e unidades

	Parâmetros	Unidades	Meio de Determinação
Parâmetros determinados <i>in situ</i>	Temperatura da água	C°	
	pH	Escala de Sorensen	HI9828 Sonda Multiparamétrica da Hanna Instruments
	Saturação de Oxigénio	mg /l	
	Nitratos (NO ₃ ⁻)	mg/l	Fotómetro Multiparâmetros de bancada da série C-

Parâmetros determinados no laboratório	Nitritos (NO_2^-)	mg/l	214 da Hanna Instruments
	Amónia (NH_4^+)	mg/l	
	Fosforo Total (P)	mg/l	
	Sólidos suspensos	mg/l	
	CBO5	mg/l	Determinação do oxigénio dissolvido antes e após 5 dias de incubação a 20°C, ao abrigo da luz com uma sonda HI 9142 da Hanna Instruments
	CQO	mg/l	Fotómetro Multiparâmetros de bancada da série C- 214 da Hanna Instruments
	Sílica	mg/l	Spectroquant Multy

A seleção dos parâmetros físico-químicos a analisar no presente trabalho teve em consideração a natureza da poluição a que as águas do rio Ferreira se encontram sujeita, em especial a contaminação proveniente da escorrência da mina de ferro de Santa Justa. Por conseguinte avaliamos a temperatura da água, o teor de Oxigénio dissolvido e o pH *in situ* em cada ponto de amostragem, utilizando uma sonda multiparamétrica. Em garrafas de 1,5L devidamente etiquetados com o local, a data e a equipe de recolha, recolheu-se amostras de água em cada ponto de amostragem para posterior análise em laboratório para a determinação de carência bioquímica de oxigénio (CBO5), carência química de oxigénio (CQO), nitratos, nitritos, amoníaco, fosfatos, e sólidos suspensos. Foram feitas 3 réplicas para cada ponto de amostragem. As garrafas com as amostras foram transportadas numa caixa térmica para laboratório para determinação dos parâmetros acima referidos, de acordo com a APHA., (1992).

3.5 Amostragem da comunidade de Fitobentos – Diatomáceas

Este trabalho tem como principal objeto de estudo as diatomáceas perifíticas, em específico as comunidades epilíticas, cujo seu habita são as superfícies de pedras e/ou material rochoso. Segundo Oliveira., (2007), existem diversos métodos de estudo de comunidades de diatomáceas, sendo que estas variam de acordo com a finalidade do estudo. Os métodos de identificação taxonómica dos espécimes e a contagem de valvas é o mais indicado para estudos ecológicos, em que se tenciona conhecer, analisar e classificar as populações de diatomáceas.

Seguindo o protocolo de amostragem da INAG., (2008), a colheita de diatomáceas epilíticas foi realizada raspando as superfícies de pedras que se encontravam submersas no leito do rio, em pontos de fluxo agitado e não ensombrados, a aproximadamente 10 a 30 cm de profundidade.

O substrato escolhido foram as pedras por serem os mais indicados, não somente por estarem quase sempre presentes ao longo dos rios, mas também pela facilidade e rapidez de amostragem, por serem facilmente colonizadas e por geralmente existirem um grande número de células na sua área de amostragem (Almeida., 2008). Escolheu-se, ao acaso, entre 4 a 5 pedras e realizou-se a raspagem da face colonizada com auxílio de uma escova de dentes dura para o interior de um tabuleiro, lavando o material raspado com água limpa do rio. Após homogeneizar a mistura, verteu-se para o interior dos frascos de 250 mL (para cada ponto de amostragem foram recolhidas três réplicas, ou seja, três frascos de 250 mL, uma para cada réplica), tendo em sido em seguida adicionado algumas gotas de fixador (Lugol). Finalmente procedeu-se à etiquetagem dos frascos com a data e o local da amostragem e acondicionou-se nem uma mala térmica para posterior tratamento e análise das amostras em laboratório.

3.5.1 Tratamento laboratorial das amostras de Diatomáceas

O tratamento das amostras de diatomáceas inclui a remoção do fixador, a oxidação da matéria orgânica celular e a montagem de preparações definitivas para observação microscópica INAG., (2008).

Para a remoção do fixador (lugol) precedeu-se a centrifugação de 125 mL de cada réplica, distribuídas em tubos de ensaio, a 1500 rpm durante 5min. Em seguida, eliminou-se o sobrenadante e adicionou-se água destilada e voltou-se a centrifugar. Depois voltou-se a

repetir esse procedimento por 3 vezes até a amostra se mostrar límpida, sem resíduos de fixador.

Com as amostras já limpas, prosseguiu-se com a oxidação da matéria orgânica, utilizando o ácido nítrico (HNO_3) concentrado, com o objetivo de eliminar todo o conteúdo celular. Para tal, retirou-se cerca de 2 ml da amostra para um tubo de centrifuga e adicionou-se 9 ml de ácido nítrico, seguido de alguns cristais de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) e agitou-se cuidadosamente até completa dissolução dos cristais do dicromato de potássio. Deixou-se a mistura oxidar por 24 horas a temperatura ambiente.

Depois de 24 horas concentraram-se as amostras oxidadas, centrifugando-as por 5 min a 1500 rpm. Depois eliminaram-se os sobrenadantes e juntaram-se água destilada e centrifugaram novamente, repetindo esta lavagem por 3 vezes.

Com a suspensão final de cada amostra seguiu-se então à montagem das lamina definitivas utilizando naphrax. Para cada amostra foram preparadas duas lamina, etiquetadas com a data e o local da amostragem.

3.5.2 Identificação taxionómica e quantificação

A identificação das amostras de diatomáceas foi executada num microscópio ótico, equipado com lente de imersão (100x), com uma ocular de micrómetro. Nas amostras de diatomáceas em estudo, a identificação taxonómica foi feita até ao limite mais baixo possível, tendo sido na maioria dos casos até à espécie ou variedade com base nas chaves de identificação de Krammer & Lange-Bertalot., (1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000) e Germain, H., (1981). Em cada réplica, a quantificação manteve-se sempre acima de 400 valvas (isso quando os números de valvas presentes o permitissem), conforme as recomendações do protocolo de amostragem e análise para o Fitobentos – Diatomáceas (INAG., 2008). De ressaltar que no decorrer da identificação excluiu-se a contagem de organismos fragmentados ou que não se encontravam inteiros, a fim de diminuir as identificações enganosas, e percorrendo a lamina com devida atenção e cuidado para evitar a contagem repetida do mesmo campo.

3.6 Tratamento de dados

Para tratamento de dados obtidos do estado dos ecossistemas aquáticos, são transformados em valores de fácil interpretação, para isso foram calculadas métricas de avaliação biológica (Karr, J. R., 1999), sendo que estas métricas se apoiam na hipótese de

que a estrutura e o funcionamento das comunidades biológicas constituintes dos ecossistemas aquáticos, são afetadas por qualquer alteração física, química e/ou biológica, podendo estes efeitos se manifestarem de diversas formas, dependendo na natureza dessa alteração.

As métricas normalmente são exclusivas, ou seja, vai depender da natureza da degradação. Sendo classificadas conforme o tipo de característica que avaliam. Sendo assim, o propósito é a utilização de diferentes métricas afim de associar as informações conseguidas sobre os diferentes elementos das comunidades aquáticas (Barbour *et al.*, 1999).

Uma vez que nos ecossistemas fluviais são vários os tipos de técnicas de biomonitorização utilizadas hoje em dia, a escolha da técnica mais adequada está sujeita ao tipo de questões em abordagem e dos meios disponíveis. Sendo assim, os índices bióticos, os índices de diversidade e equitabilidade, as abordagens multivariadas e as abordagens multimétricas, apresentam-se como alguns dos potenciais métodos de biomonitorização (Li *et al.*, 2010).

3.6.1 Índice de Diversidade e Equitabilidade

Segundo Melo., (2008), o conhecimento da diversidade de espécies de uma determinada região é primordial para a compreensão do ecossistema, sendo por isso importante saber o número de espécies, o número de indivíduos por espécie e resumindo essas informações por meio do cálculo de índices de diversidade (Washington., 1984). O índice de diversidade reflete tanto a distribuição das espécies, como a relevância de cada um deles no ecossistema (Branco., 2008), uma vez que ele enquadra a equidade, que reflete a forma como as abundâncias se encontram distribuídas pelas diferentes espécies da comunidade, e a riqueza de espécies, que corresponde ao número de espécies de uma comunidade (Melo., 2008).

Segundo Pereira., (2012), a diminuição do valor do índice de diversidade aponta para a existência de uma competição entre espécies, havendo nessa área uma menor diversidade, enquanto que um aumento no valor deste índice aponta para uma maior diversidade, ainda que o número de indivíduos por espécies seja reduzido. Ou seja, os índices de diversidade dependem do número de espécies encontrados, assim como do número de indivíduos por espécie.

Embora os índices de diversidade apresentarem a vantagem de serem sem dimensão, quantitativos e, de certo modo, independente do esforço amostral (Metcalf., 1989; Melo., 2008), esses índices têm como pontos negativos, o facto de não levarem em consideração o tipo de organismos presentes e a sua capacidade de adaptação às mudanças no ecossistemas aonde se encontram; o facto de, na maioria das vezes, serem restritos a casos

de comparação, e o valor conseguido para uma comunidade não possibilita saber com precisão a natureza da comunidade em estudo (Melo., 2008; Segnini., 2003).

Para esse trabalho foram utilizados o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e o índice de Equitabilidade de Pielou (E).

3.6.2 Índice de diversidade de Shannon-Wiener (1949)

Na quantificação da diversidade de espécies em pesquisas ecológicas o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é bastante utilizado, sendo este dependente da riqueza de espécies de uma certa comunidade (Begon *et al.*, 1996).

Esse índice pode ser obtido aplicando a seguinte formula:

$$H' = - \sum P_i \cdot (\ln P_i)$$

Sendo: $P_i = N_i / N$

P_i = abundância Relativa

N_i = número de indivíduos do grupo taxonómico i ;

N = número total de indivíduos

$\ln$ = logaritmo neperiano

3.6.3 Índice de Equitabilidade de Pielou (E)

O índice de equitabilidade de Pielou possibilita retratar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies presentes num determinado ecossistema, sendo este calculado a partir do índice de diversidade de Shannon-Wiener. Ele pode ser quantificado entre 0 e 1 (Pielou., 1969).

Esse índice pode ser obtido aplicando a seguinte formula:

$$E = H' / \ln(N)$$

H' = índice de diversidade

N = número total de indivíduos

$\ln$ = logaritmo neperiano

3.6.4 Comunidade de Diatomáceas Bentónicas

Grande parte das metodologias aplicadas para avaliar a qualidade ecológica das massas de água superficiais, utilizando diatomáceas bentónicas, são baseados na determinação de índices. Segundo Luís, *et al.*, (2013) o índice IPS é um dos índices de maior sensibilidade e um dos melhores indicadores de contaminantes, sobre tudo contaminantes orgânicos, sendo também o índice utilizado em Portugal continental para os rios do Norte. Este índice tenciona avaliar a poluição orgânica e inorgânica em detrimento da sensibilidade de cada *taxa* levando em consideração a resposta da comunidade de diatomácea no seu todo, provém diretamente do Índice de Descy (Descy., 1979) que sugeriu um índice para avaliar estes tipos de poluição, tendo se tornado o IPS o índice mais recomendado para a monitorização rotineira da qualidade da água em Portugal (Almeida., 2001).

Fundamentada na fórmula de Zelinka & Marvan., (1961) derivada do sistema saprobic, o cálculo deste índice dá-se a partir da seguinte equação:

$$IPS = \frac{\sum A_j \cdot v_j \cdot i_j}{\sum A_j \cdot v_j}$$

A_j = abundância relativa da espécie j ;

v_j é o seu valor indicativo ($1 \leq v_j \leq 3$);

i_j é a sua sensibilidade à poluição ($1 \leq i_j \leq 5$).

O resultado final desse cálculo são valores compreendidos entre 1 e 5, que serão posteriormente transmutados para valores compreendidos entre 1 e 20, utilizando a fórmula abaixo:

$$IPS_1 = 4,75 \times IPS - 3,75$$

Levando em consideração os níveis de qualidade procedente do exercício de intercalibração da INAG (2009), os valores do IPS_1 foram classificados como: Excelente ($\geq 18,43$), Bom (entre $\geq 13,87$ e $< 18,43$), Moderado (entre $\geq 9,31$ e $< 13,87$), Medíocre (entre $\geq 4,56$ e $< 9,31$) e Mau ($< 4,56$).

Para o cálculo do Rácio de Qualidade Ecológico (RQE) utilizou-se cada um dos valores obtidos para o IPS nas diferentes estações, em cada um dos pontos amostrados, e dividiu-se pelo valor de referência relativo ao nosso tipo de rio (**tabela 3** – porção circulado a verde) – no nosso caso é um rio que se enquadra na categoria de Rios de Norte de Pequena Dimensão (INAG., 2009). Dessa forma pode classificar-se cada ponto de acordo com o rácio de Qualidade Ecológica obtido.

Tabela 3: Valores de referência para tipos de rios e valores-limite entre classes de qualidade no EQR para o Índice de Sensibilidade à Poluição (IPS) - adaptado de INAG 2009

Tipos de Rios	Índice adoptado	Valor de Referência	Exc./Bom (RQE)	Bom/Raz. (RQE)	Raz./Med. (RQE)	Med./Mau (RQE)
Rios Montanhosos do Norte	IPS	17.80	0.97	0.73	0.48	0.24
Rios do Norte de Pequena Dimensão	IPS	19.10	0.98	0.74	0.49	0.25
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	IPS	19.10	0.98	0.74	0.49	0.25
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	IPS	18.15	0.93	0.70	0.47	0.23
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	IPS	18.15	0.93	0.70	0.47	0.23
Rios de Transição Norte-Sul	IPS	18.70	0.95	0.71	0.47	0.24
Rios do Litoral Centro	IPS	17.40	0.99	0.74	0.50	0.25
Rios do Sul de Pequena Dimensão	CEE	17.70	0.98	0.73	0.49	0.24
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	CEE	17.70	0.98	0.73	0.49	0.24
Rios Montanhosos do Sul	IPS	18.70	0.95	0.71	0.47	0.24
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	CEE	17.00	0.92	0.69	0.46	0.23
Calcários do Algarve	CEE	17.70	0.98	0.73	0.49	0.24

Um outro índice muito utilizado é o IBD. Este índice foi criado para estudos em águas correntes, podendo também ser aplicado na avaliação da qualidade biológica de uma dada estação e estudar a evolução temporal da sua qualidade biológica; analisar a evolução espacial da qualidade biológica de um curso de água e avaliar os efeitos de um distúrbio sobre o meio (Prygiel & Coste., 2000).

Para o cálculo deste índice [IBD], é necessário calcular em % a abundância de cada táxon emparelhado acumulando os casos dos *taxa* associados, eliminar os *taxa* emparelhados que apresentem uma abundância inferior aos valores limiares, calcular de seguida a frequência

ponderada da comunidade estudada para cada uma das sete classes da qualidade da água utilizando a seguinte fórmula:

$$F(i) = \frac{\sum_{x=1}^n A_x \cdot P_{x(i)} \cdot V_x}{\sum_{x=1}^n A_x \cdot Vi_x}$$

A_x – é a abundância do taxon emparelhado X (%)

$P_{x(i)}$ – é a probabilidade de presença do taxa emparelhado X para a classe de qualidade de água;

V_x – é o valor indicador do taxon emparelhado X;

n – é o número de taxa emparelhados/retidos após aplicação dos valores limiares.

3.7 Análise de Dados / Análise Estatística

Os testes estatísticos foram feitos com uma significância de 0,01 ($P = 0,01$).

Primeiramente, foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA), a onde se fez o teste de homogeneidade e de efeitos entre sujeitos, seguida pelo teste de comparações múltiplas (HSD) Tukey para verificar as diferenças específicas entre os pontos de amostragem.

Para analisar a relação entre os parâmetros físico-químicos e as comunidades de diatomáceas, foi realizada uma regressão dos mínimos quadrados parciais (PLS) utilizando o Estatística 13. Esta técnica multivariada é generalista e associa características da análise de componentes principais, em estudo, e da regressão múltipla. Quando se tenciona descrever uma variável y (diatomáceas) em função de várias variáveis x (parâmetros físico-químicos) fortemente colineares ou mesmo linearmente relacionadas, regressão PLS é particularmente útil (Tenenhaus, M *et al.*, 1995).

A análise PLS, feita joga com 2 matrizes e procura em cada dimensão o eixo com a máxima covariância entre as duas matrizes.

O cálculo dos índices diatómicos - Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e Índice de Equitabilidade de Pielou, Índice de Sensibilidade Específica à Poluição (IPS) e Índice Biológico de Diatomáceas (IBD) - foram feitos no programa OMNIDIA 5.5.

Capítulo 4

4 Resultados & Discussão

4.1 Avaliação da Qualidade do Habitat

A fim de dar uma ideia eficaz da qualidade do habitat físico dos locais de amostragem, foram criados gráficos com os locais de amostragem e os resultados da Avaliação do Habitat Visual (VHA), dos Índices de Qualidade da Floresta Ciliar (QBR) e do Índice de Qualidade do Canal (GQC) (**Figs 7, 8 e 9**), e montada uma tabela com os valores obtidos para cada um destes índices, com as cores correspondentes às classes de qualidade dos dois últimos índices (**Tabela 4**).

A **Fig. 7**, abaixo representada, traduz os resultados espaço-temporais do Índice de Avaliação do Habitat Visual (VHA) (Barbour *et al.*, 1999). O ponto 3 foi o que atingiu as maiores pontuações deste índice, tanto no verão (106) como na primavera (93) apontando este como sendo o ponto de amostragem com as características mais naturais, apresentando assim um maior potencial para suportar a vida aquática. Em seguida temos o ponto 2, nomeadamente o verão (74) e a primavera (67), tendo o ponto 1 alcançado os valores mais baixos tanto no verão (36) como na primavera (30) traduzindo este ponto como sendo o ponto com as características mais alterados/ menos naturais.

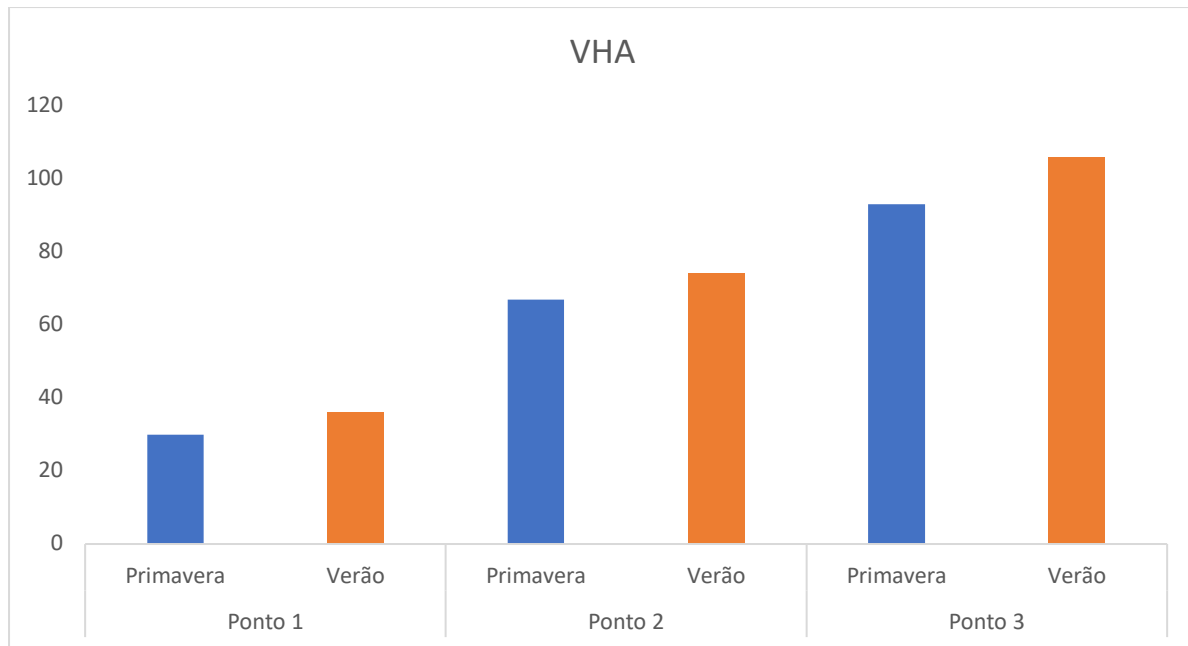


Figura 7: Alteração espaço-temporal do índice de Avaliação do Habitat Visual – VHA (Barbour *et al.*, 1999).

Em relação ao índice de avaliação da qualidade do canal (GQC) (Cortes *et al.*, 1999) - **Fig. 8**, o ponto 3 foi o que apresentou maiores pontuações (primavera – 28 e verão – 30) alcançando assim o status de canal ligeiramente perturbado, enquanto o ponto 1 alcançou o status de canal completamente alterado, devido ao facto do canal ter sido completamente modificado (dos dois lados) por obras de natureza humana com as pontuações mais baixas em relação aos outros pontos em ambas as estações (Primavera - 11, verão – 12). Já o ponto 2 alcançou o status de canal com início de alteração significativa por ter atingido a pontuações entre os 20 a 25 (21 pontos tanto na primavera como no verão).

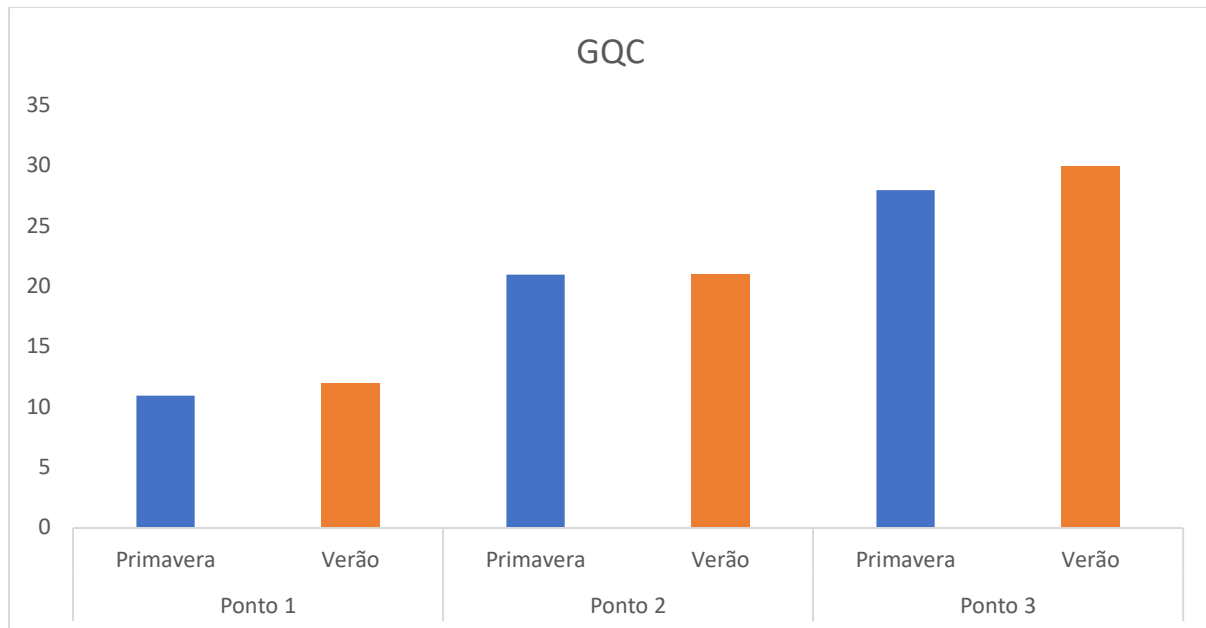


Figura 8: Alteração espaço-temporal do índice de avaliação da qualidade do canal (GQC).

As pontuações do índice de Avaliação da Qualidade da Floresta Ciliar (QBR) (Munné *et al.*, 1998) – **Fig. 9**, revelaram que no verão do Ponto 2, assim como no do ponto 3, foram avaliados como tendo uma boa qualidade, embora apresentassem ligeiras perturbações com suas pontuações igualadas em (75). Em contrapartida a primavera de ambos os pontos (2 e 3) foram classificados como tendo uma fraca qualidade. No que se refere ao Ponto 1, foi avaliada com tendo uma má qualidade em ambas as estações.

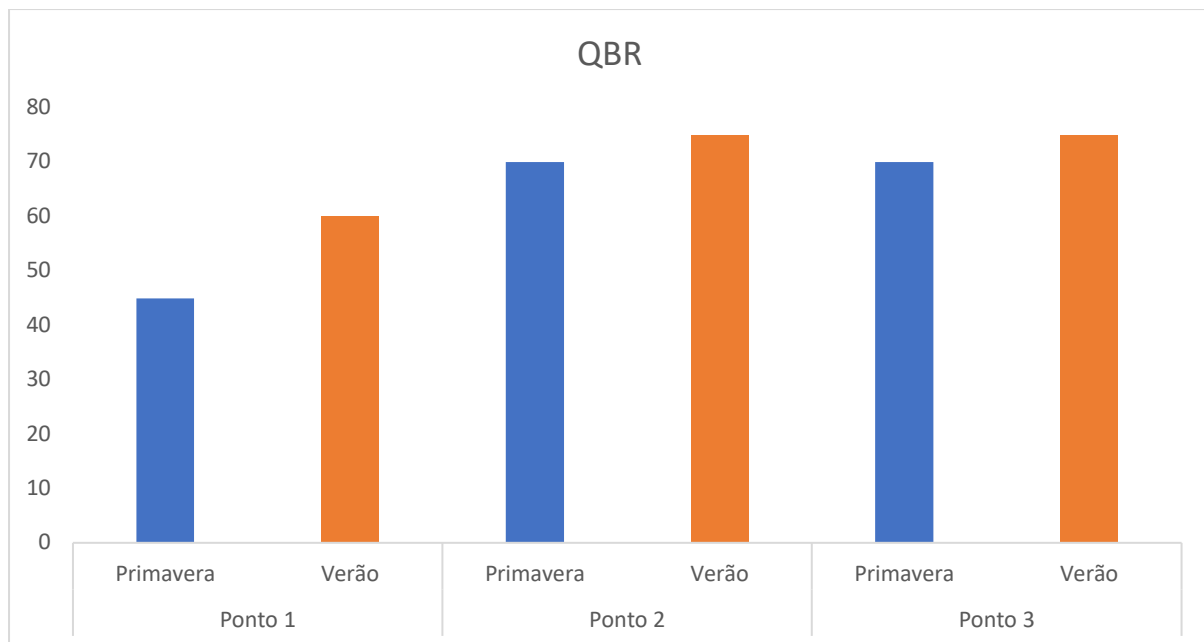


Figura 9: Alteração espaço-temporal do índice avaliação da Qualidade da Floresta Ciclar (QBR).

