

Universidade do Minho  
Escola de Ciências

Avaliação da Qualidade da Água das Praias Fluviais da Bacia do  
Rio Cávado – Propostas de Melhoria Ambiental

Maria Ana Vitorino Oliveira

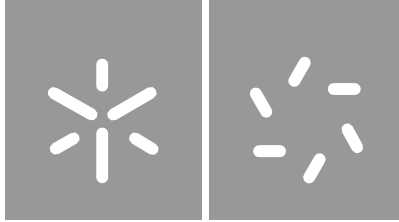
Avaliação da Qualidade da Água das Praias  
Fluviais da Bacia do Rio Cávado –  
Propostas de Melhoria Ambiental

Maria Ana Vitorino Oliveira

UMinho | 2019

outubro de 2019





Universidade do Minho  
Escola de Ciências

Maria Ana Vitorino Oliveira

## Avaliação da Qualidade da Água das Praias Fluviais na Bacia do Rio Cávado – Propostas de Melhoria Ambiental

Relatório de Estágio

Mestrado em Ciências e Tecnologias do Ambiente

Especialização em Monitorização e Remediação  
Ambiental

Trabalho efetuado sob a orientação da

**Professora Doutora Isabel Margarida Horta Ribeiro Antunes**

**Engenheira Ana Maria Ferreira Carvalho**

outubro de 2019

## Direitos de autor e condições de utilização do trabalho por terceiros

Este é um trabalho académico que pode ser utilizado por terceiros desde que respeitadas as regras e boas práticas internacionalmente aceites, no que concerne aos direitos de autor e direitos conexos.

Assim, o presente trabalho pode ser utilizado nos termos previstos na licença abaixo indicada. Caso o utilizador necessite de permissão para poder fazer um uso do trabalho em condições não previstas no licenciamento indicado, deverá contactar o autor, através do RepositóriUM da Universidade do Minho.

### *Licença concedida aos utilizadores deste trabalho*



Atribuição  
CC BY

<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

## **Agradecimentos**

Quero agradecer, especialmente, às minhas orientadoras, a Professora Doutora Isabel Margarida Antunes e a Engenheira Ana Maria Ferreira Carvalho, pela orientação, disponibilidade, motivação e paciência que tiveram durante este percurso.

Ao Engenheiro Luís Macedo e à equipa técnica da Comunidade Intermunicipal do Cávado que me acolheram gentilmente.

À Câmara Municipal de Braga e à Doutora Cristina Costa, que embora não fazendo parte da orientação no papel, forneceu dados e informações sobre as praias fluviais existentes no concelho de Braga e financiou as análises dos parâmetros físico-químicos.

Aos meus pais, que me ajudaram e apoiaram sempre e que me forneceram todas as ferramentas necessárias para esta etapa. Um especial obrigado.

E por último, mas não menos importante, quero agradecer a todas as pessoas, amigos e família, que me ajudaram, direta e indiretamente, neste percurso académico e que no qual estiveram sempre presentes.

## Declaração de Integridade

Declaro ter atuado com integridade na elaboração do presente trabalho académico e confirmo que não recorri à prática de plágio nem a qualquer forma de utilização indevida ou falsificação de informações ou resultados em nenhuma das etapas conducente à sua elaboração.

Mais declaro que conheço e que respeitei o Código de Conduta Ética da Universidade do Minho.

## **Resumo – “Avaliação da Qualidade da Água das Praias Fluviais da Bacia do Rio Cávado – Propostas de Melhoria Ambiental”**

Com a valorização dos recursos hídricos, que se tem verificado ao longo dos últimos anos, as praias fluviais surgiram como uma oportunidade de turismo balnear. A qualidade das águas balneares é o fator primordial para a qualificação das praias fluviais. Para o reconhecimento legal de praias fluviais, por parte da Agência Portuguesa do Ambiente (APA), é obrigatório o cumprimento de um conjunto de requisitos definidos na legislação, como a avaliação de parâmetros microbiológicos, entre outros.

A bacia hidrográfica do Rio Cávado, localiza-se no norte de Portugal, com uma área total de 1699 km<sup>2</sup>. Ao longo do Rio Cávado, estão identificadas e classificadas, pela APA, cinco águas balneares interiores: Alqueirão (Terras de Bouro), Adaúfe, Cavadinho e Navarra (Braga) e Prado Faial (Vila Verde), inseridas na Comunidade Intermunicipal do Cávado.