De uma forma geral, pode-se explicar os resultados obtidos nos índices de qualidade do habitat levando em consideração a localização do trecho do rio a onde foram feitas as amostragens, que é um lugar rodeado por habitações e pequenos terrenos de prática de agricultura (hortas) tendo por isso o canal do rio sofrido algumas modificações antropogénicas, sendo estas modificações mais acentuadas em alguns pontos. No caso do ponto 1, este não possui margem, mas sim duas grandes paredes (uma em cada lado) em pedra e betão (**Fig. 10**). Ou seja, foi completamente modificado por ser o canal que leva a escorrência da mina de Santa Justa a descarregar diretamente no rio Ferreira. Por não possuir uma margem, os sedimentos trazidos pelas escorrências e pela chuva se acumularam ao pé das paredes, dando suporte ao crescimento limitado da cobertura vegetal (que no verão se mostrou mais densa) mas não o suficiente para formar um corredor ribeirinho.



Figura 10: Imagem do canal de escoamento da mina de santa justa no rio Ferreira mostra a variação da qualidade do habitat no ponto de amostragem 1. A vista da esquerda mostra a situação do ponto 1 na primavera, enquanto a vista de direita mostra a situação do ponto 1 no verão.

Já no ponto 2, a cobertura vegetal cresceu sobre os sedimentos acumulados do lado esquerdo da parede (**Fig. 11**), seguida de um pequeno dique construído de pedras. Do lado direito embora neste ponto já se nota a presença da uma pequena margem entre o rio e a parede em que na primavera pouca cobertura vegetal se notava, mas no verão a cobertura vegetal em ambos os lados deste ponto eram maiores.



Figura 11: Imagens mostrando a variação da qualidade do habitat no ponto de amostragem 2. A vista da esquerda mostra a situação do ponto 2 na primavera, enquanto a vista de direita mostra a situação do ponto 2 no verão.

O ponto 3 apresenta uma grande margem do lado direito, constituído por pedras e sedimentos e é aonde foi encontrada a melhor zona ribeirinha constituídas por espécies autóctones em comparação aos outros pontos de amostragem (**Fig. 12**). Nesse ponto constatou-se a presença de pequenos ilhéus no meio do rio durante a primavera, mas que no verão haviam sido completamente submersas pela subida do nível do rio (por ocorrências das chuvas) assim como uma boa parte da margem, principalmente a da direita. Neste ponto o substrato do leito é constituído sobretudo por pedras e na margem esquerda o sedimento dá lugar a pedras de grandes dimensões com uma vegetação de maior porte que se estende ao longo da margem esquerda.



Figura 12: Imagens mostrando a variação da qualidade do habitat no ponto de amostragem 3. A vista da esquerda mostra a situação do ponto 3 na primavera, enquanto a vista de direita mostra a situação do ponto 3 no verão.

A **tabela 4** representa trecho do rio onde estão localizados os pontos de mostragem com os seus respetivos resultados dos índices da Avaliação da Qualidade da Habitat, nomeadamente o da Avaliação Visual de Habitat (VHA) (Barbour *et al.*, 1999), o da Qualidade do Canal (GQC) (Cortes *et al.*, 1999) e o da Avaliação da Qualidade da Floresta Ciliar (QBR) (Munné *et al.*, 1998), ilustradas com as cores equivalentes às classes de qualidade.

Tabela 4: Apresentação dos pontos de amostragem e seus respetivos resultados dos índices VHA, QBR e GQC, com cores correspondentes às classes de qualidade dos dois últimos índices (QBR e GQC)

Estação	Pontos de Amostragem	VHA	QBR	GQC
Primavera	Ponto 1	30	45	11
	Ponto 2	67	70	21
	Ponto 3	93	70	28
Verão	Ponto 1	36	60	12
	Ponto 2	74	75	21
	Ponto 3	106	75	30

4.2 Parâmetros Físico-químicos

4.2.1 Temperatura

A temperatura é um dos parâmetros que influenciam todas as reações químicas, bioquímicas e processos biológicos. Nos rios a temperatura da água tem uma maior taxa de variação do que em lagoas, lagos ou albufeiras (sistemas lênticos), entretanto, seja qual for o meio aquático em questão, há um ciclo diário e um ciclo sazonal de temperatura que influenciam de forma ampla a vida aquática (cortes *et al.*, 1997).

A temperatura da água age monitorando a distribuição e multiplicação de espécies diferentes de fitoplâncton, entre as quais as diatomáceas, tendo um impacto indireto na produção dos mesmos, por meio do seu papel no fornecimento de nutrientes aos organismos a nível eufótico pela movimentação e mistura das águas (Branco., 2008). Ainda Bennion, H. & Simpson, G.L., (2011) demonstraram que a temperatura apresenta uma grande influencia na distribuição das comunidades de diatomáceas nos sistemas lênticos.

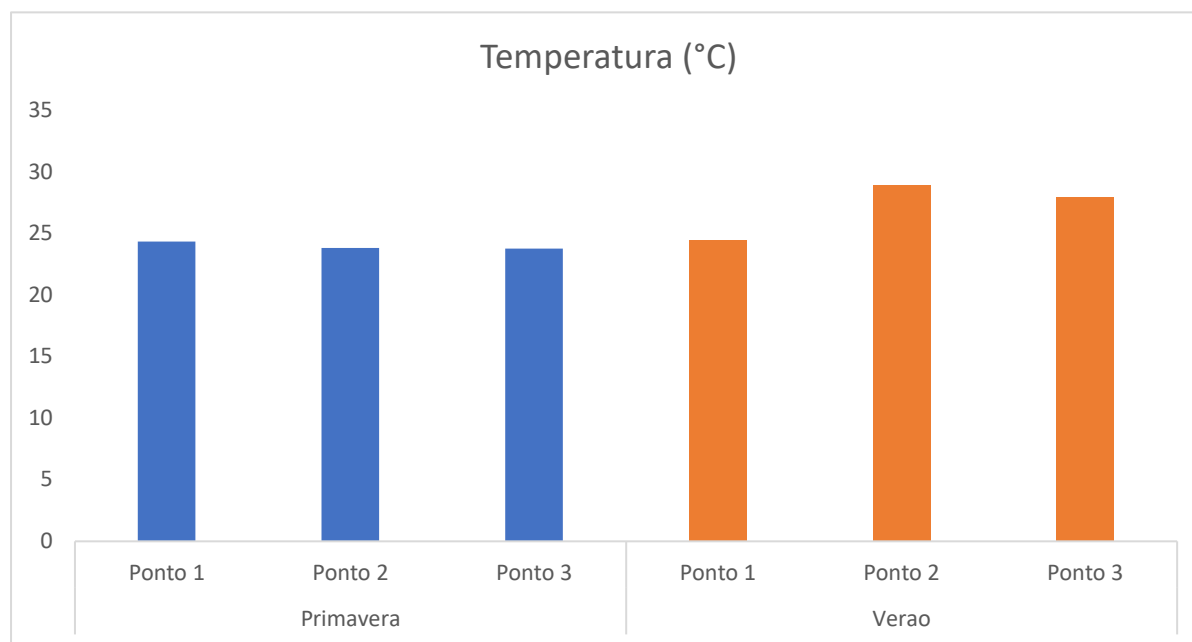


Figura 13: Variação espaço-temporal da temperatura da água (°C)

Tanto na Primavera como no verão, as amostragens aconteceram no período da manhã.

A partir da análise do gráfico da **Fig. 13**, podemos verificar que os valores da temperatura durante a primavera tiveram uma diferença muito pequena em relação aos três pontos de amostragens, tendo o ponto 1 apresentado o valor superior, com $T = 24.4^{\circ}\text{C}$, sendo que o

ponto 2 e 3 apresentavam, sensivelmente, quase a mesma temperatura com $T = 23.9$ e $T = 23.8$, respetivamente.

Os valores da temperatura registadas durante o verão foram maiores, como já era esperado, tendo o ponto 2 apresentado a maior temperatura em relação aos demais pontos, com $T = 29^{\circ}\text{C}$, seguido do ponto 3 com $T = 28^{\circ}\text{C}$. O ponto 1 apresentou um valor sensivelmente idêntico (com um aumento de $0,1^{\circ}\text{C}$) ao valor registado na primavera, isso muito provavelmente devido à baixa escorrência da água, em ambas as estações, que nesse ponto provem da mina de Santa Justa. Embora no verão a velocidade da escorrência fosse notavelmente maior do que a da primavera os valores não apresentaram uma grande diferença.

De forma geral, comparando os valores da temperatura das duas estações, as amostragens realizadas no verão apresentaram valores bem superiores aos da primavera, nos Ponto 2 e 3, com exceção do ponto 1 onde a diferença foi mínima.

4.2.2 pH

Segundo Parron *et al.*, (2011), o pH é uma grandeza que mostra a intensidade do estado ácido, neutro ou alcalino de uma solução aquosa, compondo dessa forma, uma medida da concentração dos iões H^{+} . Nas águas naturais o seu valor deriva da origem dessas águas, da natureza geológica do canal e do revestimento vegetal da bacia (Cortes *et al.*, 1997). Ele é um dos parâmetros de maior relevância e regularmente utilizados para análises de água (Parron *et al.*, 2011), por esclarecer um grande número de equilíbrios físico-químicos que se determinam numa água.

Nos ecossistemas aquáticos o pH tem influência indireta pela precipitação de compostos químicos tóxicos (metais pesados) e uma influência direta a partir dos efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies (Parron *et al.*, 2011).

Constituem limites toleráveis para a maior parte dos organismos, vegetais e animais, valores de pH entre 5,0 – 9,0 (Cortes *et al.*, 1997), embora segundo Mendes & Oliveira., (2004) em grande parte dos casos a escala de variações dos valores encontra-se entre os 6,5 a 8,5.

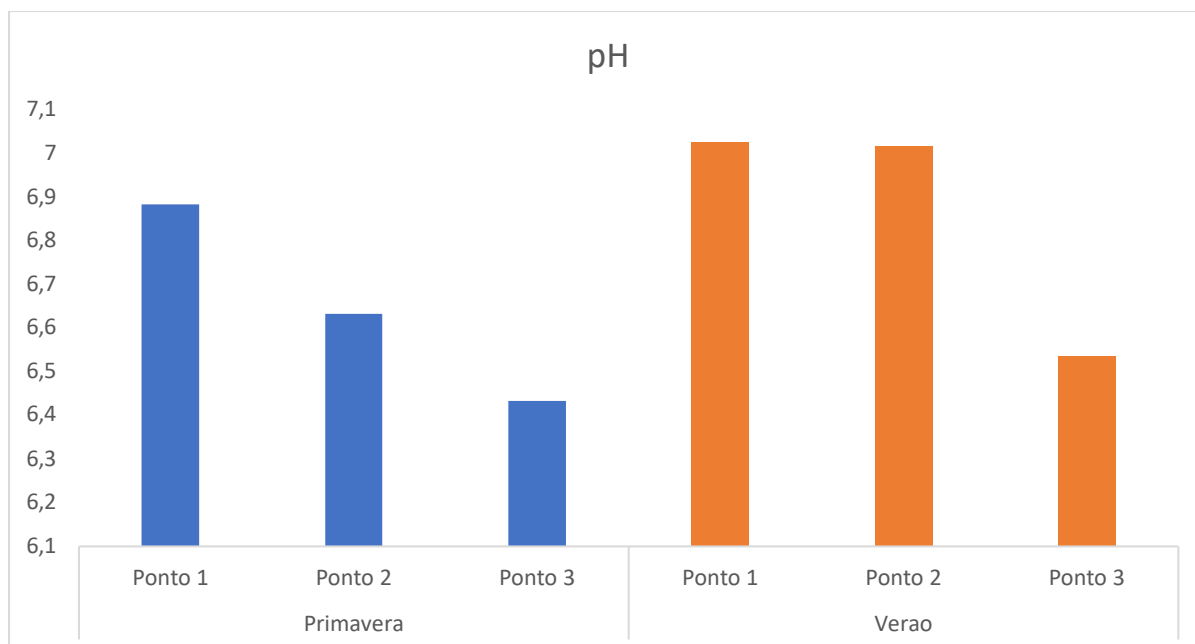


Figura 14: Variação espaço-temporal do pH da água

Analisando a **Fig. 14**, pode-se constatar que os valores do pH no verão foram, em todos os pontos de amostragem, superiores aos valores do pH na primavera. O que pode ser explicado pela relação direta do aumento da produtividade primária com aumento da temperatura da água. O que vai acordo com o princípio de Le Chatelier, que diz que o aumento de temperatura favorece a formação dos iões H_3O^+ e HO^- , com isso o tampão de bicarbonato se movimenta para um aumento da alcalinidade. Na primavera foram registados os valores mais baixos em todos os pontos comparado aos valores do verão devendo-se isso, muito provavelmente ao efeito da diluição causada pelas chuvas, assim com uma diminuição da temperatura verifica-se uma diminuição dos iões H_3O^+ e HO^- . O ponto 1 foi o ponto aonde se registou o maior valor de pH em ambas as estações, e isso pode ser explicado pelo efeito causado pelo escoamento superficial.

Mesmo assim, em conformidade com a tabela de classificação da INAG (2009) todos os pontos de amostragem em ambas as estações, pertencem à classe A, tendo sido classificados como sendo massas de água de excelente qualidade. Pois os valores obtidos na primavera como no verão, nos diferentes pontos, não ultrapassaram o limiar máximo e nem estiveram abaixo do limiar mínimo (6 a 9) estabelecidos para um “bom” estado ecológico nos rios do Norte (INAG, 2009), situando-se entre 6,5 e 8,5.

4.2.3 Oxigénio Dissolvido (%)

Segundo Mendes & Oliveira., (2004), devido a capacidade de reação química e biológica da molécula de oxigénio, este apresenta uma grande influência sobre, praticamente, todos os processos metabólicos dos seres aquáticos e nas relações entre estes e o meio. Sendo assim um agente decisivo da qualidade da água e dos processos físicos, químicos e biológicos que nela decorrem é a porção de oxigénio dissolvida na água. Deste modo, a taxa de oxigénio dissolvido é de suma relevância para a vida de qualquer organismo aquático, pois estes são dependentes do oxigénio tanto para respirar como para o processo de estabilização de compostos orgânicos biodegradáveis, por intermédio de bactérias aeróbicas (Cortes *et al.*, 1997).

Dependendo da origem da água e das interferências que esta vai sofrendo ao longo do seu percurso, as águas superficiais quando não poluídas podem apresentar proporções significantes de oxigénio, podendo até haver situações de sobressaturação (Ferreira., 2007). Em situações em que essa água é utilizada como meio de eliminação de detritos ricos em matéria orgânica (Formigo., 1997) há uma redução na taxa de oxigénio dissolvido devido ao aumento da atividade respiratória bacteriana, sendo uma das consequências da falta de oxigénio no meio a potencialização da toxicidade dos poluentes presentes na água (Cortes *et al.*, 1999).

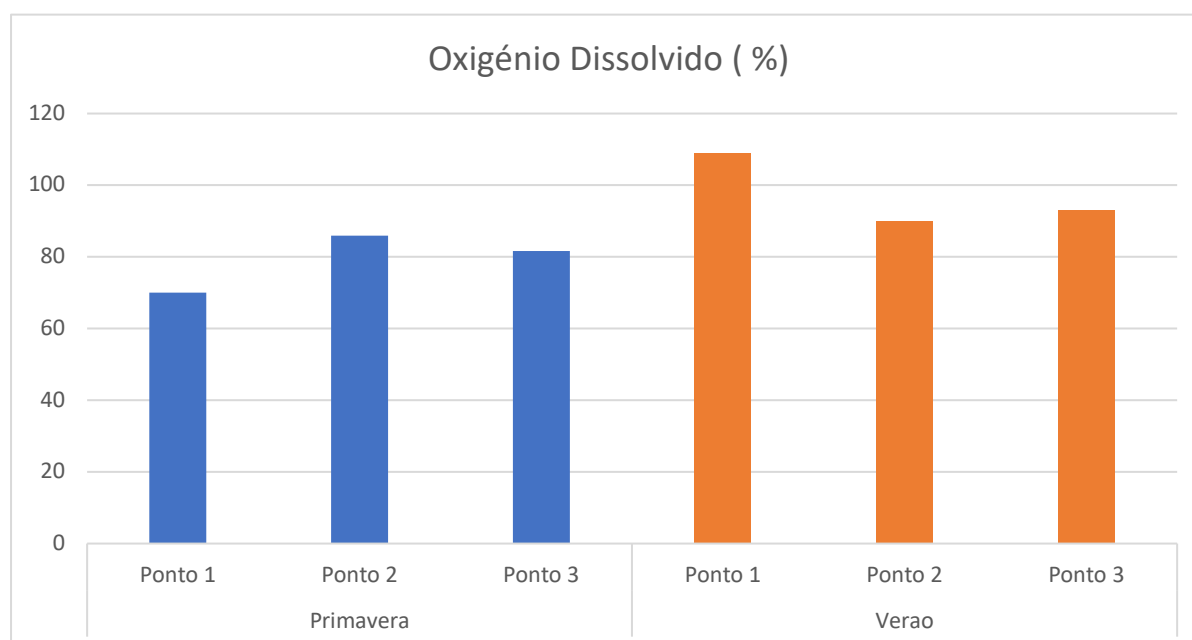


Figura 15: Variação espaço-temporal do Oxigénio Dissolvido na água

A partir da análise da **Fig. 15**, verificou-se que os valores do oxigénio Dissolvido tiveram alterações em todos os pontos amostrados, tendo havido um aumento nos pontos

amostrados no verão em relação aos mesmo pontos na primavera. O ponto 2 na primavera foi o que apresentou valor superior nesse parâmetro com 86%, enquanto no verão o ponto com maior valor foi o ponto 1 com 109%.

De uma forma geral os valores das amostragens na primavera apresentaram valores inferiores em todos os pontos em relação aos valores encontrados nos mesmos pontos no verão, o que não era de se esperar. Pois, segundo Parron *et al.*, (2011) o aumento da temperatura das águas superficiais pode levar a uma diminuição do oxigénio dissolvido nas mesmas, por isso eram esperados valores de oxigénio dissolvido mais altos na primavera e mais baixos no verão.

Os valores mais altos encontrados no verão, poderão ser explicados pelo facto no dia das amostragens o caudal na área de amostragem se encontrar notoriamente maior, acompanhada de uma maior agitação das águas, devendo isso talvez, a ocorrência de das chuvas dias antes principalmente nas regiões à montante, o que condiz em parte com os resultados de Giller & Malmqvist., (1998), em que o oxigénio dissolvido se encontra diretamente correlacionado com o caudal, sendo que o aumento do caudal leva ao aumento da turbulência e consequentemente aumentado a taxa de oxigénio dissolvido, bem como a redução do caudal faz o inverso.

Em contrapartida em relação a temperatura os resultados encontrados, principalmente no ponto 2 e 3 nas amostragens do verão (onde verificaram-se um aumento de temperatura considerável em relação aos mesmos pontos na primavera), contradizem resultados de Giller & Malmqvist., (1998) uma vez que segundo este o oxigénio dissolvido e a temperatura estão inversamente correlacionados, ou seja, à medida que a temperatura aumenta o oxigénio dissolvido diminui e vice-versa (Parron *et al.*, 2011). Como pode se ver na **Fig. 15** no ponto 2 e 3, mesmo com o aumento da temperatura o oxigénio dissolvido também aumentou, passado 86% na primavera para 90% no verão, e de 81,7% na primavera para 93% no verão, respetivamente.

No Ponto 1 foi onde o aumento foi mais considerável, tendo passado de 70% de oxigénio dissolvido na primavera para 109% no verão. Isso pode ser explicado pelo facto de neste ponto a temperatura ter tido um acréscimo mínimo, passando de 24,4 °C na primavera para 24,5°C no verão, e ter-se notado um aumento no caudal da escorrência desse ponto assim como uma maior turbulência das águas. Para além disso essa escorrência vem direta de uma mina, pelo que se pressupõe que contenha muito mais compostos inorgânicos (como metais), do que compostos orgânicos. Sendo assim, parte-se do pressuposto que a toxicidade dos metais diminui tanto a diversidade como a abundância dos organismos, fazendo com que as

taxa respiratória seja também reduzida, levando assim à diminuição do consumo do oxigénio dissolvido.

De uma forma geral, os valores de oxigénio dissolvido obtidos nos três pontos amostrados no verão encontravam-se a partir de 90%, permitindo que estes fossem classificados como classe A “Excelente”, enquanto os valores obtidos nos três pontos amostrados na primavera encontravam-se a partir de 70%, o que permitiu serem classificados como classe B “Boa”, conforme a classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as características de qualidade para usos múltiplos (INAG., 2004).

Dessa forma, os resultados para este parâmetro sugerem que os cursos de água apresentam uma boa oxigenação, que se deve às características físicas do próprio curso de água, tais como baixa profundidade, presença frequente de açudes e corredeiras, redemoinhos formados pela presença de blocos no curso de água contribuem para a oxigenação da água.

4.2.4 Sólidos Suspensos Totais (mg/l)

A quantidade de sólidos suspensos e dissolvidos na água vai determinar o nível de turbidez da mesma, sendo os sólidos suspensos totais, um parâmetro que ocasiona modificações relevantes a nível biológico, uma vez que reduz a luminosidade e afeta a produtividade primária (Cortes *et al.*, 1992). Em águas correntes, a proporção de sólidos suspensos totais é, geralmente, inferior a 25 mg/L embora possa haver situações em que esse valor pode ser superior, por exemplo em caso de precipitações de certa importância, com arrastamento de materiais depositado no leito dos cursos de água (AGRI-PRO AMBIENTE., 2009).

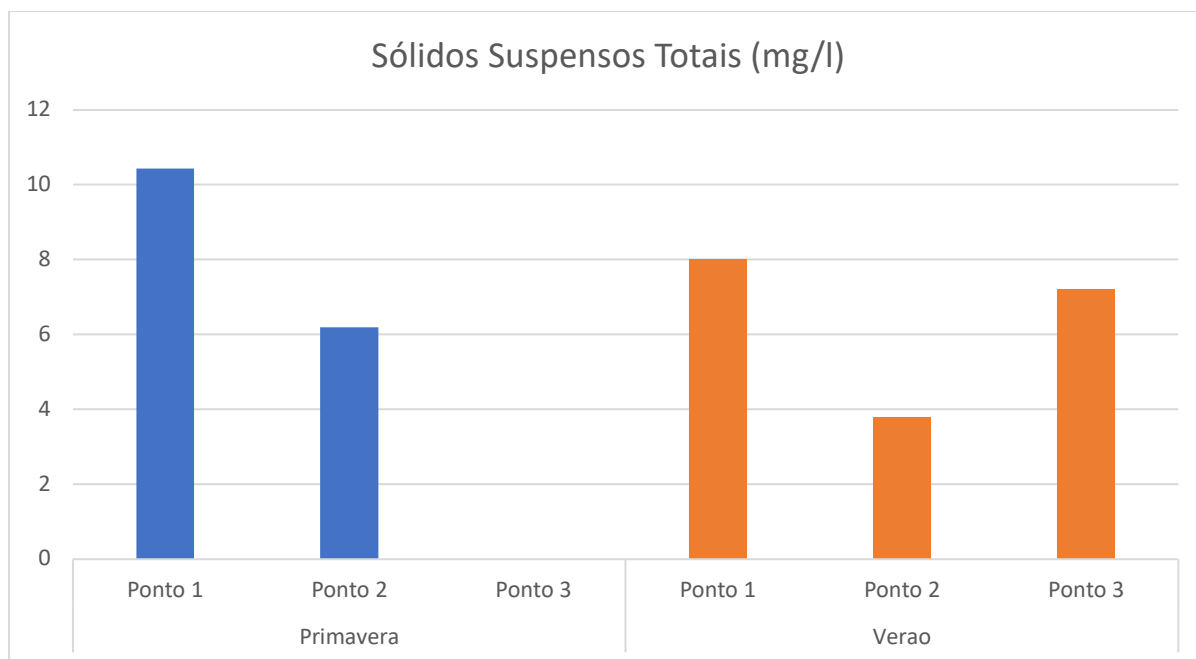


Figura 16: Variação espaço-temporal dos Sólidos Suspensos Totais na água.

Através da análise da **Fig. 16**, verifica-se que nas amostragens realizadas durante a primavera, os valores obtidos para os sólidos suspensos totais decresceram ao longo dos pontos de amostragem (do Ponto 1 ao ponto 3), sendo que o ponto 1 foi aonde foi registado o maior valor 10,44 mg/L. Relativamente ao ponto 3 devido a um erro técnico de leitura não foi possível ser quantificado. Em contrapartida, os valores obtidos em relação as amostragens realizadas no verão sugerem um padrão claro da variação espacial, uma vez que os valores não são uniformes ao longo dos pontos amostrados.

Comparando os valores de cada ponto nas duas estações, nota-se uma diminuição dos valores obtidos nos pontos 1 e 2 no verão em relação aos valores obtidos na primavera e isso pode ser explicado devido ao escoamento de terra encontrada nas margens, principalmente no ponto 1, agravado com a menor quantidade de água presente nesse ponto, o que aumentou a concentração dos sólidos suspensos totais na água. Também de ressaltar que o ponto 1 traz o efluente de uma mina (metais pesados), o que aumenta consideravelmente o seu teor em sólidos suspensos totais. Isso acaba tendo impacto no ponto 2 que se situa à jusante, só que neste ponto o contacto com a água do rio ajudou a diluir, permitindo que os valores obtidos fossem menores no ponto do que no ponto 1.

O ponto 3 atingiu no verão um valor superior ao do Ponto 2, muito possivelmente porque com o aumento do caudal nesse ponto, os sedimentos da margem direita foram completamente arrastados e submergidos, tendo o aumento da turbulência favorecido para

dispersar esses sedimentos na coluna de água, acarretando dessa forma a um aumento no teor de sólidos suspensos totais nesse ponto.

Todos os pontos amostrados apresentam valores de sólidos suspensos totais situados na faixa de valores encontrados num curso de água de Classe A - com qualidade “excelente”, de acordo com a classificação dos cursos de águas superficiais segundo as características da qualidade para usos múltiplos (INAG., 2004).

4.2.5 Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO5) mg/l

A carência bioquímica de oxigénio possibilita medir quantidade de oxigénio gasto ao longo da degradação de compostos orgânicos feita pelos microrganismos, sendo este a quantidade de oxigénio necessária para oxidar compostos orgânicos pela ação das bactérias aeróbicas (degradação), a 20°C durante 5 dias (Wetzel., 1993). Segundo Nisbet, M. & Verneaux, J., (1970), teoricamente a carência bioquímica de oxigénio é proporcional à quantidade de composto orgânico biodegradável e à proporção de organismos vivos que realizam a autodepuração da água.

Situações de anaerobiose são provocadas pelo excesso de compostos orgânicos nos cursos de água, pois induzem a um elevado consumo de oxigénio por parte dos microrganismos para decomporem tais compostos. Geralmente, a carência bioquímica de oxigénio encontra-se abaixo dos 3 mg/L em cursos de água não poluídos (AGRI-PRO AMBIENTE., 2009), e de acordo com Rodrigues. C.M.M., (2010), a partir de 9 mg/L de compostos orgânicos na água começa-se a ressentir os efeitos nocivos da poluição com uma certa importância.

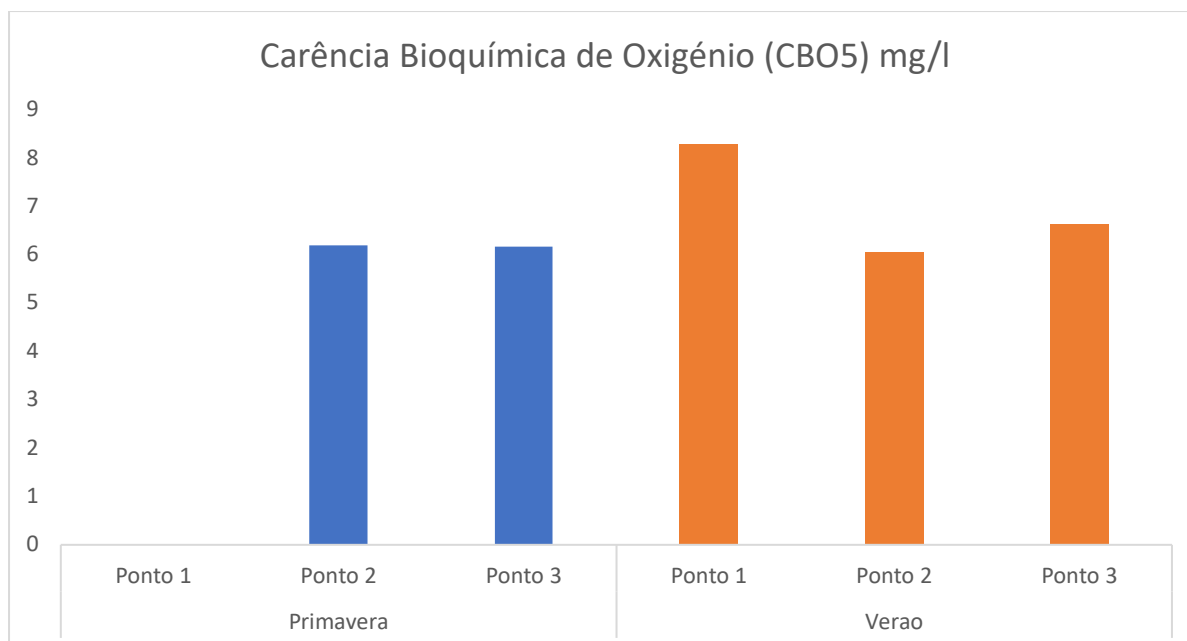


Figura 17: Variação espaço-temporal da Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO5) na água.

Através da análise da **Fig. 17**, é possível observar-se um aumento do CBO5, de uma forma geral, da primavera até o verão. Na primavera, não foi possível determinar o CBO5 do ponto 1 por problemas técnicos, tendo os pontos 2 e 3 obtidos valores sensivelmente idênticos. Já no verão o Ponto 2 foi o que apresentou o valor mais baixo, tendo os pontos 1 e 3 obtido os maiores valores como já era esperado, principalmente em relação ao ponto 1. Esses valores podem ser explicados pelo facto que o ponto 1 embora sendo a escorrência da mina, tem em ambas as margens, terrenos cultivados (hortas), que com o vento e as escorrências das chuvas acabam levando uma grande quantidade de sedimentos contendo fertilizantes, estrumes de animais, entre outros compostos orgânicos. No Ponto 3 nota-se um ligeiro aumento no verão também justificado pelo aumento do caudal que arrastou e emergiu quase metade da margem direita, fazendo com que os sedimentos fossem remexidos libertando mais matéria orgânica, com o acréscimo de plantas emergidas que acabem incrementando o teor de matéria orgânica biodegradável.

De acordo com a INAG, I.P., (2009), os valores obtidos nas duas estações (primavera e verão) para os pontos 2 e 3, encontram-se dentro dos limites das águas da Classe C, correspondendo a cursos de água de qualidade “razoável”, com valores da primavera de CBO5 = 6,2 e 6,17, respetivamente e do verão com os valores de CBO5 = 6,05 e 6,64, respetivamente. Entretanto de acordo com o valor obtido para o ponto 1 no verão, este situou-se dentro dos limites das águas da Classe D, correspondendo a cursos de água de má qualidade, com o valor de CBO5 = 8,29.

4.2.6 Carência Química de oxigénio (CQO) mg/l

A carência química de oxigénio (CQO) é a quantidade de oxigénio preciso para degradar a partir de processos químicos a matéria orgânica, tanto solubilizada como particulada na coluna de água. Quanto maior for o nível de matéria orgânica oxidável numa dada amostra de água, maior são os valores de CQO, e maior será a taxa de redução do oxigénio dissolvido na água. Como consequência da redução do oxigénio dissolvido os organismos aquáticos ficam propensos a situações de anaerobiose o que lhes é muito prejudicial.

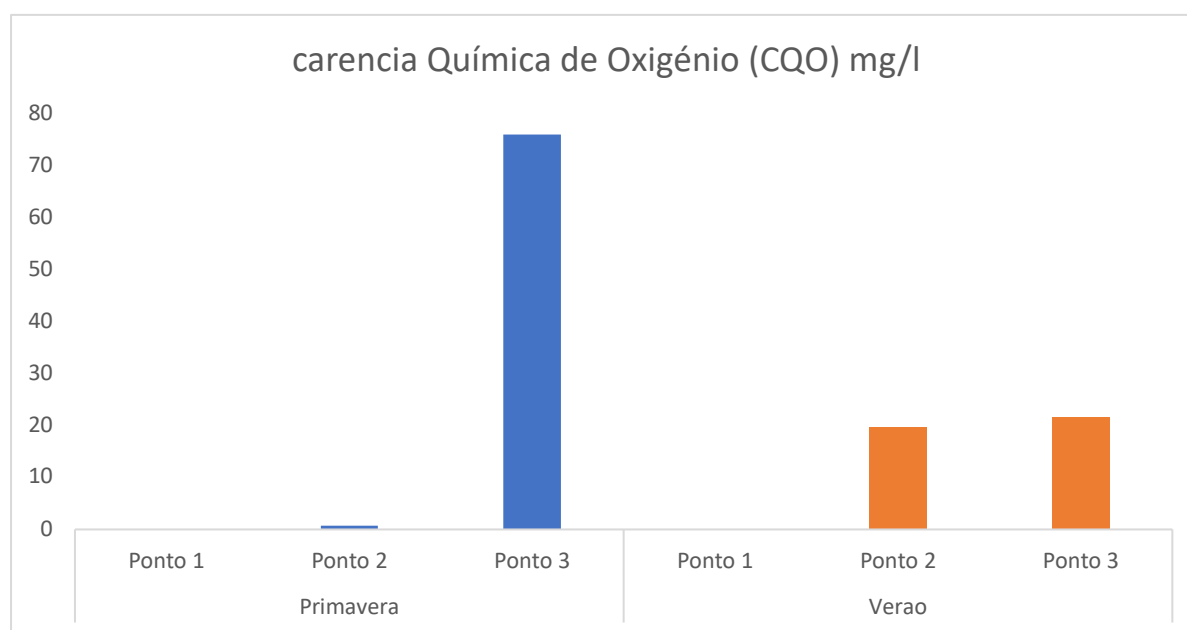


Figura 18: Variação espaço-temporal da Carência Química de Oxigénio (CBO5) na água.

Analisando a **Fig. 18**, é possível verificar que os resultados encontrados não sugerem um padrão de crescimento ao longo das estações. O ponto 1, em ambas as estações, obteve o valor de CQO = 0, o que pode ser explicado, muito possivelmente, pela grande concentração de metais nas amostras coletadas neste ponto, que pode ter interferido nos processos químicos.

Comparando o ponto 2 nas duas estações, pode se verificar que houve um grande aumento no verão (CQO=19,7) relativamente à primavera (CQO=0,7), resultado que se deve ao facto de nesse ponto o teor de ferro estar mais baixo devido à diluição ocorrida com o aumento do caudal do rio no verão. Em contrapartida o ponto 3 na primavera apresentou o valor de CQO mais elevado de todos, o que não era de se esperar. Comparando o ponto 3 nas duas estações, esperava-se valores de CQO superiores no verão, talvez devido interferência com iões inorgânicos, o que não foi confirmado pelos resultados uma vez que na primavera o valor do CQO foi de 76 e no verão foi de 21,7.

Considerando a tabela da INAG, I.P., (2009), para os pontos 1 e 2 na primavera e o ponto 1 no verão, os valores de CQO obtidos se encontravam dentro dos limites da classe A – qualidade Excelente. O valor obtido para o ponto 3 na primavera se encontrava dentro dos limites da classe D (má qualidade), e os pontos 2 e 3 no verão se encontravam dentro dos limites da classe B, que corresponde a uma boa qualidade de água.

4.2.7 Nitratos (NO₃⁻) mg/l

Os nitratos apresentam-se como a forma mais oxidada do azoto e conjuntamente com os compostos ortofosfatados contribuem para o crescimento de algas e macrófitas aquáticas (Cortes *et al.*, 1997). Embora os nitratos possam ser encontrados nas águas de forma natural, por intermedio da decomposição dos compostos orgânicos e da origem geológica da própria água, segundo Heller *et al* (2006), ações antropogénicas como o uso de nitrato inorgânico por intermedio da aplicação de fertilizantes em campos agrícolas, o descarte de esgotos domésticos e efluentes industriais, contribuem fortemente para o aumento da sua concentração nos corpos da água. Os nitratos também contribuem para o processo de eutrofização, e mesmo que indiretamente podem provocar uma toxicidade a partir da sua conversão em nitritos (Rodier, J., 1984), entretanto podem evitar a anaerobiose em épocas de baixa oxigenação da água, por servirem de doadores de oxigénio (AGRI-PRO AMBIENTE., 2009).

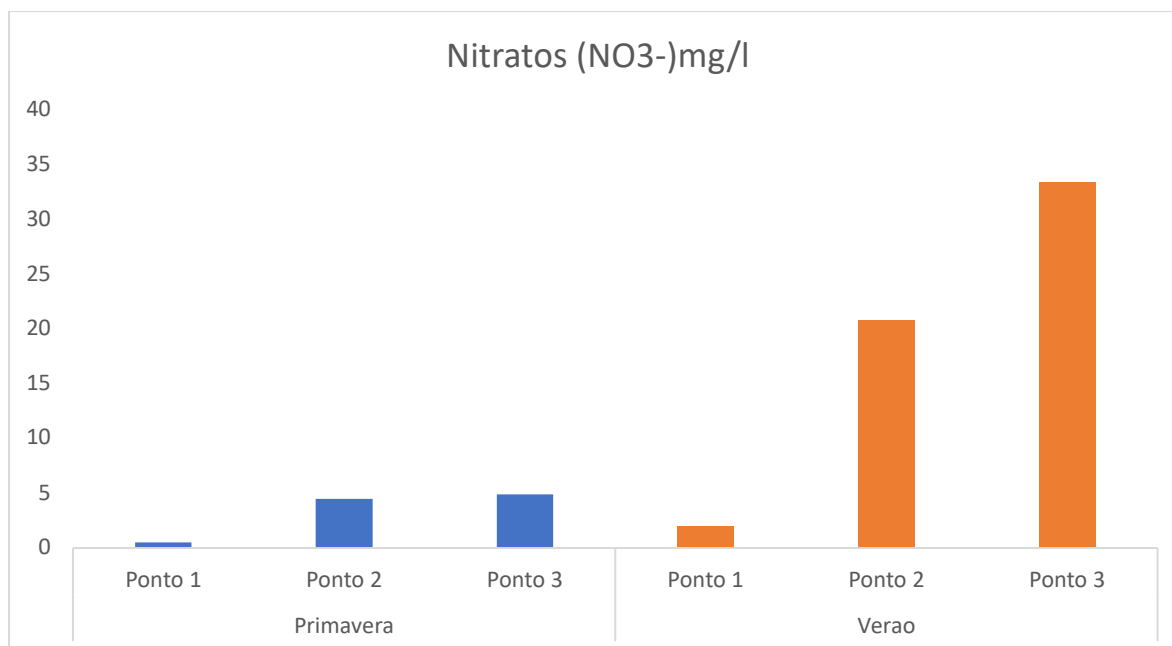


Figura 19: Variação espaço-temporal do valor de Nitratos (NO_3^-) mg/L na água.

Analisando a **Fig. 19**, relativo aos valores do nitrato, verifica-se que no conjunto dos pontos de amostragem, houve um aumento contínuo a nível dos pontos amostrados. É possível verificar que os valores mais elevados foram registados no ponto 3 tanto na primavera como no verão, embora o aumento desse valor no verão tenha sido bem considerável, passando de 4,9 na primavera para 33 no verão.

De forma geral o aumento dos valores no verão pode ser explicado pelo aumento do caudal, derivado das chuvas que se fizeram sentir nas últimas semanas que antecederam as amostragens, trazendo da montante lixiviados dos terrenos agrícolas ricos em nitrato inorgânico, provenientes dos fertilizantes utilizados. Isso é confirmado pelos dados do boletim climatológico IPMA que afirma que a precipitação em Abril de 2021 apresentou um valor médio de 82,5 mm, que foram superiores ao normal para a região Norte e Centro, tendo os dois meses seguidos apresentado panoramas parecidos.

O ponto 1 foi o que registou o menor valor em ambas as estações, muito possivelmente devido ao facto de a água nesse ponto ser proveniente de uma mina, contendo altas concentrações de metais e serem mais pobres em compostos azotados. Relativamente ao ponto 2, pode-se notar que em ambas as estações, obteve-se valores intermédios aos pontos 1 e 3, o que já era de se esperar, uma vez que este encontra-se sobre a influência tanto da escorrência da mina que vem do ponto 1, como das águas do curso do rio que vai diretamente ao ponto 3, passando em parte pelo ponto 2.

Segundo a tabela de classificação da INAG, I.P., (2009), em todos os pontos amostrados na primavera (1, 2 e 3) e no verão, para o ponto 1, os valores obtidos encontram-se dentro dos limites aceitáveis para os cursos de água da classe A, classificados como sendo de excelente qualidade. Para os restantes pontos amostrados no verão, o ponto 2 obteve valores aceitáveis para os cursos de águas de classe B, classificados como sendo de boa qualidade, enquanto no ponto 3 o valor obtido incluía-se na gama dos valores encontrados em cursos de água da Classe C, ou seja, qualidade razoável.

4.2.8 Nitritos (NO₂⁻) mg/l

Os nitritos são iões intermediários do processo de nitrificação, ou seja, tem sua formação a partir da reação de oxidação incompleta do amoníaco. Também pode ser formado a partir da reação de redução dos nitratos (desnitrificação incompleta) (Cortes *et al.*, 1997).

Ainda segundo Cortes *et al.*, (1997), embora os nitritos sejam capazes de estimular o desenvolvimento a nível planctónico, assim como os nitratos, estes apresentam uma maior toxicidade para os animais aquáticos, em especial para a comunidade de peixes. E mesmo estando este ião, presentes na água em baixas concentrações (por volta de 0,001mg/L), a inexistência nos corpos de água não quer obrigatoriamente dizer que a água não esteja poluída (Nisbet & Verneaux., 1970).

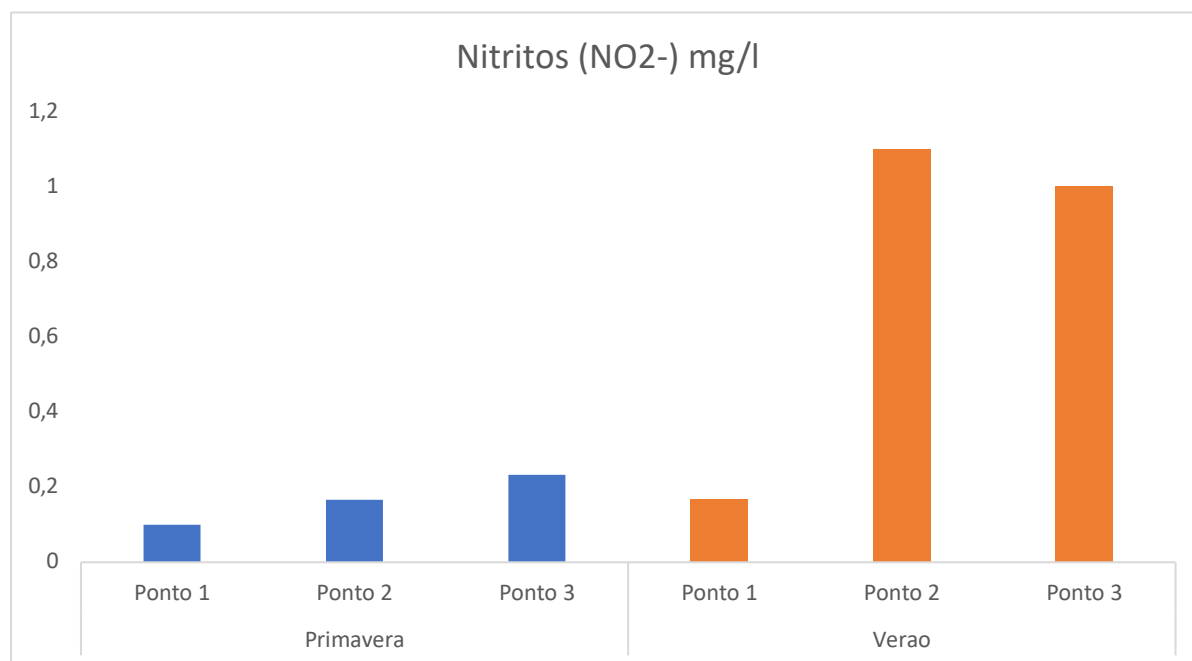


Figure 20: Variação espaço-temporal do valor de Nitritos (NO₂⁻) mg/L na água

Pela análise da **Fig. 20**, verifica-se que os valores mais elevados de nitrito foram obtidos no verão, com exceção do ponto 1. Comparativamente aos nitratos, os valores obtidos para os nitritos apresentaram um padrão de crescimento parecido, com exceção do ponto 2 que no verão foi o que obteve o valor mais alto para o nitrito.

É de se notar que os valores dos nitritos foram inversamente proporcionais aos do oxigénio dissolvido (**Fig. 15**), sendo que estes dois parâmetros apresentam uma relação inversa no processo de oxidação da matéria orgânica (nitrificação/ desnitrificação). No verão à medida que as percentagens de oxigénio dissolvido diminuem os valores do nitrito vão aumentando, isso porque com a diminuição da disponibilidade de oxigénio a reação de oxidação não se completa. Ou seja, o oxigénio disponível pode permitir a formação do nitrito por oxidação do amoníaco, mas não seria suficiente para permitir a formação do nitrato por oxidação do nitrito. Já na primavera as concentrações de nitritos foram no geral baixas, tendo o ponto 3 apresentado o valor mais elevado para esta estação.

Conforme o quadro de classificação da água proposta por Nisbet & Verneaux., (1970), apenas o valor de nitrito obtido na primavera, especificamente no ponto 1 se encontra dentro dos limites de águas pertencentes a classe 2 (poluição insidiosa com perturbação do ciclo de azoto). Os valores obtidos na primavera para os pontos 2 e 3, e no verão para o ponto 1, permitiram serem incluídos na classe 3 (poluição sensível), tendo os pontos 2 e 3, das amostragens do verão, sido incluídos na Classe 4 (poluição crítica).

4.2.9 Amónia (NH_4^+) mg/l

A amónia (NH_4^+) é uma das formas iónicas do azoto amoniacal que podem ser encontradas na água, embora possa também aparecer sob a forma de ião amoníaco (NH_3). Essas formas iónicas só são encontradas em águas cujo a quantidade de oxigénio é incapaz de suprir e garantir as reações de oxidação da amónia em nitrito (oxidação incompleta) e ou em nitrato (oxidação completa), ou seja, águas ricas em compostos orgânicos na fase de decomposição (Nisbet & Verneaux., 1970), oriundos de processos de degradação natural e sobre tudo, do uso de fertilizantes à base de azoto, descargas de efluentes residuais, industriais e domésticas (Mendes & Oliveira., 2004).

Segundo Cortes *et al.*, (1997) é de extrema importância a análise deste composto por ser muito toxica para os seres aquáticos, mesmo que presentes em pequenas concentrações. Em pontos próximos a efluentes urbanos a sua concentração são bastante altas, o que

permite que este composto seja tido como um indicador de contaminação orgânica recente (Branco., 2008).

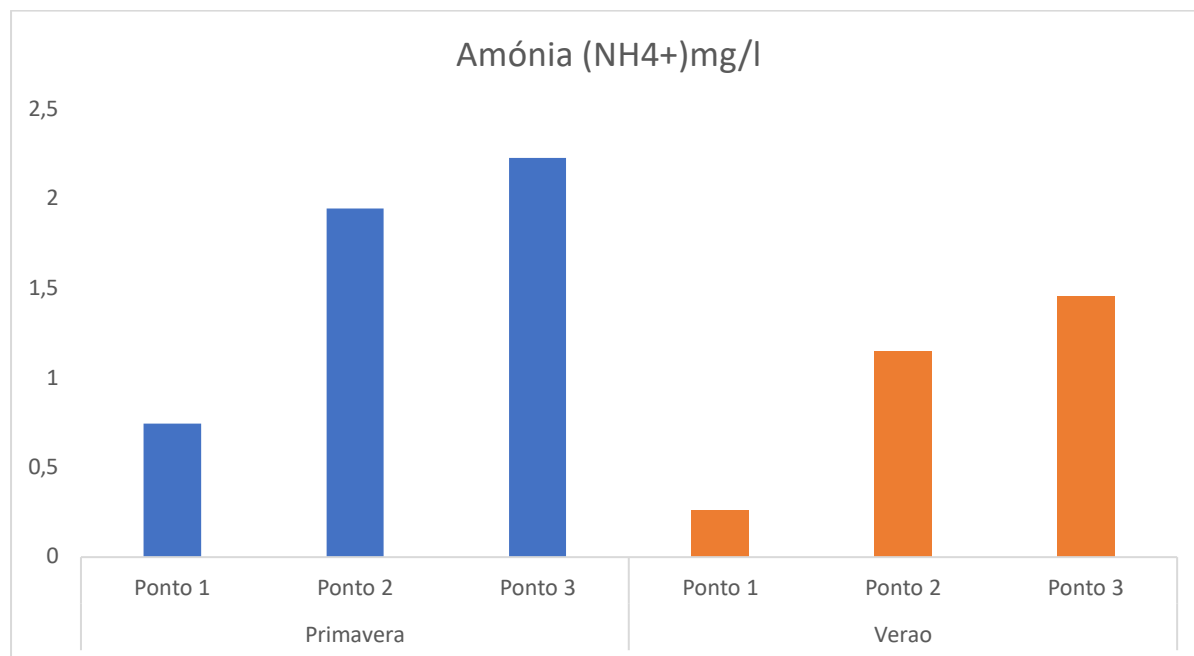


Figura 21: Variação espaço-temporal do valor da Amónia (NH₄⁺) mg/L na água

Analisando a **Fig. 21**, é nítido o decréscimo dos valores de amónia em todos os pontos da primavera para o verão. Este resultado já era esperado, uma vez que na primavera todos os pontos apresentavam menor caudal e menor percentagem de oxigénio dissolvido relativamente ao verão, o que vai de acordo com a teoria descrita por Rodrigues, C. M. M. (2010), em que aponta uma possível relação do aumento dos valores da amónia com a diminuição do caudal e, em consequência, da diminuição do oxigénio dissolvido.

Dessa forma a classificação dos pontos amostrados foi feita em consenso com a tabela de classificação dos cursos de água de superfície de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos (INAG., 2009). Para os valores obtidos o ponto 1, do verão, foi o ponto classificado como pertencendo a classe A (aos cursos de água de excelente qualidade). Os pontos classificados como pertencendo a classe B (aos cursos de água de boa qualidade) foram o ponto 1, na primavera, e os pontos 2 e 3, no verão. Enquanto os pontos 2 e 3 da primavera foram os pontos classificados como pertencentes a classe C (aos cursos de água de qualidade razoável).

Todos os valores obtidos estão fora do valor limite para o estabelecimento de um bom estado ecológico nos rios do grupo Norte (INAG.,2009) com exceção do ponto 1, tanto na primavera como no verão, por apresentarem valores de amónia ≤ 1 mg/L.

4.2.10 Fósforo total (P) mg/l

O fósforo desempenha papéis muito importante nos sistemas biológicos, pois participa em processos metabólicos fundamentais dos organismos vivos, como o armazenamento de energia, além de ser um dos constituintes da membrana celular. Sendo este o menos abundante na natureza, o fósforo é o primeiro elemento a ter um papel limitante na produtividade primária (Wetzel, R. G., 1993). Esse elemento pode provenir de origem natural por meio do intemperismo das rochas, a decomposição de compostos orgânicos, ou de origem antropogénica, como a aplicação de fertilizantes, a descargas de efluentes domésticos e industriais (De Magalhães., 1985).

Segundo Cortes *et al.*, (1997), o fósforo na água pode apresentar-se sob a forma orgânica ou inorgânica, particulada ou dissolvida. A forma como as espécies iónicas, como os ortofosfatos, podem ser encontradas na água vai depender do pH da água, sendo que em águas superficiais com pH entre 5 e 8, as espécies iónicas mais abundantes são H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} (Rodier, J.,1984). Assim a determinação dos fosfatos possibilita estimar o grau de trofia da água, e avaliar a poluição a nível urbano (Nisbet & Verneaux., 1970), uma vez que quando maior os níveis de fosfatos maior será o crescimento exagerado das algas e sua posterior decomposição, levando a água a um estado de uso impróprio para certos fins.