O presente trabalho tem por objetivo analisar a evolução temporal da qualidade das águas balneares interiores inseridas na bacia hidrográfica do Rio Cávado, em contexto CIM Cávado, assim como a avaliação físico-química da água ao longo do rio em locais previamente selecionados. Para tal, foram considerados os dados disponibilizados pela Câmara Municipal de Braga, resultado do trabalho de monitorização feita pela mesma nos últimos 5 anos e os dados oficiais da APA, relativos às 5 águas balneares interiores em estudo, no período entre 2014-2018, e foram recolhidas e analisados os parâmetros físico-químicos de três amostras de água ao longo do rio, em dois períodos de tempo, novembro 2018 e abril 2019, respetivamente.

A qualidade das águas balneares tem vindo a melhorar ao longo dos últimos 5 anos. As águas balneares que se encontram a montante da Ponte do Bico, localizada entre Amares e Braga, possuem uma qualidade “excelente” e “boa”, enquanto que, a água balnear de Prado Faial, que se localiza a jusante, apresenta uma qualidade inferior. Os parâmetros físico-químicos demonstraram que de montante para jusante, existe uma degradação progressiva da qualidade da água do Rio Cávado, que estará provavelmente relacionada com a diversa atividade humana e pelo rio ser recetor de diversos efluentes dos sistemas de tratamento de efluentes. Como medidas de monitorização e minimização da qualidade da água nesta região, sugere-se a implementação de programas integrados de monitorização contínua e implementação de programas e ações de sensibilização direcionada a população em geral, agricultores e agentes locais.

**Palavras-Chave:** Bacia Hidrográfica, Hidroquímica, Monitorização, Praias Fluviais, Rio Cávado.

## **Abstract – “Water Quality Assessment of Inland Bathing Waters of the Cávado River Basin – Proposals for Environmental Improvement”**

Inland bathing waters have emerged as a beach tourism opportunity with the appreciation of water resources over the last years. The quality of bathing water is the main factor for the qualification of Inland bathing waters. For the legal recognition of inland bathing water by the Portuguese Environmental Agency (APA), it's required to comply with the requirements defined in the legislation, such as the evaluation of microbiological parameters, among others.

The Cávado River basin is located in the north of Portugal, with a total area of 1699 km<sup>2</sup>. Along the Cávado River, APA identifies and classifies five inland bathing waters: Alqueirão (Terras de Bouro), Adaúfe, Cavadinho and Navarra (Braga) and Prado Faial (Vila Verde), where they belong to Comunidade Intermunicipal do Cávado (CIM Cávado).

This paper aims to analyze the temporal evolution of the quality of inland bathing waters inserted in the Cávado River basin, in a CIM Cávado context, as well as the physicochemical evaluation of the water along the Cávado River in previously selected locations. For this purpose, the microbiological results available from APA for the 5 inland bathing water under study from 2014-2018, were considered and the physicochemical parameters of three water samples along the Cávado River were collected and analyzed in two periods, November 2018 and April 2019, respectively.

The bathing water quality has been improving over the last 5 years. The bathing waters upstream of Ponte do Bico, located between Amares and Braga, have “excellent” and “good” quality, while the Prado Faial bathing water, which is located downstream, has a lower quality. The physicochemical parameters demonstrated that from upstream to downstream there is a progressive degradation of the water quality of the Cávado River, probably due to the human activity and due the reception of several effluents from effluent treatment systems. As monitoring and minimization measures of water quality in this region, continuous monitoring is suggested, together with the implementation of awareness actions for the general population, farmers and local agents.

**Keywords:** Cávado River, Hydrochemistry, Hydrographic basin, Inland bathing water, Monitoring.



## Índice

1.	Introdução .....	1
2.	Águas Balneares .....	4
2.1.	Monitorização da Qualidade das Águas Balneares .....	9
2.2.	Classificação da Qualidade das Águas Balneares .....	12
2.3.	Qualidade das Águas Balneares na União Europeia e em Portugal.....	15
3.	Caracterização da Área de Estudo .....	19
3.1.	Localização Geográfica .....	19
3.2.	Geomorfologia e Geologia .....	20
3.3.	Hidrologia .....	21
3.4.	Clima .....	23
3.5.	Alterações Climáticas .....	24
3.6.	Ecologia .....	29
3.7.	População .....	31
3.8.	Uso e Ocupação do Solo.....	32
3.9.	Pressões sobre o Rio .....	35
3.10.	Risco de Poluição Acidental .....	37
4.	Metodologia .....	39
5.	Resultados e Discussão.....	45
5.1.	Parâmetros Microbiológicos.....	45
5.1.1	Água Balnear de Alqueirão – Terras de Bouro .....	45
5.1.2	Água Balnear de Cavadinho - Braga .....	46
5.1.3	Água Balnear de Navarra - Braga .....	48
5.1.4	Água Balnear de Adaúfe - Braga.....	49
5.1.5	Água Balnear de Prado Faial – Vila Verde.....	51
5.2.	Parâmetros Físico-Químicos.....	52
5.3.	Avaliação da Qualidade da Água .....	59
6.	Considerações Finais e Propostas de Melhoria Ambiental .....	62
7.	Referências Bibliográficas.....	64
8.	Anexos.....	69
8.1.	Anexo I – Resultados das Análises Microbiológicas.....	69
8.2.	Anexo II - Resultados das Análises Físico-Químicas.....	77