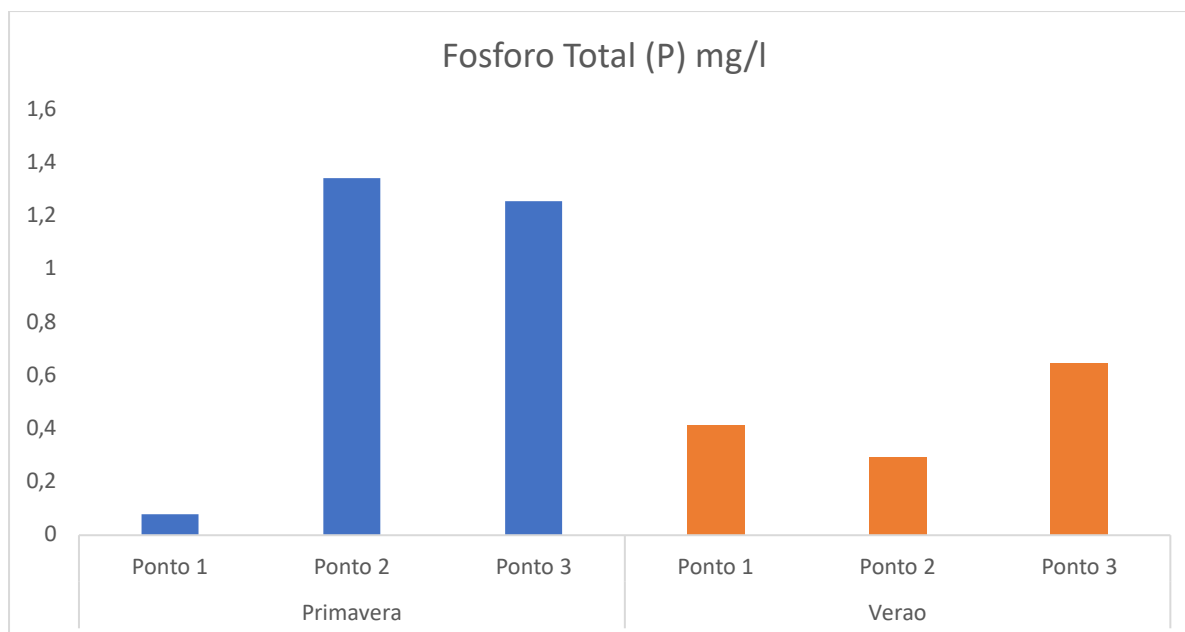


Figura 22: Variação espaço-temporal do valor do Fosforo total (P) mg/L na água

Analisando a **Fig. 22**, pode-se verificar que o ponto 2 e 3, registaram valores mais elevados de fosforo total na primavera, sendo que os valores mais baixos foram registados no ponto 1 na primavera e no ponto 2 no verão. Esses valores mais altos de fosforo total obtidos na primavera podem ser explicados devido ao baixo caudal comparado ao verão, o que faz com que os escoamentos dos produtos aplicados nos campos agrícolas fiquem mais concentrados na água. Enquanto no verão o aumento do caudal permitiu uma maior diluição desses compostos.

Em conformidade com a tabela de classificação dos cursos de água de superfície de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos (INAG., 2009), o valor registrado no ponto 1, na primavera foi o único a se enquadrar na classe A (cursos de água de qualidade excelente), tendo os pontos 1 e 2, no verão, enquadrados na Classe C (cursos de água da qualidade razoável, enquanto os pontos 2 e 3, na primavera e o ponto 3, no verão, ficaram enquadrados na classe E (cursos de água de muito má qualidade).

Todos os valores dos parâmetros físico-químicos das amostras de água dos três pontos de amostragens (1, 2 e 3) nas diferentes estações (Primavera e verão) com cores correspondentes as classificações relativas ao estado ecológico nos rios do grupo do Norte, estão representados em anexo na **tabela I**.

4.2.11 Silicatos (Si) mg/l

O silício apresenta uma grande importância a nível global por ter uma grande abundância, estando associado a estruturas orgânicas (plantas e animais) e inorgânicos (rochas e solo) (Struyf, E. *et al.*, 2010), sendo mencionado como fazendo parte da estrutura da parede celular e das estruturas de proteção, estando as diatomáceas como as principais consumidoras deste composto (Werner, E. G. M., 2003; Martin-Jézéquel, V. *et al.*, 2000), incorporando o silicato (SiO_4) sob a forma de $\text{Si}(\text{OH})_4$.

Essa incorporação de Si pelas diatomáceas dá-se sobre tudo em razão da constituição da sua parede celular a base de silício – frústulas (Wang, Y. *et al.*, 2013), sendo por essa razão muito importante para este estudo a quantificação do teor de Si presentes nos pontos amostrados, uma vez que existe uma relação direta entre a abundância e disponibilidade deste composto com a ecologia e diversidade das diatomáceas (Martin-Jézéquel, V. *et al.*, 2000).

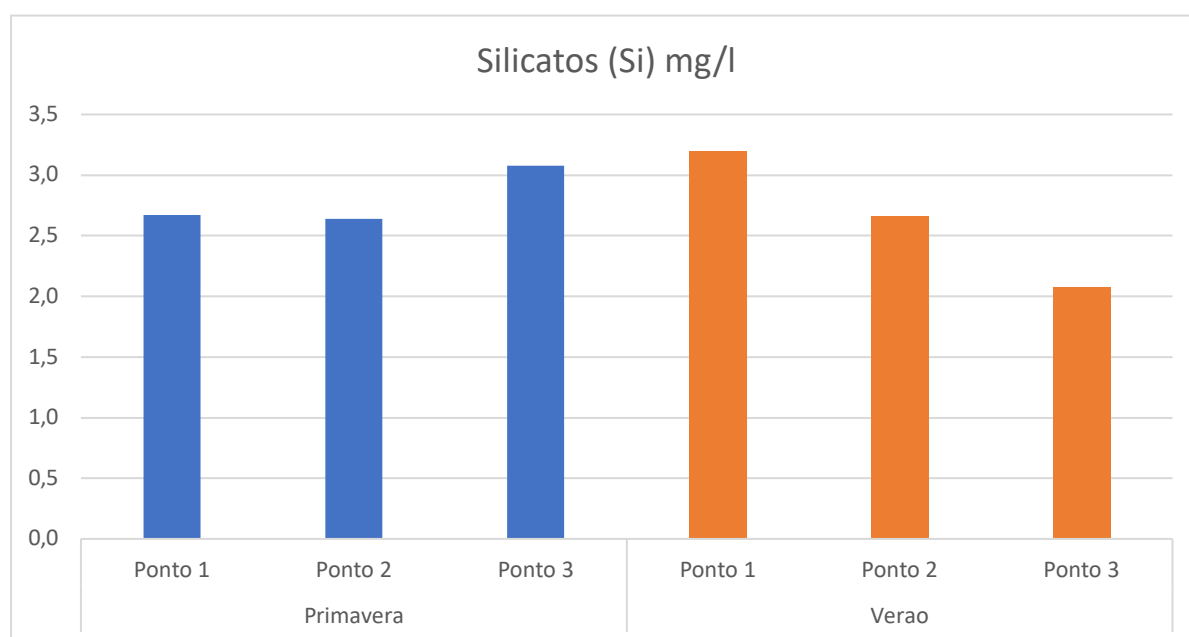


Figura 23: Variação espaço-temporal do valor dos Silicatos (Si) mg/L na água

Analisando a **fig. 23** pode-se verificar que não houve um padrão de crescimento parecido nas duas estações, tendo o ponto 3 na primavera e o ponto 1 no verão apresentou os maiores valores para Si presentes na água. Esse aumento no valor da Si no ponto 1 durante o verão pode ter sido causado pela degradação da frústula das diatomáceas por ação da grande quantidade de ferro presente na escorrência da mina.

O ponto 3 na primavera o alto valor encontrado para Si pode justificar a grande diversidade e o grande número de valvas contadas, uma vez que a grande disponibilidade de Si possibilita

altas taxas de reprodução das diatomáceas (Struyf, E. *et al.*, 2010). Já o verão este ponto apresentou o menor valor de Si, muito possivelmente devido a maior diluição da água devido ao aumento do caudal.

4.3 Parâmetros Biológicos - Diatomáceas Bentónicas

4.3.1 Composição taxonómica

Foram identificadas 127 espécies pertencentes a 36 géneros, ao longo dos 3 pontos de amostragem (sendo que para cada ponto de amostragem foram feitas 3 replicas tanto na primavera como no verão). Os géneros com maior número de espécies (maior diversidade), foram *Nitzschia* (com 13 *taxa*), *Navicula* (com 12 *taxa*), *Gomphonema*, *Pinnularia*, *Psammothidium*, *Eunotia* e *Planothidium* (com 9 *taxa*).

A variação espaço temporal da abundância relativa em percentagem de diferentes géneros encontrados nos diferentes pontos amostrados nas duas estações (primavera e verão), encontra-se representado graficamente logo abaixo na **Fig. 24** e de todas as espécies encontradas, em anexo pela **tabela II**.

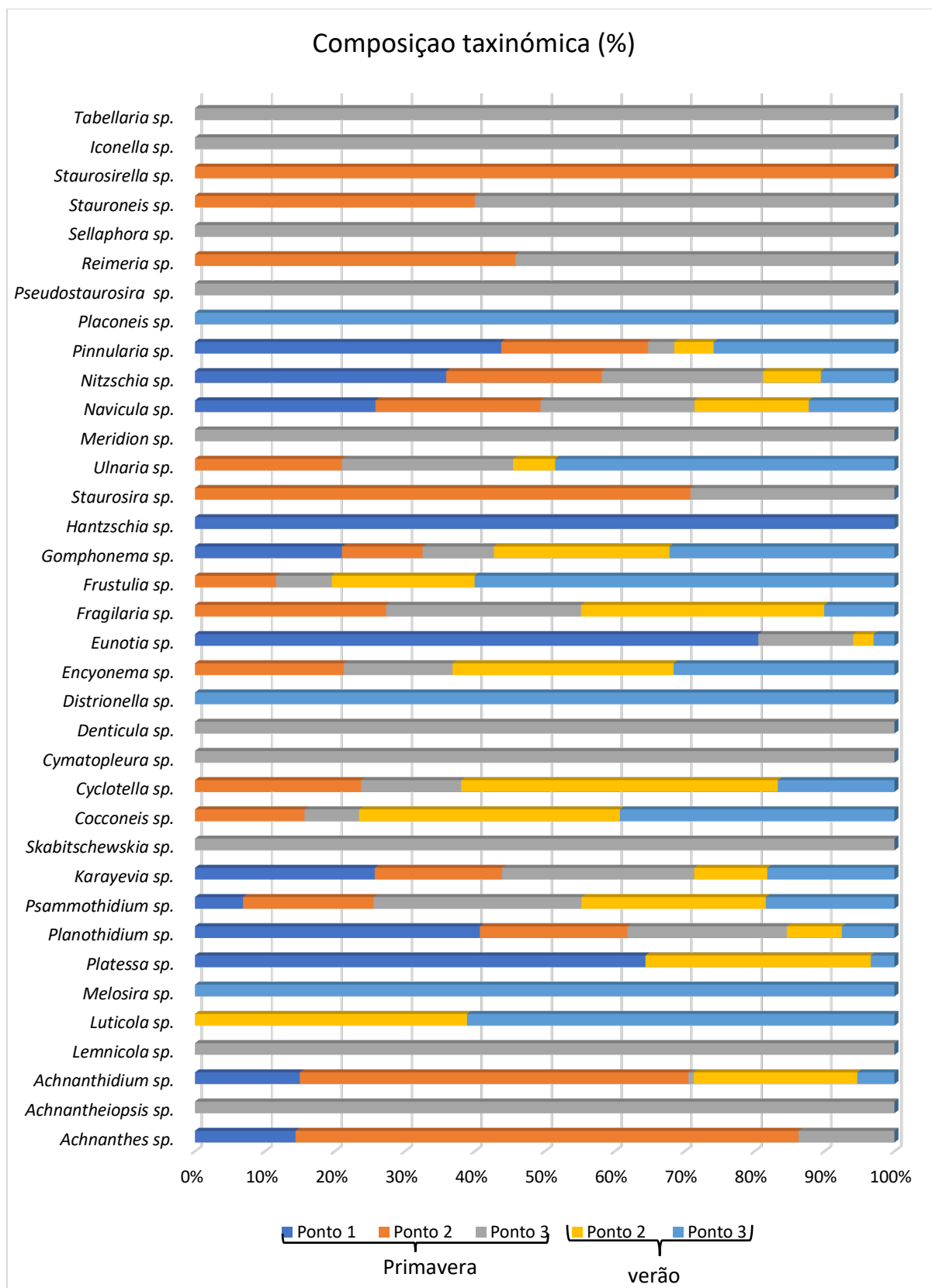


Figura 24: Representação gráfica da variação espaço-temporal da abundância relativa em percentagem dos géneros encontrados nos diferentes pontos amostrados nas duas estações (primavera e verão).

Na primavera, no ponto 1 foram encontradas 24 espécies, sendo *Gomphonema parvulum*, *Karayevia oblongella*, *Hantzschia abundans*, *Nitzschia palea* e *Pinnularia subcaptata* as espécies mais frequentes, representando 15%, 10,6%, 7,6%, 7,6% e 6,8% da abundância, respetivamente. No verão, nesse mesmo ponto, não foi encontrada nenhuma válvula contável, uma vez que as que foram observadas estavam destruídas, não tendo sido possível fazer sua identificação. Embora pelo número de espécies, esse ponto tenha tido uma diversidade considerável, o número de válvulas por espécie foi muito reduzido, mesmo em relação às espécies dominantes.

O *Gomphonema parvulum* é reconhecido como um táxon cosmopolita e ubíquo, sendo a sua morfologia fortemente influenciada pelas condições do ambiente em que esses organismos se encontram (Abarca, N *et al.*, 2014).

Num estudo de revisão feito por Morin. S *et al* (2012), foi relatado que em mais de 20 referências estudadas por eles as espécies *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* foram descritas como sendo tolerantes a contaminação por metais, ou seja, que na presença de grande concentração de metais essas espécies conseguiam manter/aumentar a sua abundância. As espécies *Nitzschia palea* e *Pinnularia subcaptata*, segundo este são espécies comuns em águas mineiras, com elevadas concentrações de metais e elevada turbidez, sendo a *Pinnularia subcaptata* a que suporta melhor ambientes aquáticos com um nível de acidez muito mais elevado.

Isso sustenta os resultados encontrados no ponto 1, uma maior abundância desses indivíduos, contrariado apenas pelo fato do valor do pH não ter sido muito baixo (no nosso caso foi próximo da neutralidade - 6,8) como mencionado no trabalho de Valente.T *et al.*, (2016) (onde era abaixo de 3), mesmo sendo a escorrência direta da mina e apresentar uma cor laranja bem turva. Além disso o ponto 1 foi o único a ter essas espécies como uma das espécies dominantes.

Segundo Çelekli *et al.*, (2018), a *Nitzschia palea* é uma espécie popular e com uma boa distribuição nas massas de água tanto doce como salgadas. É comum em águas com pH rondando os 7, embora seja capaz de suportar águas com pH inferior. Têm uma boa tolerância a águas contaminadas por metais, condição esta que foi verificada no ponto em estudo, e/ou compostos orgânicos.

Wan Maznah & Mansor., (2000) descreveram a *Karayevia oblongella* como sendo uma espécie geralmente encontrada em águas livres de poluição orgânica. Considerando que o ponto 1 apresentou valores relativos a amónia, nitritos, nitratos e fosforo dentro dos padrões de águas de boa qualidade, é compreensível a presença relativamente abundante de válvulas desta espécie, em comparação às demais, apresentando-se como umas das espécies

dominantes. Mas segundo os mesmos autores *Hantzschia abundans* é uma espécie característica de águas poluídas, o que leva a uma conclusão meio contraditória. A espécie *Hantzschia abundans* mesmo com uma percentagem ligeiramente inferior à *Karayevia oblongella* (7,6% e 10,6%, respetivamente), apresentou uma abundância considerável comparada à maioria das outras espécies encontradas neste ponto.

O ponto 2, na primavera, foram contadas 41 espécies, sendo as espécies mais abundantes *Psammothidium marginulatum*, *Psammothidium daonense* e *Achnanthyidium affine*, representando estes 13%, 11,5% e 11,5% do número de válvulas, respetivamente. Já no verão, de entre 41 espécies encontradas nesse ponto, *Psammothidium daonense* (18,8%), *Gomphonema parvulum* (12,9%) e *Psammothidium marginulatum* (9,4%), foram as espécies mais abundantes.

De acordo com Kramer & Lange-Bertalot., (1991,1999, 1999, 2000) a espécie *Psammothidium marginulatum* é uma das mais comuns já registadas nas regiões do Norte, sendo a sua presença geralmente relacionada a águas livres de poluição orgânica. Em ambas as estações essa espécie apresentou-se como uma das dominantes, tendo apresentado uma maior abundância na primavera, e no verão apresentou a terceira maior abundância no total. O género *Psammothidium* é geralmente conhecido como indicadores de águas oligotróficas.

O *Achnanthyidium affine* é uma espécie geralmente encontrada em águas com boa oxigenação, com um pH rondando valores da neutralidade e com baixas cargas de poluição orgânica, podendo até suportar concentrações moderadas de nutrientes (Krammer, K. & H. Lange-Bertalot.,1986-1991; Kelly, M. G *et al.*, 2005). Entretanto, devido aos problemas a nível taxonómico encontrados na tentativa de diferenciar espécies com grandes semelhanças morfológicas, é difícil encontrar informações mais precisas e robustas acerca das condições ecológicas desta espécie (Kelly, M. G *et al.*, 2005).

A dominância dessas espécies no Ponto 2 pode fazer sentido uma vez que levando em conta de que no geral a maioria dos parâmetros físico-químicos encontravam-se dentro dos limites toleráveis exigidos, com exceção dos nitritos e fosforo que na primavera apresentaram valores fora dos limites aceites para águas de “bom estado ecológico”, e no verão, onde os valores dos nitritos se encontraram bem acima do aceite, tendo o fosforo apresentado um valor considerado como razoável.

O ponto 3, na primavera, de entre 61 espécies contadas, *Psammothidium marginulatum*, *Psammothidium daonense* e *Karayevia oblongella*, foram as espécies com maior abundância relativa, com 16,2%, 14,6% e 11%, respetivamente, retratando uma melhor qualidade da água, como anteriormente descritos acima. No verão 48 espécies foram contadas tendo sido as espécies *Gomphonema parvulum* (16%), *Psammothidium daonense* (13,9%) e *Karayevia*

oblongella (7,5%) apresentado uma maior abundância relativa. A dominância do *Gomphonema parvulum* durante o verão neste ponto, deve-se muito possivelmente ao fenómeno de ressurgência dos metais que se encontravam presos nos sedimentos, provocado pelo aumento do caudal que cobriu quase toda a margem.

De forma geral ao longo dos pontos amostrados, pôde-se observar um contraste entre espécies resistentes a contaminação por metais, como *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* (Morin. S *et al.*, 2012) e *Pinnularia subcapitata* (Valente. T *et al.*, 2016) com espécies menos tolerantes à poluição orgânica, como *Karayevia oblongella* (Wan Maznah & Mansor., 2000).

Luticola geoppertiana e *Gomphonema pseudoaugur* foram espécies que só apareceram no verão no ponto 2 e no ponto 3, tendo apresentado um número considerável de válvulas. A *Luticola geoppertiana* é uma espécie característica de águas contaminadas por metais, estando frequentemente associadas a águas eutrofizadas (Morin *et al.*, 2008), assim como *Gomphonema pseudoaugur* (Sabater., 2000).

4.3.2 Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Índice de Equitabilidade de Piélou (E)

A análise de variância (ANOVA) mostrou, com base na média, que as variâncias são homogêneas ($P > 0,01$) para o índice de Diversidade Shannon-Wiener (Begon *et al.*, 1996) e também para o índice de Equitabilidade de Piélou (Piélou., 1969), com base na média aparada, aceitando assim a hipótese nula (a variância do erro da variável dependente, índice de diversidade/ índice de equitabilidade, é igual entre grupos), (**Tabela 5**).

O teste de efeitos entre sujeitos (ANOVA) para ambas as variáveis dependentes (índice de diversidade de Shannon e índice de equitabilidade de Piélou) mostrou que há diferenças entre os pontos de amostragem ($P < 0,01$), não havendo diferenças entre as estações ($P > 0,01$). Mas se considerarmos as interações entre os pontos de amostragem e as estações, não existem diferenças ($P > 0,01$), (**Tabela 5**).

O teste de Tukey (comparações múltiplas) mostrou com 99% de certeza, que para as duas variáveis dependentes, há diferenças entre o ponto 1 e 2, entre o ponto 1 e 3, exceto entre o ponto 2 e 3, (**Tabela 5**), resultados estes que também se podem ser confirmadas pela análise dos gráficos nas **Figs 25 e 26**.

Tabela 5: Resultados obtidos na análise de variância (ANOVA) para a homogeneidade, o teste de efeitos entre sujeitos e o teste de Tukey para comparações múltiplas.

ANOVA		Índice de Diversidade de Shannon (ID)			Índice de Equitabilidade de Piélou (IE)		
Teste de homogeneidade	Teste de Igualdade de variância (com base em média)	P = 0,031			P = 0,009		
	Teste de Igualdade de variância (com base em média aparada)	P=0,038			P = 0,014		
Testes de efeitos entre sujeitos	Ponto de amostragem	P<0,001			P = 0,002		
	Estação	P=0,013			P = 0,790		
	Ponto de Amostragem * Estação	P=0,621			P = 0,335		
Comparações múltiplas (Teste de Tukey HSD)							
Ponto de amostragem			Índice de Diversidade de Shannon (H')			Índice de Equitabilidade de Piélou (E)	
			Intervalo de confiança 99%			Intervalo de confiança 99%	
		P	Limite inferior	Limite superior	P	Limite inferior	Limite superior
Ponto 1	Ponto 2	0,004	-0,62	-0,05	0,003	0,02	0,18
	Ponto 3	<0,001	-0,77	-0,19	<0,001	0,04	0,19
Ponto 2	Ponto 1	0,004	0,05	0,62	0,003	-0,18	-0,02
	Ponto 3	0,080	-0,39	0,08	0,543	-0,05	0,83
Ponto 3	Ponto 1	<0,001	0,19	0,77	<0,001	-0,19	-0,04
	Ponto 2	0,080	-0,08	0,39	0,543	-0,08	0,05

As **Figs 25 e 26** evidenciam as variações espaço-temporal do Índice de Diversidade (H') e o Índice de Equitabilidade (E) da comunidade de Diatomáceas Bentónicas, respetivamente.

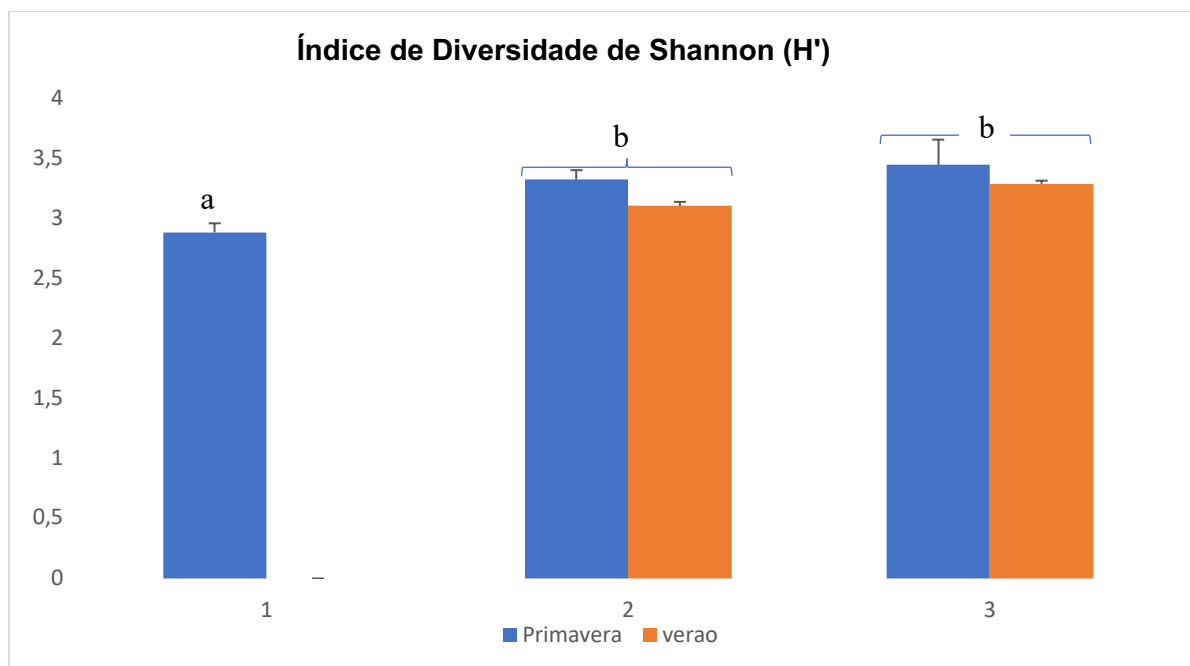


Figura 25: variação espaço-temporal dos valores do Índice de Diversidade de Shannon, representando o eixo de X os locais de amostragem e o eixo de Y os valores médios. Os pontos com a mesma letra são pontos a onde não existem diferenças médias e os pontos com letras diferentes são pontos aonde existem diferenças médias.

A análise da **Fig. 25** demonstra que os valores obtidos para o Índice de diversidade de Shannon nos diferentes pontos de amostragem foram consideravelmente elevados, tendo oscilado de 2,88 (Primavera Ponto 1) a 3,45 (Primavera Ponto 3), chamando a atenção para uma possível riqueza da diversidade dentro das comunidades, exceto para o ponto 1 no verão em que esse índice obteve o valor 0 (as amostras desse ponto não apresentaram nenhum indivíduo). De forma geral todos os pontos amostrados no verão obtiveram valores mais baixos.

O ponto 1 mostrou ser o ponto mais perturbado tendo obtido valores mais baixos, tanto na Primavera como no verão, sendo assim, menos estável em comparação com os valores obtidos nos outros pontos, o que vai de acordo com a afirmação de De Magalhães., (1985), que diz que a perturbação do equilíbrio ecológico propicia o crescimento de alguns grupos em detrimento de outros grupos que acabariam por diminuir, levando dessa forma a uma diminuição do índice de diversidade.

Os valores mais baixos encontrados no ponto 1, tanto na primavera como no verão, pode ser relacionado ao facto deste ponto ser a escorrência da mina e apresentar um menor caudal e uma maior concentração de metais em relação aos outros pontos. Daí, ter apresentado os menores valores em relação a avaliação da qualidade de habitat, os valores mais elevados de pH e de sólidos suspensos totais (embora estes ainda se encontrassem dentro da faixa

considerada como aceitável), os valores mais elevados de Carência Bioquímica de Oxigénio (Ponto 1 no verão).