## Índice de Figuras

Figura 2.1. Fontes de contaminação (Fonte: EEA, 2018b). .....	4
Figura 2.2. Ponto de amostragem na água balnear interior Adaúfe. ....	9
Figura 2.3. Exemplo de calendarização para amostragem em casos gerais (Adaptado de Reis, 2018).....	10
Figura 2.4. Símbolo de informação representativo quando o banho numa água balnear é desaconselhado (Fonte: SNIRH, 2018).....	11
Figura 2.5. Símbolo de informação representativo quando o banho numa água balnear é proibido (Fonte: SNIRH, 2018).....	11
Figura 2.6. Símbolo de informação representativo de uma água balnear com qualidade “má” (Fonte: SNIRH, 2018).....	12
Figura 2.7. Símbolo de informação representativo de uma água balnear com qualidade “aceitável” (Fonte: SNIRH, 2018).....	13
Figura 2.8. Símbolo de informação representativo de uma água balnear com qualidade “boa” (Fonte: SNIRH, 2018).....	13
Figura 2.9. Símbolo de informação representativo de uma água balnear com qualidade “excelente” (Fonte: SNIRH, 2018).....	13
Figura 2.10. Evolução da qualidade das águas balneares na UE no período compreendido 2014-2018 (Fonte: EEA, 2019).....	16
Figura 2.11. Qualidade das águas balneares interiores na União Europeia no período compreendido entre 2014-2018 (Fontes: EEA, 2015; EEA, 2016b; EEA, 2017; EEA, 2018a; EEA, 2019).....	16
Figura 2.12. Proporção de águas balneares com qualidade “excelente” na UE (Adaptado de EEA, 2019).....	17
Figura 2.13. Evolução da qualidade das águas balneares interiores durante o período 2014-2018 (Fonte: EEA, 2019).....	18
Figura 3.2. Delimitação da bacia hidrográfica do Rio Cávado. ....	19
Figura 3.1. Localização geográfica da bacia hidrográfica do Rio Cávado.....	19
Figura 3.3. Hipsometria da bacia hidrográfica do Rio Cávado. ....	21
Figura 3.4. Valores da precipitação média mensal na bacia hidrográfica do Rio Cávado (Fonte: Lacasta & Lacerda, 2012). ....	22
Figura 3.5. Barragens situadas na bacia hidrográfica do Rio Cávado (Adaptado de CIM-Cávado, 2012).....	23