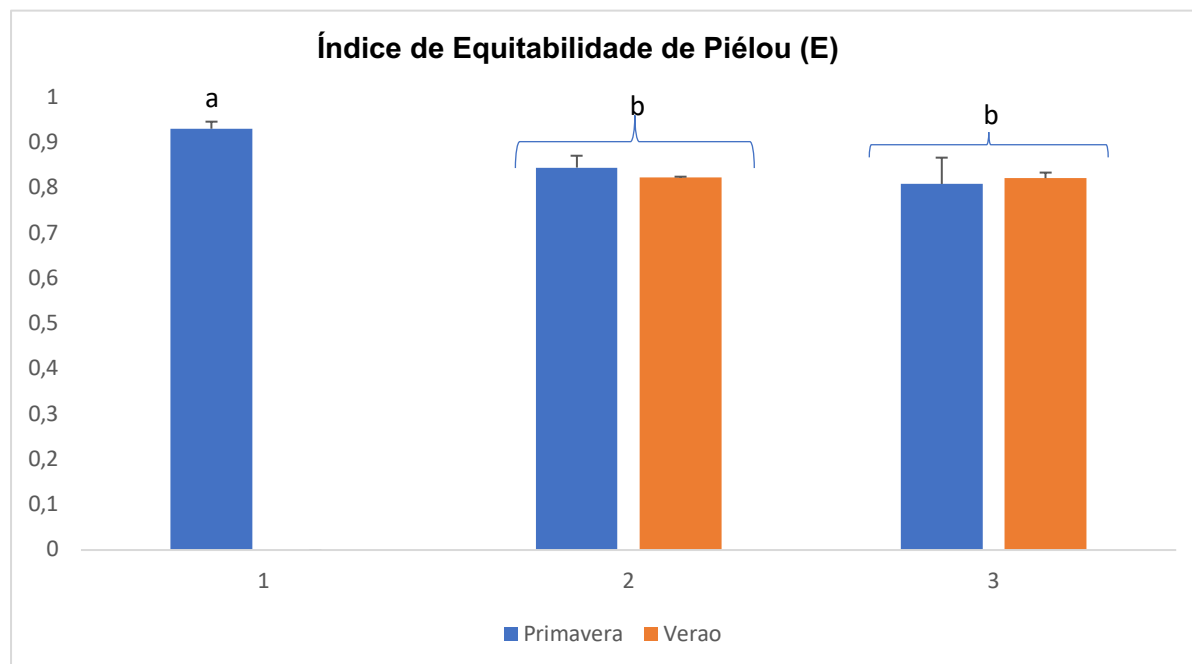


Figura 26: Variação espaço-temporal dos valores médios do Índice de Equitabilidade de Pielou, representando o eixo de X os locais de amostragem e o eixo de Y os valores médios. Os pontos com a mesma letra são pontos aonde não existem diferenças médias e os pontos com letras diferentes são pontos a onde existem diferenças médias.

Analisando a **Fig. 26**, pode-se verificar que num todo, os pontos amostrados mostraram ter uma boa distribuição das espécies, com exceção do ponto 1 no verão, tendo os valores obtidos oscilado entre 0,80 (primavera Ponto 3) a 0,93 (primavera Ponto 1).

As comunidades de diatomáceas apresentaram valores, relativamente elevados tanto para a diversidade como para a equitabilidade, uma combinação que traduz um estado ecológico “Bom” para a área em estudo, com exceção do ponto 1 no verão, que obteve o valor 0 para ambos os índices.

Os resultados das comparações múltiplas mostraram que os valores mais elevados de diversidade encontrados no ponto 2 e 3, tendo estes pontos obtido as maiores pontuações em relação a validação da qualidade de habitat.

Em relação aos nitratos e nitritos, os valores mais elevados de foram obtidos nos pontos 2 e 3 no verão o que conduziu possivelmente a essa perda de espécies autotróficas sensíveis ao azoto e aumento de maiores variedades de espécies tolerantes ao azoto, o que confere com os resultados encontrados por Van Dam., (1994). Segundo Patrick, R., (1973), dependendo da natureza e da gravidade da poluição, a diversidade caracterizada com índices que englobam a riqueza e a uniformidade dos constituintes da diversidade poderia ser

diminuída ou aumentada por modificações antropogénicas do estado do rio. Esta ainda prevê que a diminuição da uniformidade da abundância das espécies pode ser induzida de forma diferente por alguns poluentes, como por exemplo por poluentes orgânicos, enquanto a poluição tóxica pode levar a um aumento da uniformidade, sendo o número de espécies reduzidos por poluições graves.

Para Juttner *et al.*, (1996) as mudanças da diversidade são dependentes do tipo de poluição, tendo alguns estudos revelado que uma determinada poluição pode aumentar (Van Dam, H., 1982), ou diminuir a diversidade, dependendo da natureza dessa poluição.

4.3.3 Índice de Sensibilidade Específica à Poluição (IPS) e Índice Biológico de Diatomáceas (IBD)

Os dois índices aqui calculados foram o IPS (Specific Polluosensitivity Index) e o IBD (Índice Biológico de Diatomáceas) – **Fig. 27**.

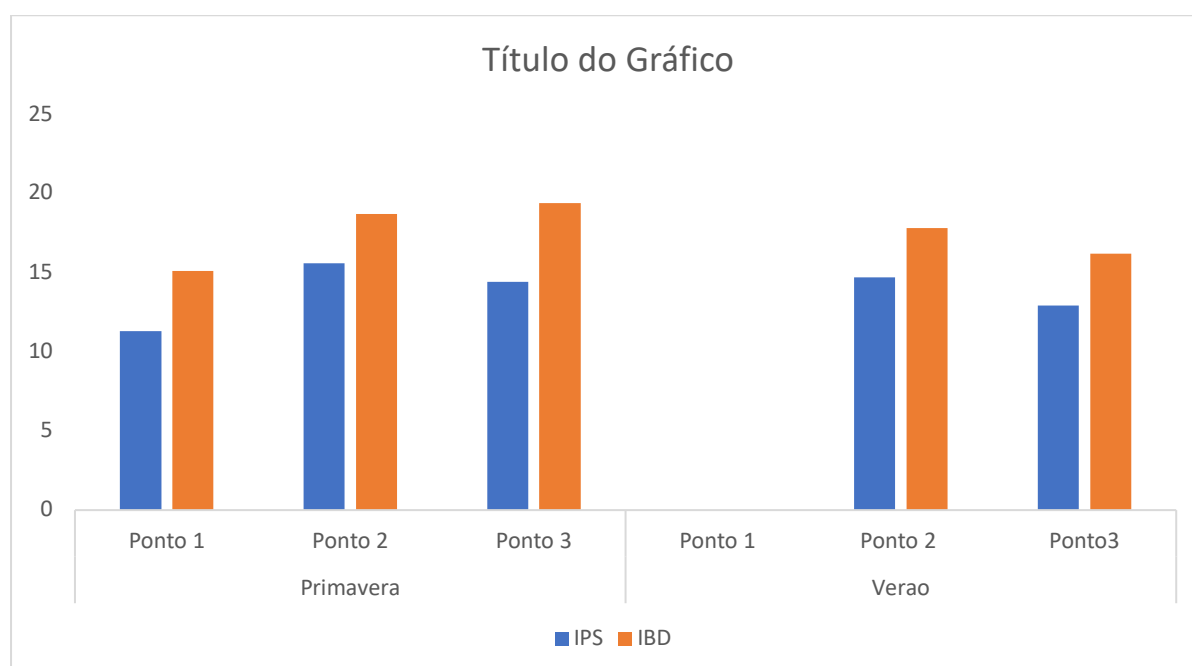


Figura 27: Variação espaço-temporal dos valores obtidos para o IPS e IBD, representando o eixo de X os locais de amostragem e o eixo de Y os valores. Os valores do IPS estão representados pelas colunas azuis e os valores do IBD representados pelas colunas laranjas.

Calculando o Rácio de Qualidade Ecológica (RQE) a partir dos resultados obtidos com o IPS dos diferentes pontos de amostragem, as classificações foram feitas segundo a Diretiva Quadro de Água, seguindo os valores base do Plano de Gestão de Região Hidrográfica 2016/2021 para análise do IPS. Os pontos 2 e 3 na primavera e o ponto 2 no verão,

alcançaram valores, que permitiram os enquadrar na classe de água de Boa/Razoável, tendo o Ponto 2, na primavera, obtido o valor mais alto (0,82). O Ponto 1, na primavera e o Ponto 3 no verão, obtiveram os valores mais baixos, tendo sido enquadrado na classe de água de qualidade ecológica Razoável/Medíocre. Já o Ponto 1 no verão por não ter se verificado a presença de nenhum organismo, apresentou o valor zero para ambos os índices, classificada assim como tendo uma Má qualidade ecológica. Essas classificações são fortalecidas pelos resultados acima referidos para índice de diversidade de Shannon-Wiener – H' (1949), que demonstraram que tanto na Primavera como no verão, o ponto 2 e 3 foram as que apresentaram uma maior diversidade e uma boa distribuição segundo o índice de equitabilidade de Pielou – E (Pielou., 1969).

Já os resultados alcançados com o IBD na primavera foram superiores aos do verão em todos os pontos de amostragem. Ainda analisando o gráfico da **Fig. 26** e a **Tabela 6**, é de se notar que os valores do IBD são notoriamente superiores aos valores do IPS. Isso se deve ao facto de que no cálculo de IBD as percentagens das espécies usadas terem sido, na sua maioria, inferiores a 80%, refletindo assim negativamente na robustez dos valores alcançados podendo levar a classificações erradas. Sendo assim os resultados do IBD não serão levados em consideração nesse estudo.

Tabela 6: Valores do Índice de Pluosensibilidade Especifica (IPS), Índice de Biológico de Diatomáceas (IBD) e Rácio de Qualidade Ecológica (RQE) das amostras recolhidas na primavera e no verão, nos três pontos de amostragem.

Estação	Ponto de Amostragem	IPS	IBD	RQE
Primavera	Ponto 1	11,3	15,1	0,59 Raz./Med.
	Ponto 2	15,6	18,7	0,82 Bom/Raz.
	Ponto 3	14,4	19,4	0,75 Bom/Raz.
Verão	Ponto 1	0	0	0 Med./Mau
	Ponto 2	14,7	17,8	0,77 Bom/Raz.
	Ponto3	12,9	16,2	0,68 Raz./Med.

4.3.4 – Análise Estatística

Foi feita a análise PLS, que interpretando duas 2 matrizes, procura em cada dimensão o eixo com a máxima covariância entre as mesmas.

- Na análise de covariância entre os parâmetros físico-químicos (**x**) e os Índices de Qualidade Ecológica (**y**), as componentes significativas conseguiram explicar 87% da variância de **x** (variáveis independentes) e 98% da variância de **y** (variáveis dependentes).

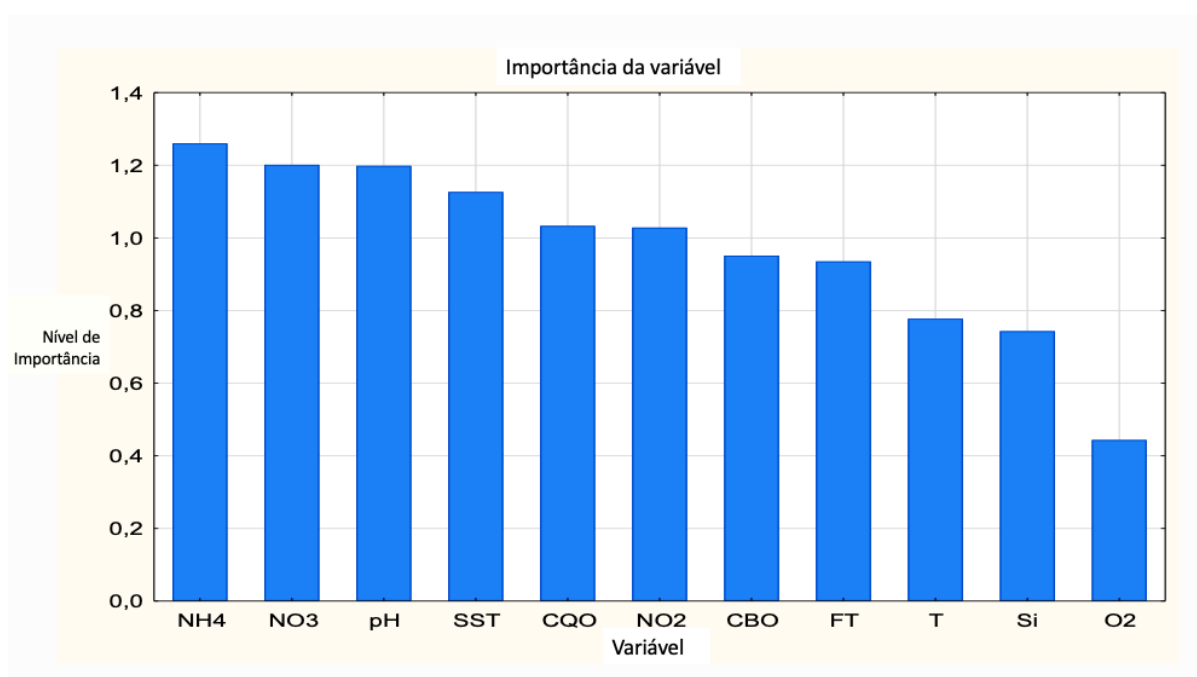


Figura 28: Importância da variável dos componentes do parâmetro físico-químico em relação aos índices de qualidade ecológica.

Analisando o gráfico da **Fig. 28**, relativa à importância da variável entre os parâmetros físico-químicos e os índices de qualidade ecológica, pode-se verificar que a Amônia (NH_4), os Nitratos (NO_3^-), o pH e os Sólidos Suspensos Totais (SST), foram os componentes que apresentaram uma maior importância.

Analisando a **Fig. 29** relativa à representação da correlação entre os parâmetros físico-químicos e os Índices de Qualidade Ecológica, os gráficos da **Fig. 29A** (análise entre as componentes 1 e 2), mostraram uma correlação positiva entre o CBO_5 , NO_2^- , NO_3^- e o O_2 e o QBR, tendo o Fosforo Total, o CQO e a NH_4^+ apresentado uma correlação mais fraca com

com o VHA e GQC. Já o pH, os SST e a Si mostraram ter uma correlação negativa com o QBR. Na análise entre os componentes 1 e 3 (**Fig. 29B**) verificou-se uma correlação positiva, principalmente do CBO⁵, Fosforo Total, CQO e NH⁴⁺ com o QBR, e uma correlação mais fraca do NO²⁻ e NO³⁻ com o GQC e VHA. A Si, o pH e os SST não apresentaram nenhuma correlação positiva. Já na análise entre as componentes 2 e 3 (**Fig. 29C**) verificou-se uma correlação positiva do QBR com o CBO e O², e negativa com o Fosforo Total, o CQO e a NH⁴⁺. Enquanto o GQC e o VHA apresentaram uma correlação negativa com os SST, NO³⁻, NO²⁻ e o pH, sem ter apresentado correlação positiva com nenhum dos componentes físico-químicos.

Tendo em conta que os Índices de Qualidade Ecológica são fortemente influenciados pela qualidade físico-química, verificou-se que nos pontos 2 e 3 no verão os valores encontrados para o QBR foram melhores, o que pode estar relacionado com as correlações positivas com o O², o CQO, NO³⁻ e NH⁴⁺, que nestes pontos tiveram bons valores. Enquanto no resto dos pontos os valores do QBR foram mais baixos o que pode estar relacionado aos valores menos bons, encontrados para CBO⁵, NH⁴⁺, Fosforo Total, na maioria dos pontos amostrados na primavera e do CQO no ponto 3 da primavera. Em relação ao GQC, os melhores resultados foram obtidos no ponto 3, em ambas as estações, embora os resultados dos componentes físico-químicos não expliquem com clareza as correlações positivas entre essas variáveis. Em relação ao VHA os valores oscilaram no mesmo sentido que o QBR ao longo dos pontos amostrados nas duas estações. Isso pode explicar as correlações positivas encontradas, podendo dessa forma os parâmetros físicos-químicos apresentados ter uma relação direta com os valores dos Índices de Qualidade ecológica.

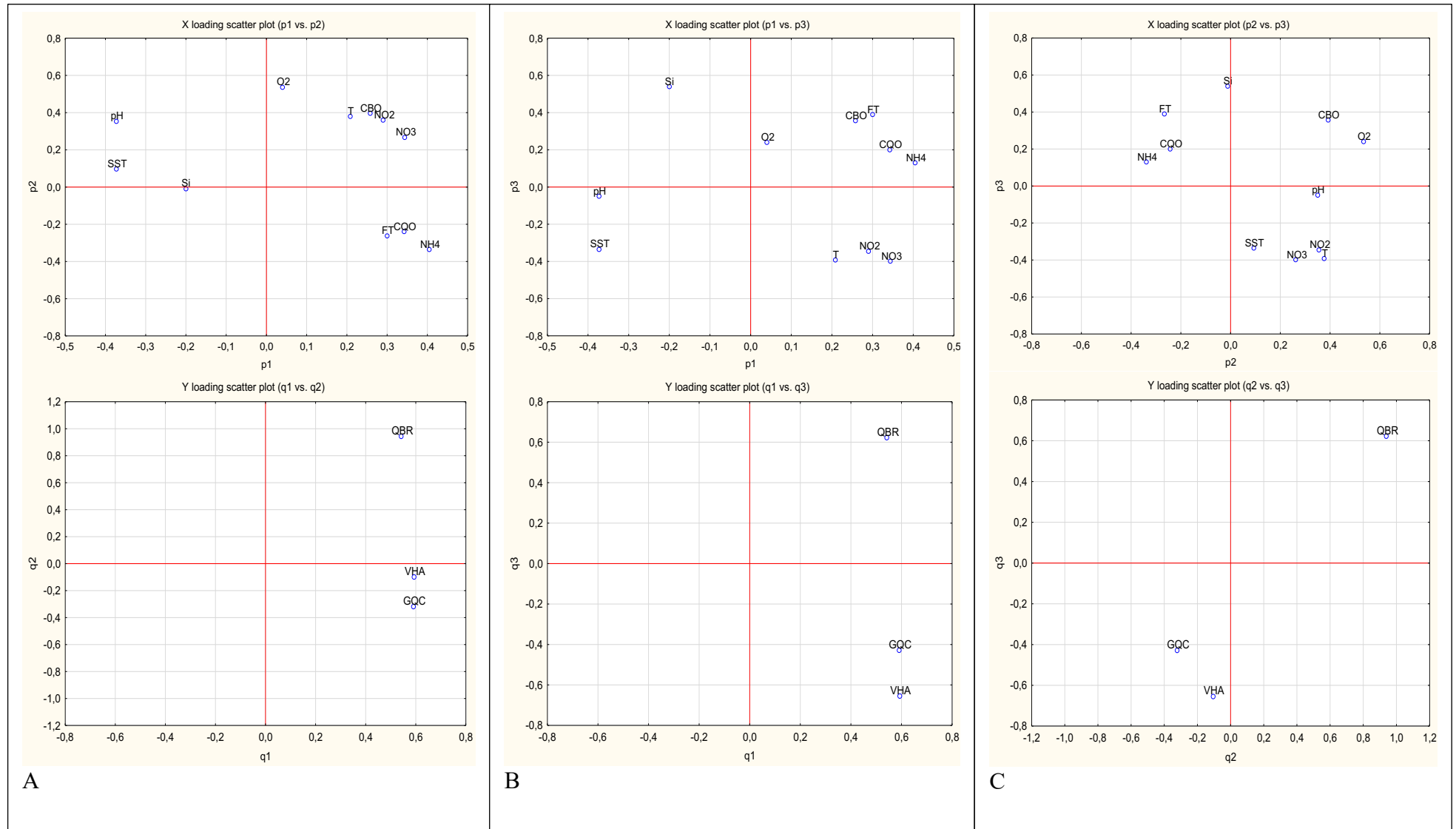


Figura 29: Representação da correlação entre os parâmetros físico-químicos e os Índices de Qualidade Ecológica.

• Para a análise de covariância entre as diatomáceas e os parâmetros físico-químicos, representadas pelos gráficos da **Fig. 30**, as componentes significativas conseguiram explicar 80% da variância de **x** (variáveis independentes) e 70% da variância de **y** (variáveis dependentes).

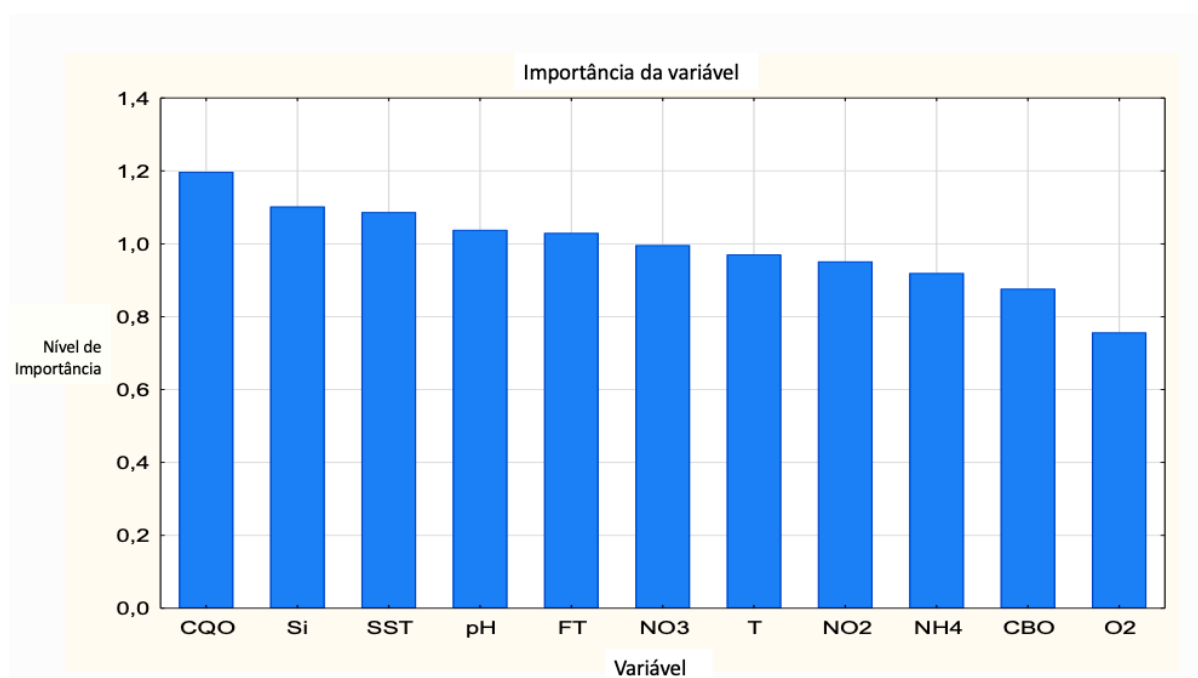


Figura 30: Importância da variável das comunidades de diatomáceas em relação aos componentes do parâmetro físico-químico.

Analisando o gráfico da **Fig. 30**, pode-se verificar que o CQO, a Si, os SST e o pH, foram os componentes que apresentaram uma maior importância em relação a comunidades de diatomáceas.

Na análise da **Fig. 31**, os gráficos relativos a análise entre as componentes 1 e 2 (**Fig. 31A**), mostraram uma correlação positiva entre o CBO₅, NH⁴⁺, CQO e Fosforo Total e algumas espécies de diatomáceas, entre as quais a *Navicula ammophila* (NAMM), *Psammothidium levanderi* (PLVA), *Encyonema lange-bertalotii* (ENLB), *Gomphonema insigne* (GINS), *Ulnaria ulna* (UULN), *Planothidium lanceolatum* (PTLA) e *Fragilaria capucina* (FCAP), sendo o *Gomphonema insigne*, o *Encyonema lange-bertalotii* e a *Fragilaria capucina* espécies mais resistentes e o *Psammothidium levanderi* e *Planothidium lanceolatum* conhecidas como sendo mais sensíveis.

Os NO_3^- , NO_2^- , e o O_2 apresentaram uma correlação positiva com *Fragilaria pectinalis* (FPEC), *Navicula lundii* (NLUN), *Encyonema minutum* (ENMI), *Pinnularia subcapitata* (PSCA), *Cocconeis placentula* (CPLA), *Navicula rostellata* (NROS), *Psammothidium kuelbii* (PKUE). A Si apresentou uma correlação mais fraca com *Navicula viridula* (NVIR), *Planothidium minutissimum* (PMNT) e negativa com *Navicula Cryptocephala* (NCRY), tendo esta última espécie apresentado uma fraca correlação com os SST e o pH. Sendo a maioria dessas espécies sensíveis, com exceção da *Pinnularia subcapitata* e do *Encyonema minutum* que apresentam maior resistência, essa correlação positiva pode ser explicada pelos valores satisfatórios, encontrados tanto para os NO_3^- como para o O_2 .

Os gráficos relativos a análise entre os componentes 1 e 3 (**Fig. 31B**), mostraram que os SST e os NO_3^- apresentaram uma correlação positiva com espécies como *Pinnularia subcapitata* (PSCA), *Gomphonema minutum* (GMIN), *Pinnulária microstauron* (PMIC), *Encyonema silesiacum* (ELSE), *Gomphonema parvulum* (GPAR) e *Psammothidium kuelbii* (PKUE), sendo todas essas espécies resistentes, com exceção do *Psammothidium kuelbii*. O NH_4^+ e o Fosforo Total mostraram correlacionarem-se positivamente com espécies como a *Ulnaria ulna* (UULN), *Staurosira berolinesis* (STSB), *Navicula ammophila* (NAMM), *Reimeria sinuate* (RSIN), *Nitzschia palea* (NPAL), *Nitzschia paleacea* (NPAE). Os NO_2^- , a temperatura, o pH e o O_2 correlacionaram de uma forma mais fraca com espécies como a *Navicula Cryptocephala* (NCRY), *Navicula subalpine* (NSBN), *Fragilaria pectinalis* (FPEC), *Navicula rostellata* (NROS), *Cocconeis placentula* (CPLA), *Cyclotella meneghiniana* (CMEN), enquanto que o CBO_5 , o CQO e a Si apresentaram também uma correlação mais fraca com *Psammothidium levanderi* (PLVA), *Fragilaria capucina* (FCAP). A *Nitzschia palea*, *Nitzschia paleacea*, *Pinnulária microstauron*, *Gomphonema parvulum* são espécies já bem conhecidas devido a sua capacidade de suportar altos níveis de contaminação / poluição. Já os *Cocconeis placentula*, as espécies do género *Psammothidium* são mais sensíveis.

Na **Fig. 31C**, a análise dos gráficos da correlação entre os componentes 2 e 3, mostram que os SST correlacionaram positivamente com espécies como *Planothidium minutissimum* (PMNT), *Navicula viridula* (NVIR), *Reimeria sinuate* (RSIN), *Staurosira berolinesis* (STSB), enquanto, o Fosforo Total, a NH_4^+ e os NO_3^- apresentaram uma correlação positiva com o *Gomphonema minutum* (GMIN), *Pinnularia subcapitata* (PSCA), *Navicula lundii* (NLUN), *Navicula ammophila* (NAMM), *Planothidium lanceolatum* (PTLA), *Psammothidium kuelbii* (PKUE) e o *Gomphonema rhombicum* (GRHO). Já o pH e a Si correlacionaram negativamente com *Fragilaria capucina* (FCAP), *Cocconeis placentula* (CPLA), *Cyclotella meneghiniana* (CMEN), *Fragilaria pectinalis* (FPEC), *Psammothidium levanderi* (PLVA),

Navicula subalpine (NSBN), tendo estas mesmas espécies correlacionado de forma mais fraca com o O_2 , CQO, CBO_5 e com os NO_2^- .

Pode se constatar também, em todas as componentes analisadas, os parâmetros físico-químicos em causa apresentam correlações positivas tanto com espécies sensíveis, como com espécies mais resistentes.

De um modo geral, essas correlações positivas entre os componentes dos parâmetros físico-químicos com espécies sensíveis e espécies resistentes em simultâneo, podem ser explicadas pelas variações nos valores de cada componente aos longo dos pontos nas diferentes estações. Por exemplo, na análise das componentes 1 e 3 foi a que apresentou um maior número de espécies resistentes (*Pinnularia subcapitat*, *Gomphonema minutum*, *Pinnulária microstauron*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia paleácea*), estando estas coabitando com outras espécies mais sensíveis à contaminação orgânica, como por exemplo o *Psammothidium levanderi* e *Cocconeis placentula*, tendo essa análise refletido, de certa forma, os resultados encontrados no ponto 3 no verão. Neste ponto a presença de espécies sensíveis deve-se muito possivelmente aos bons resultados (valores aceitáveis) encontrados em quase todas as componentes dos parâmetros físico-químicos (exceto Fosforo Total), enquanto a presença de espécies resistentes pode ser explicada pelo facto dessa parte do rio receber o escoamento de uma mina de ferro (sendo que a grande parte das espécies resistentes encontradas são resistentes a metais).

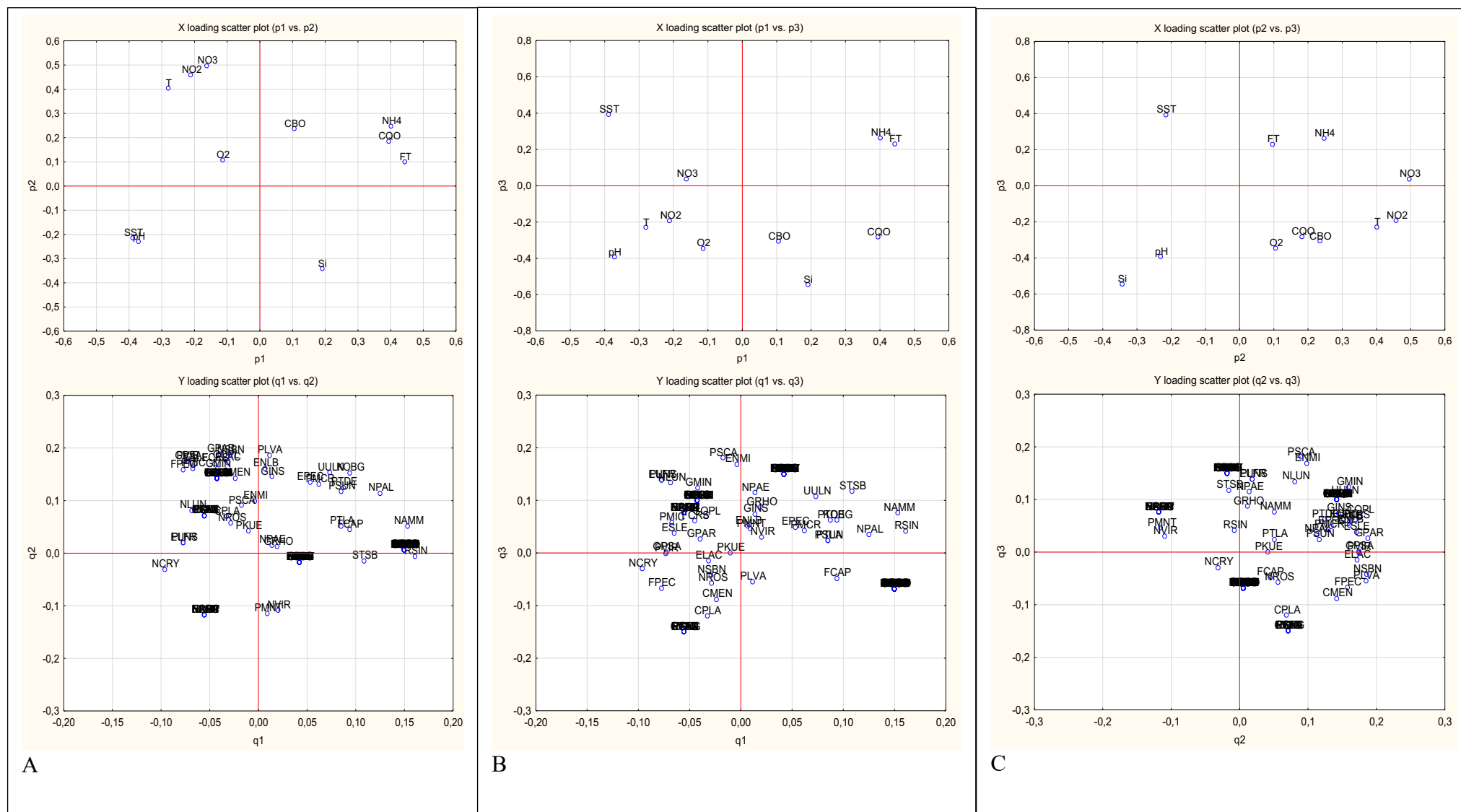


Figura 31: Representação da correlação entre a comunidade de diatomáceas e os parâmetros físico-químicos.

Quanto a análise de covariância entre as diatomáceas e os Índices de Qualidade Ecológico, as componentes significativas conseguiram explicar 90% da variância de **x** (variáveis independentes) e 20% da variância de **y** (variáveis dependentes). Pelo fato da percentagem da variância em **y** ter sido muito baixa (o que quer dizer que as correlações entre as variáveis foram nulas ou irrelevantes), essa análise não irá ser mencionada neste trabalho.

4.3.5 Comparação dos resultados para os parâmetros físico-químicos obtidos no ano de 2018 e no ano de 2021 nas duas estações (primavera e verão).

Analisando a **Tabela 7**, pode verificar-se que houve uma significativa melhoria em relação a alguns parâmetros do ano 2018 para 2021, principalmente no verão. No que tange aos nitratos e amónia, o estado ecológico da água passou de razoável em 2018 para boa em 2021 tendo para o fosforo passado de muito mau estado ecológico em 2018 para mau em 2021.

Tabela 7: Quadro comparativo com os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos das amostras de água no ano 2018 (Rodrigues C. M. M., 2018) e 2020 nas diferentes estações (primavera e verão) no mesmo ponto de amostragem, representadas com as cores correspondentes as classificações.

	Primavera		Verão	
Parâmetros físico-químicos	2020	2018	2020	2018
Ph	6,6	6,3	6,8	6,6
Temperatura (°C)	24,0	17,6	27,2	20,5
Oxigénio Dissolvido (%)	79,2	89,7	97,3	78,2
Sólidos Suspensos Totais (mg/l)	5,5	3,1	6,3	6,2
Nitratos (NO ₃ ⁻) mg/l	3,3	20,5	18,7	27,5
Nitritos (NO ₂ ⁻) mg/l	0,2	7,3	0,8	8,6
Amónia (NH ₄ ⁺) mg/l	1,6	1	1,0	1,9
Fosforo Total (P) mg/l	0,9	0,4	0,5	0,9

Em relação à estação da primavera, tanto o ano de 2018 como o de 2020 mantiveram a mesma qualidade ecológica da água para a maioria dos parâmetros físico-químicos, com exceção dos nitratos que obtiveram melhores valores em 2020 do que em 2018, da amónia e do fosforo que apresentaram valores menos bons em 2020 (qualidade ecológica razoável e muito má qualidade ecológica, respetivamente).

Os nitritos, no ano de 2018 apresentaram valores bem superiores aos de 2020, tanto na primavera como no verão, o que pode ser explicado pelo fato do oxigénio dissolvido na água não ter sido suficiente para completar o processo de formação dos nitratos (principalmente no verão de 2018, onde se verifica uma menor percentagem de oxigénio dissolvido).

4.3.6 Avaliação da qualidade da água a partir de índices de macroinvertebrados no ano de 2018 no mesmo ponto em estudo.

Uma vez que neste estudo não foi possível avaliar a qualidade da água a partir dos índices de macroinvertebrados, os dados mais recentes acerca da avaliação da qualidade da água que se têm do rio Ferreira, foram as resultantes do trabalho realizado por Rodrigues C. M. M (2018), sendo a nossa área de estudo correspondente ao Ponto F5 no estudo realizado pela mesma autora. Nesse trabalho foi utilizado o Índice Biótico Belga (BBI), o Índice do Grupo de Trabalho de Monitorização Biológica Ibérica (IBMWP) e o Índice Português de Invertebrados do Norte (Iptl_N) (**Tabela 8**).

Tabela 8: Índices bióticos de macroinvertebrados (o Índice Biótico Belga, BBI; Índice do Grupo de Trabalho de Monitorização Biológica Ibérica, IBMWP) e multimétricos (Índice Português de Invertebrados do Norte (Iptl_N) baseados na comunidade de macroinvertebrados (Rodrigues C. M. M., 2018).

	Índices de macroinvertebrados (2018)		
Estação	BBI	IBMWP	Iptl _N
Primavera	5 (III)	24 (IV)	0,26 (IV)
Verão	5 (III)	24 (IV)	0,27 (IV)

A partir da análise das amostras recolhidas neste ponto (F5) durante o estudo acima mencionado, o BBI obteve pontuação 5 tanto na Primavera como no verão, ficando assim enquadrado na classe III da qualidade ecológica da água, classificado como água moderadamente poluída / situação crítica. Na primavera assim como no verão os valores obtidos para o BMWP e para o Iptl_N corresponderam à classificação de água que qualidade crítica/ sistema muito alterado, classe IV, e água em mau estado ecológico, classe IV, respetivamente.

Capítulo 5

5 Conclusão

A avaliação do habitat do rio Ferreira mostrou que os pontos estudados sofreram alterações profundas tanto nas suas margens, devido a utilização do solo para atividades estritamente antropogénicas, como na cobertura vegetal quebrando assim as ligações existentes entre os componentes bióticos e abióticos.

O ponto 1 foi a que apresentou a pior avaliação em todos os índices, tendo os índices VHA e QBR revelado significativas transformações, tendo o índice GQC mostrado a ocorrência de perturbações bastante acentuada. O ponto 3 foi o único que apresentou uma boa qualidade do canal, tendo revelado a nível dos índices VHA e QBR moderadas transformações, enquanto o ponto 2 apresentou de forma geral para todos os índices, alterações significativas, com exceção do índice QBR no verão.

Relativamente a qualidade físico-química da água, de forma geral, foram encontrados níveis moderados de poluição orgânica com consequente diminuição da qualidade da água neste ambiente, sugerindo assim situações de eutrofização tanto na primavera como no verão. O fosforo total (P), que nas duas estações apresentou valores muito altos, com exceção do ponto 1 na primavera. E o CBO5 que também apresentou valores não tao animadores de modo geral, com exceção do ponto 1 na primavera. O DO apresentou boas concentrações em todos os pontos nas duas estações, assim como os valores de pH mantiveram-se rondando a neutralidade. Houve uma clara variabilidade temporal entre as amostras: tendo os valores da temperatura, dos NO_3^+ e NO_2^- aumentado no verão, contrariamente a NH_4^+ que tiveram valores mais elevados na primavera.

Da comparação dos resultados obtidos neste estudo para os parâmetros físico-químicos das amostras de água com os obtidos no estudo de 2018, nas diferentes estações, conclui-se que nestes últimos anos houve uma ligeira melhoria nos valores desses parâmetros de forma geral. Á exceção do Fosforo total que na primavera de 2021 obteve uma classificação menos positiva do que no ano de 2018.

Perante a análise da comunidade de diatomáceas bentónicas, concluiu-se que a área do rio Ferreira em estudo foi co-dominada por espécies resistentes a contaminação por metais (alguns dos quais também apresentam resistência à poluição orgânica) e espécies que apresentam uma maior sensibilidade a poluição por compostos orgânicos, em ambas as estações.

Embora o I.D' e o I.E tenham mostrado no geral uma diversidade considerável e uma boa distribuição das espécies, o RQE (calculado com base do IPS) classificou as águas nesse ponto do rio Ferreira, como tendo uma Má qualidade ecológica, uma vez que mesmo tendo sido identificadas espécies sensíveis (*Psammothidium marginulatum*, *Psammothidium daonense* e *Achnantheidium affine* e *Karayevia oblongella*), a presença abundante de espécies tolerantes a metais e tolerantes a poluição orgânica (*Hantzschia abundans*, *Gomphomena parvulum*, *Nitzschia palea* e *Pinnularia subcapitata*) persistiu de forma geral. Já os índices de macroinvertebrados calculados num estudo anterior (2018) classificaram essa mesma área como apresentando águas moderadamente poluída / situação crítica – BBI, água que qualidade crítica/ sistema muito alterado - BMWP, e água em mau estado ecológico - Iptl_N.

A análise PLS de covariância entre os parâmetros físico-químicos e os Índices de Qualidade Ecológica mostrou que os Índices de Qualidade Ecológica são de alguma forma influenciados pela qualidade físico-química da água devido às correlações positivas encontradas, de forma geral.

Em todas as componentes analisadas, os parâmetros físico-químicos em causa apresentam correlações positivas tanto com espécies sensíveis, devido a qualidade físico-química moderada da água, como com espécies mais resistentes (principalmente a metal) devido contaminação por metal, oriundos da mina Santa Justa.

Dado que as comunidades de diatomáceas e as comunidades de macroinvertebrados respondem de forma diferente a determinados tipos de pressões, as avaliações feitas com base nos seus índices mostraram ser complementares no processo de classificação da qualidade ecológica da água. Sendo assim, cada uma dessas comunidades aporta informações mais exatas das pressões as quais estão sujeitas e por intermédio do seu comportamento, acabam por indicar a qual pressão são mais sensíveis.

Os resultados aqui obtidos foram de grande importância uma vez que podem servir de incentivo na elaboração de futuros trabalhos de investigação no rio Ferreira. Entretanto, é real a necessidade de continuar este estudo, englobando análises mais pormenorizadas a nível dos parâmetros físico-químico, parâmetros hidromorfológicos e um maior leque de parâmetros biológicos (Diatomáceas, macroinvertebrados, macrófitas), de forma a obterem resultados mais realistas da variação espacial e temporal desse conjunto de parâmetros, que possam fornecer soluções de gestão integrada dos recursos naturais.

Bibliografia

Abarca, N., Jahn, R., Zimmermann, J. and Enke, N. (2014) Does the cosmopolitan diatom *Gomphonema parvulum* (Kützinger) Kützinger have a biogeography? PLoS One, 9(1), e86885

AGRI-PRO AMBIENTE, consultores, S.A. (2009). Estudo de Impacto Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico do Fridão. Relatório Síntese, 2

Almeida, S. F. P. (2001). Use of diatom for freshwater quality evaluation in Portugal. Limnetica, 20(2), 205-213

Almeida, S.F.P. & Gil, M.C.P. (2001) - Ecology of freshwater diatoms from the central region of Portugal. Cryptogamie Algologie. 22:1, 109-126.

Almeida, S. (2008). Utilização das diatomáceas na avaliação da qualidade das águas doces. Tese de Doutoramento. Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro.

AMP, CIBIO (2009) Rede de Parques Metropolitanos na Grande Área Metropolitana do Porto: Relatório Final. Anexo A, Sistemas Estruturantes Sousa e Ferreira, Porto, 63 p (Portuguese).

APHA, (1992). Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, D.C.

Bailet, B., Bouchez, A., Franc, A., Frigerio, J-M., Keck, F., Karjalainen, S-M., Rimet, F., Schneider, S., Kahlert, M. (2019) - Molecular versus morphological data for benthic diatoms biomonitoring in Northern Europe freshwater and consequences for ecological status.

Ballesteros, I., Casrillejo, P., Haro, A. P., Montes, C.C., Heinrich, C., Lobo, E.A. (2020). Genetic barcoding of Ecuadorian epilithic diatom species suitable as water quality bioindicators. Comptes Rendus. Biologies, Volume 343, p. 41-52.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J.B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2nd Edition. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water. EPA/ 841-B-99-002.

Bennion, H. & Simpson, G.L. (2011) The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. Journal of Paleolimnology 45: 469–488.

Begon, M., Harper, J., & Townsend, C. (1996). *Ecology: individuals, populations and communities*. 3a edição, Oxford: Blackwell Science

Berzano, M., Marcheggiani, S., Rombini, S. & Spurio, R. (2012) The application of oligonucleotide probes and microarrays for the identification of freshwater diatoms. *Hydrobiologia* 695: 57–72.

Bio, A., Vieira, N., Costa, M. J., & Valente, A. (2011). Assessment of habitat and water quality of the Portuguese Febros River and one of its tributaries. *Limnetica*, 30(1), 103-116.

Blanco, S., Blanco, I. A., Cejudo-Figueiras, C. Mantecon, E., Ector, L. (2010) - *Guía de las diatomeas de la cuenca del duero*. Confederación Hidrografica del Duero. Valladolid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. ISBN 771-10- 005-1.

Bonada, N., & Resh, V. H. (2013). Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia*, 719, 1–29. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1634-2>.

Branco, Elisângela de Sousa. (2008). *Influência das Variáveis Ambientais na Comunidade Fitoplanctónica Estuarina*. Ed. Universitária da UFPE, Recife. pp 266

Carvalho, L. (2008). *Metodologias para a avaliação integrada dos impactos cumulativos em sistemas fluviais de pequenas bacias sujeitas a elevadas pressões antropogénicas*. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar. Doutoramento em Ciências do Meio Aquático. Porto, Portugal. 198 pp.

Carvalho, L., Cortes, R., & Bordalo, A. A. (2011). Evaluation of the ecological status of an impaired watershed by using a multi-index approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 174(1-4), 493-508. doi:10.1007/s10661-010-1473- 9

Cattaneo, A., Couillard, Y., Wunsam, S. & Courcelles, M. (2004)- Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Quebec, Canada). *J. Paleolimnol.* 32, 163–175.

Çelekli, A., Toudjani, A. A., Lekesiz, H. Ö., & Çetin, T. (2018). Ecological quality assessment of running waters in the North Aegean catchment with diatom metrics and multivariate approach. *Limnologica*, 73, 20–27. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.09.001>

Cortes, R. M., & Monzón, A. (1991). Biological assessment of water quality in northern Portugal using a method combining species tolerance and diversity along the longitudinal axis. *Limnetica*, 7: 123- 132.

Cortes, R. M. V., Carvalho, L. H. M., & Carvalho, M. J. P. M. (1992). Caracterização físico-química das águas dulciaquícolas – Implicações biológicas. Vila Real. 131 pp.

Cortes, R. M., Carvalho, L. H., & Carvalho, M. J. (1997). Caracterização Físico- Química das Águas Dulciaquícolas. Implicações Biológicas. 2a Edição ed. Vila Real.

Cortes, R. M. V., Teixeira, A., Crespi, A., Oliveira, S., Varejão, E., & Pereira, A. (1999). Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Lima. 1a Fase. Análise e Diagnóstico da Situação de Referência (Componente Ambiental) – Anexo 9. Ministério do Ambiente., 277 pp.

Cortes, R. M. V. (2003). Requalificação de ecossistemas aquáticos: único modo de caminhar para a inversão da degradação dos Recursos Hídricos e cumprir a Directiva Quadro da Água. III Congresso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua (edArrojo Agudo & L. del Moral Iruarte). Ponências. Fundación Nueva Cultura del Agua, Saragoça, 289-306 pp.

Costa-Böddeker, S., Bennion, H., Jesus, T.A., Albuquerque, A.L.S., Figueira, R.C.L. & Bicudo, D.C. (2012) Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow tropical urban reservoir, southeast Brazil. *Journal of Paleolimnology* 48: 751–766.

Couto, H. & Dias, A; G. (2001); Parque Paleozóico de Valongo: Património Geológico; Câmara Municipal de Valongo, Valongo, pp. 40.

De Magalhães, A. P. F. P. (1985). Manual de Vigilância da Qualidade das Águas Superficiais. Publicações do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre", Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 38 pp.

Descy, J-P. (1979). A new approach to water quality estimation using Diatoms. *Nova Hedwigia*, 64, 305-323.

Directiva 2000/60/CE, 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. L 327: 1-72.
Esteves, Francisco de Assis. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2a Edição. Interciência. Rio de Janeiro.

Falasco, E., Bona, F., Badino, G., Hoffmann, L. & Ector, L. (2009) - Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia*. 623, 1–35.

Feio, M.J., Almeida, S.F.P., Craveiro, S.C. & Calado, A.J. (2009)- A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological Indicators*. 9, 497–507.

Feio, M.J., Aguiar, F.C., Almeida, S.F.P., Ferreira, J., Ferreira, M.T., Elias, C., Serra, S.R.Q., Buffagni, A., Cambra, J., Chauvin, C., Delmas, F., Dörflinger, G., Erba, S., Flor, N., Ferréol, M., Germ, M. Mancini, L. Manolaki, P., Marcheggiani, S, Minciardi, M.R., Munné, A., Papastergiadou, E., Prat, N., Puccinelli, C., Rosebery, J., Sabater, S., Ciadamidaro, S., Tornés, E., Tziortzis, I., Urbanic, G. & Vieira, C. (2013)- Least Disturbed Condition for European Mediterranean rivers. *Science of The Total Environment*. (In Press). Disponível em WWW:<URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713005998>>

Formigo, N. (1997). A bacia hidrográfica do rio Âncora: caracterização ecológica e potencialidades bio-económicas para a prática da pesca desportiva. Dissertação de doutoramento em Biologia, apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 510 pp.

Germain, H. (1981). Flore des Diatomées. Diatomophycées d'Eaux Douces et Saumâtres du Massif Armoricaïn et des Contrées Voisines d'Europe Occidentale. Ed. Boubée, Paris. 444 pp

Giller, P. S., & Malmqvist, M. (1998). *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, Oxford, England. 296 pp.

Gonçalves, V., Raposeiro, P., Costa, A.C. (2008). Benthic diatoms and macroinvertebrates in the assessment of the ecological status of Azorean streams.

Heller, Léo e Pádua, Valter Lúcio. (2006). Abastecimento de água para consumo humano. UFMG. pp. 859.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A., Johnson., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., Bund, W.V. (2010)- The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Volume 408, Issue 19, Pages 4007-4019*

HersHKovitz, Y., & Gasith, A. (2013). Resistance, resilience, and community dynamics in Mediterranean-climate streams. *Hydrobiologia*, 719, 59–75. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1387-3>.

Holling, C.S.; Meffe, G.K. (1996) - Command and control and the pathology of natural resource management. *Conserv. Biol.*, v.10, p.328–337.

INAG (2001): Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Douro

INAG, I. P. (2008a)- Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva-Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para o fitobentos - diatomáceas. Instituto da Água, I.P. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

INAG, I.P. (2008b)- Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água: Caracterização abiótica. Instituto da Água, I.P. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

INAG, I.P. (2009) - Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais: Rios e Albufeiras. Instituto da Água, I.P. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Juttner, I., Rothfritz, H., & Omerod, S. J. (1996). Diatoms as indicators of river water quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. *Freshwater Biology*, 36, 475–86.

Karaouzas, I., Smeti, E., Kalogianni, E., Th. Skoulidakis, N., (2019). Ecological status monitoring and assessment in Greek rivers: Do macroinvertebrate and diatom indices indicate same responses to anthropogenic pressures?

Karr, J. R. (1999). Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41(2), 221-234. doi:10.1046/j.1365-2427.1999.00427.x

Kelly, M. G., Bennion H., Cox E. J., Goldsmith B., Jamieson, J., Juggins S., Mann D. G., & Telford R. J. (2005). Common freshwater diatoms of Britain and Ireland: an interactive key. Environment Agency, Bristol.

Kelly, M., Bennett, C., Coste, M., Delgado, C., Delmas, F., Denys, L., Ector, L., Fauville, C., Ferréol, M., Golub, M., Jarlman, A., Kahlert, M., Lucey, J., Ní Chatháin, B., Pardo, I., Pfister, P., Picinska-Faltynowicz, J., Rosebery, J., Schranz, C., Schaumburg, J., Van Dam, H. & Vilbaste, S. (2009) - A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. *Hydrobiologia*. 621, 169-182.

Kociolek, J.P., Sheath, R.G., Wehr, J.D. (2015) - *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*, Second Edition is an authoritative and practical treatise on the classification, biodiversity, and ecology of all known genera of freshwater algae from North America

Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. (1986). Bacillariophyceae 1/2 Naviculaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. H. Ettl (ed.), 876 pp. G. Fischer Verlag. Jena.

Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. (1988). Bacillariophyceae 2/2 Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. H. Ettl (ed.), 576 pp. G. Fischer Verlag. Jena.

Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. (1991a). Bacillariophyceae. 2/3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. H. Ettl (ed.), 576 pp. G. Fischer Verlag. Jena.

Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. (1991b). Bacillariophyceae. 2/4: Achnanthaceae. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. H. Ettl (ed.), 576 pp. G. Fischer Verlag. Jena.

Krammer K, Lange-Bertalot H (1999) Bacillariophyceae, Naviculaceae. Akademischer, G. Fischer, Heidelberg, Berlin

Krammer K, Lange-Bertalot H (1999) Bacillariophyceae, Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Akademischer Verlag G. Fischer, Heidelberg, Berlin

Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. (2000). Bacillariophyceae. 2/5: English and French translation of the keys. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. H. Ettl (ed.), 576 pp. G. Fischer Verlag. Jena.

Kociolek, J.P. & Williams, D.M. (2015) How to define a diatom genus? Notes on the creation and recognition of taxa, and a call for revisionary studies of diatoms. *Acta Botanica Croatica* 74: 195–210.

Kociolek, J.P., Theriot, E.C., Williams, D.M., Julius, M., Stoermer, E.F. & Kingston, J.C. (2015) Centric and Araphid Diatoms. In: J. Wehr, R. Sheath & J.P. Kociolek [Eds], *Freshwater Algae of North America*. 2nd Edition. Academic Press, NY.

Lainé, M., S. Morin & J. Tison-Rose-Bery. (2014). A Multicompartment Approach - Diatoms, Macrophytes, Benthic Macroinvertebrates and Fish-To Assess the Impact of Toxic Industrial Releases on a Small French River. *PLoS ONE* , 9(7): e102358.

Li, L., Zheng, B. H., & Liu, L. S. (2010). Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. *International Conference on Ecological Informatics and Ecosystem Conservation (Iseis 2010)*, 2, 1510-1524. doi:10.1016/j.proenv.2010.10.164

Lowe, R.L. (1974)- Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. U.S. Environmental Protection Agency. National Environmental Research Center, Cincinnati. EPA-670/4-74-005. 334 p.

Luís, A.T., Borg, F., Hedlund, M., Sá, C. M., Patinha. C., Teixeira. P., Da Silva. E. F., Almeida. S. F. P., (2009)- Heavy metal pollution downstream the abandoned Coval da Mó mine (Portugal) and associated effects on epilithic diatom communities

Luís, A.T., Alexander, A.C., Almeida, S.F.P., Da Silva, E.F & Culp, J.M. (2013) - Benthic diatom communities in streams from zinc mining areas in continental (Canada) and Mediterranean climates (Portugal). *Water Quality Research Journal of Canada*. 48:2, 180-191.

Martin-Jézéquel, V., Hildebrand, M. & Brzezinski, M. a. Silicon metabolism in diatoms: Implications for growth. *J. Phycol.* 36, 821–840 (2000).

Medlin, L.K. & Kaczmarek, I. (2004) - Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycologia*. 43, 245-270.

Mendes, B. & Oliveira, J. F. S., 2004. Qualidade da água para consumo humano. Ed Lidel. Lisboa, 626 pp.

Melo, Adriano Sanches. (2008). O que ganhamos "confundindo" riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrop*, 8 (3): 21-27

Metcalf, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139

Monteiro PS, Beleza J, Silva D, Padilha AC, Brito AG, Nogueira R, Rodrigues A, Martins G, Ribeiro D. (2005) - Relatório realizado no âmbito da 1a Fase do Estudo de Modelação da Qualidade da Água no rio Ferreira, solicitado pela Águas de Valongo à FEUP no âmbito do Protocolo Específico de Colaboração celebrado em Julho de 2005 entre a CCDD-N, a Câmara Municipal de Valongo, a Águas de Valongo e a FEUP, 134 p (Portuguese).

Morais, M., Novais, M.H, Nunes, S., Pedro, A., Almeida, S.F.P.; Craveiro, S.C., Rodrigues, A.M.F., Castro, L., Caldas, F.B. (2009a) - Desenvolvimento de um Sistema de Avaliação Ecológica para Rios Baseado nas Diatomáceas Bentónicas – Implementação da Directiva Quadro da Água em Portugal Continental. *Revista Recursos Hídricos*. 30:2, 55-63.

Morais, M., Novais, M.H, Nunes, S., Pedro, A., Almeida, S.F.P., Craveiro, S.C., Rodrigues, A.M.F., Castro, L., Caldas, F.B. (2009b) - Validação da tipologia de rios por diatomáceas bentónicas: Implementação da Directiva Quadro da Água em Portugal Continental. *Revista Recursos Hídricos*. 30:2 21-28.

Morin, S., Duong, T. T., Dabrin, A., Coynel, A., Herlory, O., Baudrimont, M., Delmas, F., Durrieu, G., Schäfer, J., Winterton, P., Blanc, G. & Coste, M. (2008) - Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South- West France. *Environ. Pollut.* 115, 532–542

Morin, S., Cordonier, A., Lavoie, I., Arini, A., Blanco, S., Duong, T. T., Torne's, E., Bonet, B., Corcoll, N., Faggiano, L., Laviale, M., Pérès, F., Becares, E., Coste, M., Feurtet-Mazel, A., Fortin, C., Guasch, H., Sabater, S. (2012) - Consistency in Diatom Response to Metal-Contaminated Environments - DOI: 10.1007/978-3-642-25722-3_5

Mulholland, PJ, Webster, JR., (2010). Nutrient dynamic in streams and the role of Jnabs. *J. North Am. Benthol. Soc.* 29, 100-117.

Munné, A., Solá, C., & Prat, N. (1998). Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175, 20-37.

Munné, A., Prat, N., Sola, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147-163. doi:10.1002/aqc.529

Nisbet, M. & Verneaux, J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes – discussion et proposition de classes en tant que bases d' interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, 6(2): 161-190

Novais, M. H., Hlúbíková, D., Moraes, M., Hoffmann, L. & Ector, L., (2011)- Morphology and ecology of *Achnantheidium caravelense* (Bacillariophyceae), a new species from Portuguese rivers. *Algological Studies*. 136/137, 31–150.

O'Driscoll, C., Eyto, E. d., Rodgers, M., O'Connor, M., Asam, Z.-u.-Z., & Xiao, L. (2012). Diatom assemblages and their associated environmental factors in upland peat forest rivers. *Ecological Indicators*, 18: 443-451.

Oliveira, J. M.; Santos J.M.; Teixeira, A.; Ferreira, M.T.; Pinheiro, P.J.; Gerales, A.; Bochechas, J. (2007) - Projecto Aquariport: Programa Nacional de monitorização de recursos piscícolas e de avaliação da qualidade ecológica de rios. DGRF, Lisboa, 96 pp.

Omar, W. M. (2010). Perspectives on the Use of Algae as Biological Indicators for Monitoring and Protecting Aquatic Environments, with Special Reference to Malaysian Freshwater Ecosystems. *Tropical Life Sciences Research*, 21 (2): 51–67.

Pandey, L.K., Bergey, E.A., Lyu, J., Park, J., Choi, S., Lee, H., Depuydt, S., Oh, Y.-T., Lee, S.-M., Han, T., (2017). The use of diatoms in ecotoxicology and bioassessment: insights, advances and challenges. *Water Res.* 118, 39–58.

Parron, L. M., Muniz, D. H., & Pereira, C. M. (2011). Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água. 1a Edição. Embrapa Florestas. Colombo, PR.

Park, J., Khim, J.S., Ohtsuka, T., Araki, H., Witkowski, A., Koh, C.-H., (2012). Diatom assemblages on Nanaura mudflat, Ariake Sea, Japan: with reference to the biogeography of marine benthic diatoms in northeast Asia. *Bot. Stud.* 53, 105–124.

Pascual, R., Nebra, A., Gomà, J., Pedrocchi, C., Cadiach, O., Garcia, G., Solé, J., (2019). First data on the biological richness of Mediterranean springs

Patrick, R. (1973). Use of algae, especially diatoms, in the assessment of water quality. In: *Biological Methods for the Assessment of Water Quality*. ASTM STP 528, Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials, pp. 76–95.

Pereira, Carolina Correia. (2012). Caracterização das comunidades bentónicas de sistemas lóticos da Ilha Terceira ao longo do gradiente altitudinal. Diatomáceas bentónicas. Dissertação de Mestrado em Engenharia e Sistemas de Gestão de Água. Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.

Pielou, E. C. (1969). *An introduction to mathematical ecology*. New York: Wiley.

Pinheiro, C., Oliveira, U., Rodrigues, T., Oliva-Teles, L., Vieira, M.N. (2019). Assessing the ecological status of a Mediterranean river: benthic invertebrates and diatoms as complementary bioindicators

PGRH3 (2016) Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Douro (RH3). Relatório de base. IP: Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento de Território. <https://www.apambiente.pt/> Accessed on September 2014 (Portuguese).

Prygiel, J. & Coste, M. (2000) - Guide Méthodologique por la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées NF T 90-394. Agences de L'eau - Cemagref Groupement de Bordeaux. Artois-Picardie. 134 p.

Raven, P., Johnson, G.B., Mason, K.A., Losos, J.B. & Singer, S. (2011) - Biology. Ninth Edition. New York. Mc Graw-Hill. ISBN: 0073532223.

Redes de Parques metropolitanos na grande área metropolitana do Porto. Fevereiro 2009 – Relatório Final.

Rodier, J. (1984). L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuaires, eaux de mer. Vol.I. 7a ed. Bordas, 667 pp.

Rodrigues, Ana; Martins, Gilberto; Ribeiro, Daniel; Nogueira, Regina; Monteiro, Paulo; Brito, António G. (2006); Modelação da Qualidade da Água do Rio Ferreira: Avaliação Preliminar de Riscos Ambientais; Artigo apresentado ao 8º Congresso Nacional da Água; disponível em https://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/5192/1/APRH_100_Rodrigues%5B2%5D.pdf.

Rodrigues, C. G. (2007). Estudo da comunidade de diatomáceas e utilização de índices para a avaliação da qualidade da água de algumas ribeiras da ilha da Madeira. Dissertação de Mestrado, Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.

Rodrigues, C. M. M. (2010). Avaliação da qualidade ecológica do rio ferreira nos concelhos de Valongo e Gondomar. Dissertação de Mestrado apresentado à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 195 pp.

Rodrigues C. M. M (2018). Contribution of biochemical tools for the assessment of the ecological quality of fluvial ecosystems. Programa Doutoral em Biologia.

Rosemond, A.D., Mulholland, P. J. & Elwood, J. W. (1993) - Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. *Ecology*. 74, 1264–80.

Rovira, L., Trobajo, R., & Ibáñez, C. (2012). The use of diatom assemblages as ecological indicators in highly stratified estuaries and evaluation of existing diatom indices. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 500-511.

Rott, E. & Pfister, P. (1988). Natural epilithic algal communities in fast-flowing mountain streams and rivers and some man-induced changes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und angewandte Limnologie*, 23, 1320–1324

Roy, S., Llewellyn, C. & Egeland, E.S. (2011) - *Phytoplankton Pigments: Characterization, Chemotaxonomy and Applications in Oceanography*. Cambridge University Press, New York. 1874p. ISBN 978-1-107-00066-7.

Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G. (1990) - *The Diatoms: Biology & Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, New York. 747 p. ISBN 978-0-521-36318-1.

Ryu, J., Nam, J., Park, J., Kwon, B.-O., Lee, J.-H., Song, S.J., Hong, S., Chang, W.K., Khim, J.S., (2014). The Saemangeum tidal flat: Long-term environmental and ecological changes in marine benthic flora and fauna in relation to the embankment. *Ocean Coast. Manag.* 102, 559–571.

Sabater, S. (2000) - Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *J. Appl. Phycol.* Volume 12, Issue 2, 2000, Pages 113-124

Salomoni, SE., Rocha, O., Callegaro, VL. and Lobo, EA. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 559, p. 233-246.

Santos, L., Santos, F., Gil, C. & Pereira, M. (2002) - Diversity of freshwater algae. In Pardal, M.A., Marques, J.C. & Graça, M.A. (eds). - *Aquatic ecology of the Mondego River Basin Global Importance of Local Experience*. p.63-103.

Santos, J., Almeida, S.F.P. & Figueira, E. (2013) - Cadmium chelation by frustulins: a novel metal tolerance mechanism in *Nitzschia palea* (Kützinger) W. Smith. *Ecotoxicology*. 22:1, 166-173.

Saraiva, F. A., (2010) - O Potencial Ecológico no Âmbito da Diretiva-Quadro da Água - Conceitos e Metodologias de Definição. Dissertação de Mestrado em Engenharia e Gestão da Água. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

Segnini, S., (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de água corriente. *Ecotropicos*, 16 (2): 45-63.

Sistemas esturturantes- Sousa- e- Ferreira - Rede de Parques Metropolitanos na Grande Área Metropolitana do Porto. Fevereiro de 2009 - Relatório Final.

Smol, J.P. & Stoermer, E.F.,(2010) *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. 2º edition. Cambridge. Cambridge University Press. 667 p.

Soininen, J. & Kononem, K. (2003) - Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. *Aquatic Ecology*. 38, 63-75.

Stevenson R.J., Pan, Y.P. E Van Dam, H.,(2010) - Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In Stoermer, E.F. & Smol, J.P. (eds) - *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. 2nd ed. London: J. Cambridge University Press. p 57-85.

Struyf, E., Smis, A., van Damme, S., Meire, P. & Conley, D. J. The global biogeochemical silicon cycle. *Silicon* 1, 207–213 (2010).

Tenenhaus, M., Gauchi, J.-P., & Menardo, C. (1995). Regression PLS et applications. *Revue de Statistiques Appliquées*, 43(1), 7-63.

Tsoi, W.Y., Hadwen, W.L., Sheldon, F., (2017). How do abiotic environmental variables shape benthic diatom assemblages in subtropical streams. *Mar. Freshw. Res.* 68, 863–877.

Tsoi, W.Y., Hadwen, W.L., Sheldon, F., (2020). Identifying diatom indicator species of nutrient enrichment: An in situ nutrient enrichment experiment in subtropical upland streams.

Van Dam, H. (1982). On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. *Nova Hedwigia*, 73, 97–115.

Van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117-133. <https://doi.org/10.1007/BF02334251>

Valente. T & Rivera. M.J & Almeida. S. F. P & Delgado. C & Gomes. P & Grande. J. A & De la Torre. M. L & Santisteban. M. (2016) - Characterization of water reservoirs affected by acid mine drainage: geochemical, mineralogical, and biological (diatoms) properties of the water.

Venkatachalapathy R, Karthikeyan P (2012) Environmental impact assessment of Cauvery River with Diatoms at Bhavani, Tamil Nadu, India. *Int J Geol Earth Environ Sci* 2(3):36–42

Venkatachalapathy R, Karthikeyan P (2014) Diatom indices for water quality assessment in Cauvery river, Tamil Nadu. India. *Gondwana. Geol Mag* 15:109–116

Wan Maznah WO, Mansor M. Composição de algas perifíticas na Bacia do Rio Pinang, um estudo de caso em um dos rios mais poluídos da Malásia. *Journal of Bioscience*. 2000; 11 (1 e 2): 53–67.

Wang, Y., Cai, J., Jiang, Y., Jiang, X. & Zhang, D. Preparation of biosilica structures from frustules of diatoms and their applications: current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 97, 453–60 (2013).

Werner E. G. Müller. *Progress in Molecular and Subcellular Biology – Silicon Biomineralization*. (Springer-Verlag, 2003). doi:101007/978-3-642-55486-5

Wetzel, R. G. (1993) - *Limnologia*. Lisboa: Fundação Callouste Gulbenkian. ISBN: 972, 2a Ed, Lisboa, 919 pp

Whitton B.A., Rott, E. & Friedrich G. (1991) - Use of Algae for Monitoring Rivers I. *Proceedings of International Symposium*. 26 - 28 may. Dusseldorf. Germany. 193 p. 31-0604-3.

Williams, D.M. & Kocielek, J.P. (2007) Pursuit of a natural classification of diatoms: history, monophyly and the rejection of paraphyletic taxa. *European Journal of Phycology* 42: 313–319.

Wing Ying Tsoi, Wade L. Hadwen, F. Sheldon., (2020) - Identifying diatom indicator species of nutrient enrichment: An in situ nutrient enrichment experiment in subtropical upland streams.

Washington, H. G., (1984). Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694

Zelinka, M. & Marvan, P. (1961). Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewasser. *Archiv fur Hydrobiologie*, 57, 389–407. Giller, P. S., & Malmqvist, M. (1998). *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, Oxford, England. 296 pp.

Annexo

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
1. Epifaunal Substrate/Available Cover (high and low gradient)	Greater than 70% (50% for low gradient streams) of substrate favorable for epifaunal colonization and fish cover; mix of snags, submerged logs, undercut banks, cobble or other stable habitat and at stage to allow full colonization potential (i.e., logs/snags that are <u>not</u> new fall and <u>not</u> transient).	40–70% (30–50% for low gradient streams) mix of stable habitat; well-suited for full colonization potential; adequate habitat for maintenance of populations; presence of additional substrate in the form of newfall, but not yet prepared for colonization (may rate at high end of scale).	20–40% (10–30% for low gradient streams) mix of stable habitat; habitat availability less than desirable; substrate frequently disturbed or removed.	Less than 20% (10% for low gradient streams) stable habitat; lack of habitat is obvious; substrate unstable or lacking.
SCORE ____	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
2b. Pool Substrate Characterization (low gradient)	Mixture of substrate materials, with gravel and firm sand prevalent; root mats and submerged vegetation common.	Mixture of soft sand, mud, or clay; mud may be dominant; some root mats and submerged vegetation present.	All mud or clay or sand bottom; little or no root mat; no submerged vegetation.	Hard-pan clay or bedrock; no root mat or submerged vegetation.
SCORE ____	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
3b. Pool Variability (low gradient)	Even mix of large-shallow, large-deep, small-shallow, small-deep pools present.	Majority of pools large-deep; very few shallow.	Shallow pools much more prevalent than deep pools.	Majority of pools small-shallow or pools absent.
SCORE ____	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
4. Sediment Deposition (high and low gradient)	Little or no enlargement of islands or point bars and less than 5% (<20% for low-gradient streams) of the bottom affected by sediment deposition.	Some new increase in bar formation, mostly from gravel, sand or fine sediment; 5–30% (20–50% for low-gradient) of the bottom affected; slight deposition in pools.	Moderate deposition of new gravel, sand or fine sediment on old and new bars; 30–50% (50–80% for low-gradient) of the bottom affected; sediment deposits at obstructions, constrictions, and bends; moderate deposition of pools prevalent.	Heavy deposits of fine material, increased bar development; more than 50% (80% for low-gradient) of the bottom changing frequently; pools almost absent due to substantial sediment deposition.
SCORE ____	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
5. Channel Flow Status (high and low gradient)	Water reaches base of both lower banks, and minimal amount of channel substrate is exposed.	Water fills >75% of the available channel; or <25% of channel substrate is exposed.	Water fills 25–75% of the available channel, and/or riffle substrates are mostly exposed.	Very little water in channel and mostly present as standing pools.
SCORE ____	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Figura I: Tabela utilizada para o cálculo da Avaliação do Habitat Visual (VHA) (adaptado de Barbour *et al.*, 1999).

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
6. Channel Alteration (high and low gradient)	Channelization or dredging absent or minimal; stream with normal pattern.	Some channelization present, usually in areas of bridge abutments; evidence of past channelization, i.e., dredging, (greater than past 20 yr) may be present, but recent channelization is not present.	Channelization may be extensive; embankments or shoring structures present on both banks; and 40 to 80% of stream reach channelized and disrupted.	Banks shored with gabion or cement; over 80% of the stream reach channelized and disrupted. Instream habitat greatly altered or removed entirely.
SCORE ____	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
7b. Channel Sinuosity (low gradient)	The bends in the stream increase the stream length 3 to 4 times longer than if it was in a straight line. (Note – channel braiding is considered normal in coastal plains and other low-lying areas. This parameter is not easily rated in these areas.)	The bends in the stream increase the stream length 2 to 3 times longer than if it was in a straight line.	The bends in the stream increase the stream length 1 to 2 times longer than if it was in a straight line.	Channel straight; waterway has been channelized for a long distance.
SCORE ____	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Habitat Parameter	Condition Category			
	Optimal	Suboptimal	Marginal	Poor
8. Bank Stability (score each bank) Note: determine left or right side by facing downstream (high and low gradient)	Banks stable; evidence of erosion or bank failure absent or minimal; little potential for future problems. <5% of bank affected.	Moderately stable; infrequent, small areas of erosion mostly healed over. 5–30% of bank in reach has areas of erosion.	Moderately unstable; 30–60% of bank in reach has areas of erosion; high erosion potential during floods.	Unstable; many eroded areas; "raw" areas frequent along straight sections and bends; obvious bank sloughing; 60–100% of bank has erosional scars.
SCORE ____ (LB)	Left Bank 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
SCORE ____ (RB)	Right Bank 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0

Figura II (cont.) Tabela utilizada para o cálculo da Avaliação do Habitat Visual (VHA) (adaptado de Barbour *et al.*, 1999).

Habitat Parameter	Condition Category											
	Optimal			Suboptimal			Marginal			Poor		
9. Vegetative Protection (score each bank) Note: determine left or right side by facing downstream (high and low gradient)	More than 90% of the streambank surfaces and immediate riparian zones covered by native vegetation, including trees, understory shrubs, or nonwoody macrophytes; vegetative disruption through grazing or mowing minimal or not evident; almost all plants allowed to grow naturally.			70–90% of the streambank surfaces covered by native vegetation, but one class of plants is not well-represented; disruption evident but not affecting full plant growth potential to any great extent; more than one-half of the potential plant stubble height remaining.			50–70% of the streambank surfaces covered by vegetation; disruption obvious; patches of bare soil or closely cropped vegetation common; less than one-half of the potential plant stubble height remaining.			Less than 50% of the streambank surfaces covered by vegetation; disruption of streambank vegetation is very high; vegetation has been removed to 5 centimeters or less in average stubble height.		
SCORE ____ (LB)	Left Bank	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
SCORE ____ (RB)	Right Bank	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Habitat Parameter	Condition Category											
	Optimal			Suboptimal			Marginal			Poor		
10. Riparian Vegetative Zone Width (score each bank riparian zone) (high and low gradient)	Width of riparian zone >18 meters; human activities (i.e., parking lots, roadbeds, clear-cuts, lawns, or crops) have not impacted zone.			Width of riparian zone 12–18 meters; human activities have impacted zone only minimally.			Width of riparian zone 6–12 meters; human activities have impacted zone a great deal.			Width of riparian zone <6 meters: little or no riparian vegetation due to human activities.		
SCORE ____ (LB)	Left Bank	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
SCORE ____ (RB)	Right Bank	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Figura III (cont.) Tabela utilizada para o cálculo da Avaliação do Habitat Visual (VHA) (adaptado de Barbour *et al.*, 1999).

PROTOCOLO CAMPO		
GRAU DE QUALIDADE DO CANAL 1/2	Local:	Código:
Data:	Técnico:	Observações:
<i>realizado em pelo menos três transectos com distâncias entre si de 10-20 metros</i>		
1 — Presença de estruturas de retenção		
Ausência de estruturas		4
Açude rústico semidesagregado		3
Açude rústico bem consolidado		2
Açude ou barragem de betão		1
2 — Estrutura do canal		
Largura média do leito molhado ^a /Profundidade máxima ^b < 7		4
Largura média do leito molhado/Profundidade máxima = 8-15		3
Largura média do leito molhado/Profundidade máxima = 16-25		2
Largura média do leito molhado/Profundidade máxima > 25		1
a – valor obtido nos transectos. b – média da profundidade máxima obtida nos transectos.		
3 — Sedimentos e estabilidade do canal		
Ausência de alargamento do canal ou de acumulações de materiais transportados; canal único		4
Algumas acumulações de materiais transportados; canal único		3
Formações "não naturais" de tipo línguas ou ilhas de cascalho, areia e limo; o leito pode apresentar canais independentes		2
Canal dividido em múltiplas línguas/ilhas de areia e limo		1
4 — Estrutura das margens		
Margens estáveis com vegetação ripária contínua e estruturalmente complexa (árvores e arbustos); sem sinais de erosão		4
Margens estáveis mas com vegetação ripária fragmentada; algumas zonas desprovidas de vegetação		3
Margens pouco consolidadas com vegetação ripária muito fragmentada e/ou mantidas por vegetação esparsa de herbáceas e arbustos		2
Margens com vegetação muito escassa e uniforme, rebabadas pela erosão ao longo do troço		1
5 — Alteração artificial das margens		
Ausência quase completa de alteração artificial das margens		4
Uma das margens apresenta alterações moderadas (e.g., enrocamentos em 30-50% do comprimento do troço), ou ambas as margens apresentam alterações pouco significativas (e.g., alguns muros desagregados e/ou "naturalizados")		3
Ambas as margens apresentam alterações moderadas, ou uma delas está significativamente alterada (e.g., linearização da margem)		2
Ambas as margens apresentam alterações muito significativas (e.g., rio canalizado)		1

Figura IV: Tabela utilizada para a avaliação do Índice de Qualidade do Canal (Cortes *et al.*, 1999).

PROTOCOLO CAMPO		
GRAU DE QUALIDADE DO CANAL 2/2	Local:	Código:
<i>realizado em pelo menos três transectos com distâncias entre si de 10-20 metros</i>		
6 — Heterogeneidade do canal		
Canal curvilíneo com sequência lótica/lêntica muito marcada (presentes todos os tipos de habitats)		4
Canal com reduzida sequência lótica/lêntica (ausência de alguns tipos de habitats)		3
Canal rectilíneo com velocidade praticamente constante ao longo de todo o troço		2
Curso de água canalizado ou zona lêntica artificial		1
7 — Estrutura do leito		
Tipo 1	Troços encaixados, normalmente de cabeceira e com muita rocha; baixa potencialidade para suportar um extenso bosque ribeirinho	
Tipo 2	Troços com desníveis médios das margens; potencialidade intermédia para suportar um bosque ribeirinho; "zonas médias" do rio	
Tipo 3	Troços com desníveis das margens muito pouco acentuados; potencialidade elevada para suportar um bosque ribeirinho; "zonas baixas" de alguns rios	
Tipo 1 (troço em que predomina a erosão)		
> 50% do material é constituído por granulometria > 26,0 cm (blocos)		8
> 50% do material é constituído por granulometria > 6,4 cm (pedras)		6
> 50% do material é constituído por granulometria > 1,6 cm (cascalho)		3
> 50% do material é constituído por granulometria < 1,6 cm (finos, areia, gravilha)		1
Tipo 2 (troço em que predomina o transporte)		
> 50% do material é constituído por granulometria > 6,4 cm (pedras)		8
25-50% do material é constituído por granulometria > 6,4 cm (pedras)		6
> 25% do material é constituído por granulometria > 1,6 cm (cascalho)		3
> 75% do material é constituído por granulometria < 1,6 cm (finos, areia, gravilha)		1
Tipo 3 (troço em que predomina a sedimentação)		
> 50% do material é constituído por granulometria > 0,5 cm (gravilha grosseira)		8
25-50% do material é constituído por granulometria > 0,5 cm (gravilha grosseira)		6
> 75% do material é constituído por granulometria < 0,5 cm (gravilha fina, areia e finos)		3
O leito é exclusivamente areia e finos		1
8 — Deposição de finos intersticiais^a		
A % de sedimentos finos é < 5%		4
A % de sedimentos finos é de 5 - 25%		3
A % de sedimentos finos é de 25 - 50%		2
A % de sedimentos finos é > 50%		1
^a Para os rios Tipo 1, consideram-se como sedimentos finos o material aproximadamente < 5 mm e, para os rios Tipo 2 e 3, consideram-se como sedimentos finos o material aproximadamente < 1 mm.		

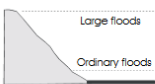
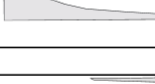
Figura V (cont.): Tabela utilizada para a avaliação do Índice de Qualidade do Canal (Cortes *et al.*, 1999).

GQC	Classe	Qualidade da Água
≥ 31	I	Canal sem alterações, estado natural
26 - 30	II	Canal ligeiramente perturbado
20 - 25	III	Início de alteração significativa no canal
14 - 19	IV	Grande alteração do canal
8 - 13	V	Canal completamente alterado

Figura VI: Gamas de qualidade de acordo com GQC (Cortes *et al.*, 1999).

Total riparian cover		Part 1 score		
Score				
25	> 80 % of riparian cover (excluding annual plants)			
10	50-80 % of riparian cover			
5	10-50 % of riparian cover			
0	< 10 % of riparian cover			
+ 10	if connectivity between the riparian forest and the woodland is total			
+ 5	if the connectivity is higher than 50%			
- 5	connectivity between 25 and 50%			
-10	connectivity lower than 25%			
Cover structure		Part 2 score		
Score				
25	> 75 % of tree cover			
10	50-75 % of tree cover or 25-50 % tree cover but 25 % covered by shrubs			
5	tree cover lower than 50 % but shrub cover at least between 10 and 25 %			
0	less than 10% of either tree or shrub cover			
+ 10	at least 50 % of the channel has helophytes or shrubs			
+ 5	if 25-50 % of the channel has helophytes or shrubs			
+ 5	if trees and shrubs are in the same patches			
- 5	if trees are regularly distributed but shrubland is > 50 %			
- 5	if trees and shrubs are distributed in separate patches, without continuity			
- 10	trees distributed regularly, and shrubland < 50 %			
Cover quality (the geomorphological type should be first determined*)		Part 3 score		
Score		Type 1	Type 2	Type 3
25	number of native tree species:	> 1	> 2	> 3
10	number of native tree species:	1	2	3
5	number of native tree species:	0	1	1 - 2
0	absence of native trees	-		
+ 10	if the tree community is continuous along the river and covers at least 75% of the edge riparian area			
+ 5	the tree community is nearly continuous and cover at least 50% of the riparian area			
+ 5	if the riparian community is structured in gallery			
+ 5	when the number of shrub species is:	> 2	> 3	> 4
- 5	if there are some man-made buildings in the riparian area			
- 5	is there is some isolated species of non-native trees**			
- 10	presence of communities of non-native trees			
- 10	presence of garbage			
Channel alteration		Part 4 score		
Score				
25	unmodified river channel			
10	fluvial terraces modified, constraining the river channel			
5	channel modified by discontinuous rigid structures along the margins			
0	totally channelized river			
- 10	river bed with rigid structures (e.g wells)			
- 10	transverse structures into the channel (e.g weirs)			
Final score (sum of level scores)				

Figura VII: Tabela utilizada para o cálculo da Qualidade da Floresta Ciliar (QBR) (adaptado de Munné *et al.*, 1998.)

Slope and form of the riparian zone	River margin:	Score	
		Left	Right
Very steep, vertical or even concave (slope > 75°) margins are not expected to be exceeded by large floods.		6	6
Similar to previous category but with a bankfull which differentiates the ordinary flooding zone from the main channel.		5	5
Slope of the margins between 45 and 75 °, with or without steps. Slope is the angle subtended by the line between the top of the riparian area and the edge of the ordinary flooding of the river. (a > b)		3	3
Slope between 20 and 45 °, with or without steps. (a < b)		2	2
Slope < 20 °, large riparian zone.		1	1
Presence of one or several islands in the river			
Width of all the islands "a" > 5 m.		- 2	
Width of all islands "a" < 5 m.		- 1	
Percentage of hard substrata that can made impossible the presence of plants with roots.			
> 80 %		Not applicable	
60 - 80 %		+ 6	
30 - 60 %		+ 4	
20 - 30 %		+ 2	
Total Score			

Geomorphological type according to the total score

> 8	Type 1	Closed riparian habitats. Riparian forest, if present, reduced to a small strip. Headwaters.
5 to 8	Type 2	Headwaters or midland riparian habitats. Forest may be large and originally in gallery.
< 5	Type 3	Large riparian habitats, and potentially extensive forests. Lower courses.

*** Type of the riparian habitat (to be applied at part 3, cover quality part)**

The score is obtained by addition of the scores assigned to left and right river margins according to their slope.
This value can be modified if islands or hard substrata are present.

**** Allochthonous trees species in the study area**

Figura VIII: Avaliação do tipo geomorfológico da zona ribeirinha (adaptado de Munné *et al.*, 1998)

RIPARIAN HABITAT QUALITY LEVEL	QBR	COLOUR
Riparian habitat in natural condition	≥ 95	Blue
Some disturbance, good quality	75-90	Green
Disturbance important, fair quality	55-70	Yellow
Strong alteration, bad quality	30-50	Orange
Extreme degradation, very bad quality	≤ 25	Red

Figura IX: Gamas de qualidade de acordo com QBR (Munné *et al.*, 1998).

PARÂMETRO:	UNIDADES:	MÉTODO DE CÁLCULO		A		B		C		D		E
				Excelente		Boa		Razoável		Má		Muito má
		PERCENTIL	FREQUÊNCIA	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	MIN	MAX	-
Arsénio	mg/l As	85	3	-	0.01	-	0.05	-	-	-	0.1	>0.1
Azoto Kjeldahl	mg/l N	85	4	-	0.5	-	1	-	2	-	3	>3
Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	85	8	-	0.5	-	1.5	-	2.5	-	4	>4
Carência bioquímica de oxigénio	mg/l O ₂	85	8	-	3	-	5	-	8	-	20	>20
Carência química de oxigénio	mg/l O ₂	85	8	-	10	-	20	-	40	-	80	>80
Chumbo	mg/l Pb	85	3	-	0.05	-	-	-	0.1	-	0.1	>0.1
Cianetos	mg/l CN	85	3	-	0.05	-	-	-	0.08	-	0.08	>0.08
Cobre	mg/l Cu	85	3	-	0.05	-	0.2	-	0.5	-	1	>1
Coliformes fecais	/100 ml	85	8	-	20	-	2000	-	20000	-	>20000	
Coliformes totais	/100 ml	85	8	-	50	-	5000	-	50000	-	>50000	
Condutividade	µS/cm, 20°C	85	8	-	750	-	1000	-	1500	-	3000	>3000
Crómio	mg/l Cr	85	3	-	0.05	-	-	-	0.08	-	0.08	>0.08
Cádmio	mg/l Cd	85	3	-	0.001	-	0.005	-	0.005	-	>0.005	
Estreptococos fecais	/100 ml	85	4	-	20	-	2000	-	20000	-	>20000	
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	85	4	-	0.001	-	0.005	-	0.01	-	0.1	>0.1
Ferro	mg/l Fe	85	3	-	0.5	-	1	-	1.5	-	2	>2
Fosfatos P ₂ O ₅	mg/l P ₂ O ₅	85	8	-	0.4	-	0.54	-	0.94	-	1	>1
Fósforo P	mg/l P	85	8	-	0.2	-	0.25	-	0.4	-	0.5	>0.5
Manganês	mg/l Mn	85	3	-	0.1	-	0.25	-	0.5	-	1	>1
Mercúrio	mg/l Hg	85	3	-	0.0005	-	-	-	0.001	-	0.001	>0.001
Nitratos	mg/l NO ₃	85	8	-	5	-	25	-	50	-	80	>80
Oxidabilidade	mg/l	85	8	-	3	-	5	-	10	-	25	>25
Oxigénio dissolvido (sat)	% saturação de O ₂	85	8	90	-	70	-	50	-	30	-	<30
Selénio	mg/l Se	85	3	-	0.01	-	-	-	0.05	-	0.05	>0.05
Substâncias tensoactivas	mg/l, sulfato de lauril e sódio	85	4	-	0.2	-	-	-	0.5	-	0.5	>0.5
Sólidos suspensos totais	mg/l	75	8	-	25	-	30	-	40	-	80	>80
Zinco	mg/l Zn	85	3	-	0.3	-	1	-	3	-	5	>5
pH	Escala Sorensen	85	8	6.5	8.5	5.5	9	5	10	4.5	11	>11

Figura X: Classificação dos cursos de água de superfície de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos (INAG., 2009°).

mg/l de NO_2^-	classes	situation
$\text{NO}_2^- \leq 1/100 \text{ mg/l}$	1	eaux pures ou auto-épuration active
$\text{NO}_2^- \leq 1/100 \text{ mg/l}$	2	pollution insidieuse, perturbation du cycle de l'azote
qq. $1/10 \text{ mg/l}$	3	pollution sensible
$\text{NO}_2^- \geq 1 \text{ mg/l}$	4	état de pollution critique

Figura XI: Classes propostas para os nitritos (NO_2^-) , (Zelinka, M. & Marvan, P., 1961).

Anexo I - Ficha de campo (Fitobentos - diatomáceas)

A. Identificação do local de amostragem

1.	Código
2.	Designação do Local
3.	Curso de água (designação)
4.	Bacia Hidrográfica (designação)
5.	Localização (distância a ponte, por ex.)
6.	Coordenadas (GPS)
7.	Data de Amostragem (aa-mm-dd)
8.	Hora (início—fim)
9.	Equipa de amostragem (identificação)
10.	Condições atmosféricas
11.	Outras informações

B. Caracterização do troço de amostragem

1. Tipo de substrato amostrado (assinalar uma opção)	Blocos ☐	Pedras ☐	Cascalho ☐	Estruturas artificiais feitas pelo homem ☐	Pedaços de tijolos ☐					
	Outros ☐ Quais? _____									
2. Velocidade da corrente (m/s): _____ (quando não se dispõe de um medidor de velocidade da corrente, assinalar uma opção)										
Mto Rápida ☐ Rápida ☐ Moderada ☐ Reduzida ☐ Sem Corrente ☐										
3. Ensombramento (assinalar uma opção) Ausente ☐ <30% ☐ 30-60% ☐ >60% ☐										
4. Tipo de Macrófitos	<table border="1"> <tr> <td>Algas Filamentosas ____%</td> <td>Vegetação emergente ____%</td> <td>Flutuantes enraizadas ____%</td> <td>Vegetação submersa ____%</td> </tr> </table>					Algas Filamentosas ____%	Vegetação emergente ____%	Flutuantes enraizadas ____%	Vegetação submersa ____%	
Algas Filamentosas ____%	Vegetação emergente ____%	Flutuantes enraizadas ____%	Vegetação submersa ____%							
5. Litologia (geologia) (assinalar uma opção)	Silicioso ☐ Calcário ☐ Orgânico ☐									
6. Largura entre margens (assinalar uma opção)	<table border="1"> <tr> <td>1-5m ☐</td> <td>5-10m ☐</td> <td>10-20m ☐</td> <td>>20m ☐</td> </tr> </table>					1-5m ☐	5-10m ☐	10-20m ☐	>20m ☐	
1-5m ☐	5-10m ☐	10-20m ☐	>20m ☐							
7. Largura da água (assinalar uma opção)	<table border="1"> <tr> <td>< 1m ☐</td> <td>1-5m ☐</td> <td>5-10m ☐</td> <td>10-20m ☐</td> <td>>20m ☐</td> </tr> </table>					< 1m ☐	1-5m ☐	5-10m ☐	10-20m ☐	>20m ☐
< 1m ☐	1-5m ☐	5-10m ☐	10-20m ☐	>20m ☐						
8. Profundidade da água (assinalar uma opção)	<table border="1"> <tr> <td><0,25m ☐</td> <td>0,25-0,5m ☐</td> <td>0,5-1m ☐</td> <td>>1m ☐</td> </tr> </table>					<0,25m ☐	0,25-0,5m ☐	0,5-1m ☐	>1m ☐	
<0,25m ☐	0,25-0,5m ☐	0,5-1m ☐	>1m ☐							

Figura XII: Ficha de registo de campo para diatomáceas (adaptado de INAG, I.P. 2008b).

Anexo I - Ficha de campo (Fitobentos - diatomáceas)

9. Transparência da água
(assinalar uma opção)

Transparente ☐

Turvo ☐

Muito turvo ☐

10. Continuidade da Galeria
Ribeirinha (esquerda)
(assinalar uma opção)

Contínua ☐

Semi-cont. ☐

Inter. ☐

Esparsa ☐

Ausente ☐

11. Continuidade da Galeria
Ribeirinha (direita)
(assinalar uma opção)

Contínua ☐

Semi-cont. ☐

Inter. ☐

Esparsa ☐

Ausente ☐

12. Modificações no canal
(v—presente, E—extensivo)

- ☐ Sem modificações
- ☐ Reseccionado
- ☐ Reforçado
- ☐ Aprofundado
- ☐ Deflectores
- ☐ Açudes/represas
- ☐ Açudes/represas
- ☐ Outros _____

13. Modificações das margens
(v—presente, E—extensivo)

- ☐ Sem modificações
- ☐ Gabião
- ☐ Pastoreio
- ☐ Pisoteio
- ☐ Erosão
- ☐ Extracção de inertes
- ☐ Extracção de inertes
- ☐ Lixo
- ☐ Desmatção
- ☐ Canalização
- ☐ Outros _____

14. Fotografias Para montante
Para jusante
Sobre a secção

15. Observações (uso do solo, presença de lixo, espuma, mau cheiro, aspectos particulares)

16. Medições

T ar (°C)	
T água (°C)	
Condutividade (uS/cm)	
pH	
OD (%sat)	
OD (mg/L)	

Figura XIII (cont.) Ficha de registo de campo para diatomáceas (adaptado de INAG, I.P. 2008b).

Tabela I: Valores dos parâmetros físico-químicos das amostras de água nos três pontos de amostragens (1, 2 e 3) nas diferentes estações (Primavera e verão), representadas com as cores correspondentes as classificações relativas ao estado ecológico nos rios do grupo do Norte (Azul – Excelente; Verde –Boa; Amarelo – Razoável; Laranja – Má e Vermelha – Muito má).

Parâmetros Físico-químicos	Primavera			verão		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Temperatura (°C)	24,4	23,9	23,8	24,5	29	28
pH	6,8	6,6	6,4	7,0	7,0	6,5
Oxigénio Dissolvido (%)	70	86	81,7	109	90	93
Sólidos Suspensos Totais (mg/l)	10,4	6,2	0	8	3,8	7,2
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO5) mg/l	0	6,2	6,2	8,3	6,1	6,6
Carência Química de Oxigénio (CQO) mg/l	0	0,7	76	0	19,7	21,7
Nitratos (NO ₃ ⁻) mg/l	0,5	4,5	4,9	2	20,8	33,4
Nitritos (NO ₂ ⁻) mg/l	0,1	0,2	0,2	02	1,1	1
Amónia (NH ₄ ⁺) mg/l	0,8	1,9	2,2	0,3	1,2	1,5
Fósforo Total (P) mg/l	0,1	1,3	1,3	0,4	0,3	0,7
Silicatos (Si) mg/l	2,7	2,6	3,1	3,2	2,7	2,1

Tabela II: Variação espaço temporal da abundância relativa em percentagem de diferentes géneros encontrados nos diferentes pontos amostrados nas duas estações (Primavera e verão).

Espécies	Código	Primavera			verão	
		Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 2	Ponto 3
<i>Achnanthes bahusiensis</i> (Grunow) Lange-Bertalot	ABAH		7,5	0,3		
<i>Achnanthes curvirostrum</i> (J.-J.Brun)	*			0,5		
<i>Achnanthes inflata</i> (Kützing) Grunow	AINF	1,5				
<i>Achnantheiopsis lanceoloides</i> (Sovereign) Lange -Bertalot	*			0,2		
<i>Achnanthes acares</i> (Hohn & Hellerman)	AACA			0,6		
<i>Achnantheidium lauenburgianum</i> (Hustedt) Monnier Lange-Bertalot	ADLB			0,2		
<i>Achnantheidium affine</i> (Grunow)	ACAF	3,8	11,5		4,9	1,2
<i>Achnantheidium deflexum</i> (CWReimer)	ACDF		2,5			
<i>Achnantheidium petersenii</i> (Hustedt)	ADPS				0,8	
<i>Achnantheidium saprophilum</i> (H.Kobayashi & Mayama)	ADSA				0,2	0,1
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson	LHUN			0,8		
<i>Luticola geoppertiana</i> (Bleisch) HLSm	LGOE				3,5	5,5
<i>Melosira varians</i> (C. Agardh)	MVAR					0,2
<i>Platessa conspicua</i> (Ant.Mayer) Lange-Bertalot	TPCO	3,8			1,9	
<i>Platessa uniseriata</i> (Lange-Bertalot & Monnier)	PUNI					0,202
<i>Psammothidium marginulatum</i> (Grunow) Bukhtiyarova & Rodada	PMRG	5,3	13,0	16,2	9,4	6,9
<i>Psammothidium daonense</i> (Lange-Bertalot)	PDAO	4,5	11,5	14,6	18,8	13,9
<i>Psammothidium bioretii</i> (H.Germain) Bukhtiyarova & Round	PBIO			1,1		0,1
<i>Planothidium hauckianum</i> ((Grunow) Bukhtiyarova	PTHA			0,8		
<i>Karayevia oblongella</i> (Østrup) Aboal	KOBG	10,6	7,5	11,0	4,3	7,5

<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot)	PLFR	3,8				0,3
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	PTLA	0,8	4,9	2,0	1,9	0,3
<i>Planothidium minutissimum</i> (Krasske) EAMorales	PMNT	5,3		0,3		0,5
<i>Planothidium linkei</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	PLIK			0,2		
<i>Psammothidium levanderi</i> (Hustedt) Bukhtiyarova & Round	PLVA		1,7	5,5	6,3	5,5
<i>Planothidium rostratum</i> Østrup) Lange-Bertalot	PMNT			0,5		
<i>Psammothidium kuelsbii</i> (L. Bertalot)	PKUE		0,6		0,4	
<i>Platessa uniseriata</i> (H. Lange -Bertalot & Monnier)	*			0,3		
<i>Planothidium haynaldii</i> (Schaarschmidt) Lange-Bertalot	PHAY			0,5		
<i>Psammothidium microscopicum</i> (Cholnoky) S.Blanco	PMCR			2,4	2,6	
<i>Psammothidium scoticum</i> (RJFlower & VJJones) Bukhtiyarova & Round	PSCT			0,5		
<i>Psammothidium subatomoides</i> (Hustedt) Bukhtiyarova & Round	PSAT				0,2	
<i>Skabitschewskia oestrupii</i> (A.Cleve) Kuliskovskiy & Lange-Bertalot	SKOS			0,2		
<i>Psammothidium grischunum</i> (Wuthrich) Bukhtiyarova et Round	PGRI			1,8		
<i>Karayevia laterostrata</i> (Hustedt) Bukhtiyarova	KALA			0,3		
<i>Planothidium polaris</i> (Oestrup) Witkowski & Lange-Bertalot	PTPO			0,3		
<i>Planothidium delicatulum</i> (Kützing) Round & Bukhtiyarova	PTDE		0,2	0,8		0,6
<i>Cocconeis pseudolineata</i> (Geitler) Lange-Bertalot	COPL		0,9	0,8	1,4	3,6
<i>Cocconeis placentula</i> (Ehrenberg)	CPLA		1,8	0,5	4,9	
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Cleve	CPEA					3,0
<i>Cyclotella atomus</i> (Hustedt)	CATO		0,2			
<i>Cyclotella meneghiniana</i> (Kützing)	CMEN		0,8	0,6	1,9	0,7
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W.Smith	CSOL			0,3		
<i>Denticula kuetzingii</i> var. <i>decipiens</i> (Grunow)	DKUE			0,3		

<i>Distrionella incognita</i> (Reichardt)	DICG					0,2
<i>Encyonema lange-bertalotii</i>	ENLB			0,5	0,2	0,9
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) DGMann	ENMI		0,8		0,2	0,3
<i>Encyonema vulgare</i> (Krammer)	EVUL			0,9		
<i>Encyonema lacustre</i> (C.Agardh) Pantocsek	ELAC		3,0	1,3	4,5	2,9
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) DGMann	ESLE				0,7	1,5
<i>Eunotia sp</i> (Ehrenberg, CG)	EUNS	1,5				0,1
<i>Eunotia exigua</i> (Rabenhorst, L)	EEXI				0,2	
<i>Eunotia orthohedra</i> (RLLowe & JRJohansen)	EORT	3,0				
<i>Eunotia paludosa</i> (Grunow, A)	EUPA			1,1		
<i>Eunotia pectinalis</i> (Kützing) Rabenhorst	EPEC					0,2
<i>Eunotia pectinalis var.undulata</i> (Ralfs) Rabenhorst	EPUN			0,2		
<i>Eunotia praerupta</i> (Ehrenberg, CG)	EPRA	2,3				
<i>Eunotia soleirolii</i> (Kützing) Rabenhorst	ESOL	2,3				
<i>Eunotia subarcuatooides</i> (Alles, Nörpel & Lange-Bertalot)	ESUB			0,2		
<i>Eunotia tennela</i> (Grunow) Hustedt	ETEN				0,2	
<i>Fragilaria capucina</i>	FCAP		1,1	0,9	0,8	
<i>Fragilaria famelica</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FFAM					0,2
<i>Fragilaria pectinalis</i> (OFMüller) Lyngbye	FPEC				0,3	0,2
<i>Staurosira berolinensis</i> (Lemmerman) Lange-Bertalot	STSB		3,4	1,4		
<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing)	UBIC					0,3
<i>Ulnaria contracta</i> (Østrup) EAMorales & MLVis	UCON					0,8
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère, P	UULN		0,7	0,5	0,2	0,5
<i>Fragilaria subconstricta</i> Østrup	FSCS			0,2		
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) JBPetersen	FVAU				0,2	
<i>Ulnaria capitata</i> (Ehrenberg)	UCAP			0,3		
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson ex W.Smith) Lange-Bertalot & Krammer	FCRS		0,3	0,6	1,6	4,6
<i>Frustulia soror</i> (Graeff, CL & Kociolek, JP)	FSOR		0,6			
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GANG				0,4	

<i>Gomphonema bohemicum</i> (Reichelt & Fricke)	GBOH					0,8
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing)	GPAR	15,2	6,3	6,4	12,9	16,0
<i>Gomphonema incognitum</i> (E.Reichardt, Jüttner & EJCox)	GICG		0,3			
<i>Gomphonema insigne</i> (W.Gregory)	GINS			0,3		0,5
<i>Gomphonema minutum</i> (C.Agardh)	GMIN		0,3		0,2	0,5
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceoides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	GOLI			0,3		
<i>Gomphonema productum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E.Reichardt	GPRO			0,3		
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> (Lange-Bertalot)	GPSE				4,2	5,3
<i>Gomphonema rhombicum</i> (Schmidt)	GRHO		1,3		0,4	
<i>Hantzschia abundans</i> (Lange-Bertalot)	HABU	7,6				
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i> (Ralfs) Van Heurck	MCCO			0,3		
<i>Navicula subalpina</i> (Reichardt, E)	NSBN		1,0	1,8	4,0	3,2
<i>Navicula ammophila</i> (Grunow)	NAMM		1,7	2,1		0,6
<i>Navicula cataracta-rheni</i> (Lange-Bertalot)	NCTT			1,4286		
<i>Navicula Cryptocephala</i> (Kützing)	NCRY	4,5455			0,4	0,1
<i>Navicula cryptofallax</i> (Lange-Bertalot & G.Hofmann)	NCFA				0,4	
<i>Navicula laceolata</i> (Ehrenberg)	NLAN	2,3				
<i>Navicula lundii</i> (E.Reichardt)	NLUN	2,3				0,4
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	NVIR		4,0	1,9	0,2	
<i>Navicula radiosa</i> (Kützing)	NRAD			0,4		
<i>Navicula rhynchocephala</i> (Kützing)	NRHY		1,3			
<i>Navicula rostellata</i> (Kützing)	NROS		0,3		0,4	
<i>Navicula trivialis</i> (Lange-Bertalot)	NTRV				0,4	
<i>Nitzschia amphibia</i> (Grunow)	NAMP	2,3				
<i>Nitzschia capitellata</i> (Hustedt)	NCPL		0,3			
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow)	NFON					1,2
<i>Nitzschia monachorum</i> (Lange-Bertalot)	NIMO		0,3			
<i>Nitzschia pusilla</i> (Grunow)	NIPU			1,7		
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	NPAL	7,6	2,5	5,2	1,7	2,2
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow)	NPAE	1,5	4,4		1,2	0,2
<i>Nitzschia recta</i> (Rabenhorst, L)	NREC	1,5				

<i>Nitzschia rosenstockii</i> (Lange-Bertalot)	NRST			0,3		
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W.Smith	NSIG					0,2
<i>Nitzschia subtilioides</i> (Hustedt)	NZSL			0,5		
<i>Nitzschia sublinearis</i> (Hustedt, F)	NSBL			0,5		
<i>Nitzschia tubicola</i> (Cleve, PT & Grunow, A)	NTUB		0,3			
<i>Pinnularia subcapitata</i> (Gregory, W)	PSCA	6,8182	0,7	0,5		1,28
<i>Pinnularia suchlandtii</i>	PSUC		0,6			
<i>Pinnularia borealis</i> (Ehrenberg)	PBOR			0,2		
<i>Pinnularia divergentissima</i> (Grunow) Cleve	PDVG		0,3			
<i>Pinnularia gigas</i> (Ehrenberg, CG)	PGIG				0,2	
<i>Pinnularia mayeri</i> (Krammer, K)	PMAY		2,4			
<i>Pinnulária microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve	PMIC	1,5			0,7	1,6
<i>Pinnularia parvulissima</i> (Krammer, K)	PPVS					1,0
<i>Pinnularia turfosphila</i> (EEGaiser & JRJohansen)	PTUF					0,8
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	PVIR				0,2	0,2
<i>Placoneis clementioides</i> (Hustedt) EJCox	PCLD					0,2
<i>Pseudostaurosira laucensis</i> Lange-Bertalot & Rumrich	PDLA			0,3		
<i>Reimeria sinuata</i> (W.Gregory) Kociolek & Stoermer	RSIN		1,1	1,3		
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	SPUP			0,6		
<i>Stauroneis absaroka</i> (Bahls, L)	SABK			0,3		
<i>Stauroneis anceps</i> (Ehrenberg, CG)	STAN		0,2			
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) DMWilliams & Round	SPIN		2,1			
<i>Iconella capronii</i> (Brébisson & Kitton)	ICAP			0,3		
<i>Tabellaria sp</i> (Ehrenberg ex Kützing)	TABS			0,4		