Figura 3.6. Conforto bioclimático na bacia hidrográfica do Rio Cávado (Fonte: Brito et al., 2008). .....	24
Figura 3.7. Projeções climáticas da temperatura média anual da bacia hidrográfica do Rio Cávado em cenário RCP4.5: a) Período 1971-2000; b) Período 2011-2040; c) Período 2041-2070; d) Período 2071-2100 (Fonte: Portal do Clima, 2019). .....	26
Figura 3.8. Projeções climáticas da temperatura média da bacia hidrográfica do Rio Cávado em cenário RCP8.5: a) Período 1971-2000; b) Período 2011-2040; c) Período 2041-2070; d) Período 2071-2100 (Fonte: Portal do Clima, 2019). .....	27
Figura 3.9. Projeções climáticas da precipitação média acumulada da bacia hidrográfica do Rio Cávado em cenário RCP4.5: a) Período 1971-2000; b) Período 2011-2040; c) Período 2041-2070; d) Período 2071-2100 (Fonte: Portal do Clima, 2019). .....	28
Figura 3.10. Projeções climáticas da precipitação média acumulada da bacia hidrográfica do Rio Cávado em cenário RCP8.5: a) Período 1971-2000; b) Período 2011-2040; c) Período 2041-2070; d) Período 2071-2100 (Fonte: Portal do Clima, 2019). .....	29
Figura 3.11. Borrelho-de-coleira (Fonte: ICNF, 2019a). .....	30
Figura 3.12. Chorão-das-praias (Fonte: ICNF, 2019a). .....	30
Figura 3.13. Águia Real (Fonte: ICNF, 2019b). .....	31
Figura 3.14. Lobo (Fonte: ICNF, 2019b). .....	31
Figura 3.15. Densidade populacional (n.º médio de indivíduos/km <sup>2</sup> ) nos concelhos da bacia hidrográfica do Rio Cávado (Fonte: PORDATA, 2019). .....	32
Figura 3.16. Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Cávado – Nível I da nomenclatura CLC (2018). .....	33
Figura 3.17. Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Cávado – Nível II da nomenclatura da CLC (2018). .....	35
Figura 4.1. Localização das águas balneares em contexto CIM e dos três pontos de amostragem no Rio Cávado. .....	39
Figura 4.2. Ponto A1 - Praia Fluvial de Cavadinho – Crespos, Braga. .....	40
Figura 4.3. Ponto A2 - Montante da Ponte do Bico, em Palmeira, Braga. .....	40
Figura 4.4. Ponto A3 - Parque de Merendas de Padim da Graça, Braga. .....	40
Figura 5.1. Variação dos valores de <i>Escherichia coli</i> na água balnear interior de Alqueirão, no período de junho a setembro de 2014 a 2018. .....	45
Figura 5.2. Variação dos valores de <i>Enterococos</i> intestinais na água balnear interior de Alqueirão, no período de junho a setembro de 2014 a 2018. .....	46

Figura 5.3. Variação dos valores de <i>Escherichia coli</i> na água balnear interior de Cavadinho, no período de junho a setembro de 2014 a 2018. ....	47
Figura 5.4. Variação dos valores de <i>Enterococos</i> intestinais na água balnear interior de Cavadinho, no período de junho a setembro de 2014 a 2018. ....	47
Figura 5.5. Variação dos valores de <i>Escherichia coli</i> na água balnear interior de Navarra, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.....	48
Figura 5.6. Variação dos valores de <i>Enterococos</i> intestinais na água balnear interior de Navarra, no período de junho a setembro de 2014 a 2018. ....	49
Figura 5.7. Variação dos valores de <i>Escherichia coli</i> na água balnear interior de Adaúfe, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.....	50
Figura 5.8. Variação dos valores de <i>Enterococos</i> intestinais na água balnear interior de Adaúfe, no período de junho a setembro de 2014 a 2018. ....	50
Figura 5.9. Variação dos valores de <i>Escherichia coli</i> na água balnear interior de Prado Faial, no período de junho a setembro de 2014 a 2018. ....	51
Figura 5.10. Variação dos valores de <i>Enterococos</i> intestinais na água balnear interior de Prado Faial, no período de junho a setembro de 2014 a 2018. ....	52
Figura 5.11. Variação dos valores de temperatura (a) e do pH (b) nos pontos de amostragem nas duas colheitas. ....	54
Figura 5.12. Variação dos valores de condutividade elétrica (a) nos pontos de amostragem nas duas colheitas e (b) relação entre a condutividade elétrica e os sólidos dissolvidos totais. ....	55
Figura 5.13. Variação dos valores de cálcio (a), magnésio (b), bicarbonatos (c) e de alcalinidade total (d) nos pontos de amostragem nas duas colheitas.....	56
Figura 5.14. Variação dos valores de nitratos (a), sulfatos (b), cloretos (c) e de turvação (d) nos pontos de amostragem nas duas colheitas.....	57

## Índice de Tabelas

Tabela 2.1. Valores limite dos parâmetros microbiológicos utilizados para a avaliação da qualidade das águas balneares de acordo com a atual legislação (Adaptado de SNIRH, 2018). ....	11
Tabela 2.2. Classificação da qualidade das águas balneares e normas de qualidade utilizadas (Fonte: SNIRH, 2018). ....	14
Tabela 3.1. Níveis I e II da nomenclatura Corine Land Cover adaptada ao local de estudo (Adaptada de Néry, 2007). ....	33
Tabela 3.2. Tipo, número e índice de severidade de instalações com risco de poluição acidental na bacia hidrográfica do Rio Cávado (Adaptado de Lacasta et al.,2016a). ....	38
Tabela 4.1. Coordenadas geográficas dos três pontos de amostragem no Rio Cávado. ....	41
Tabela 4.2. Determinações realizadas nos três pontos de amostragem. ....	41
Tabela 4.3. Métodos e técnicas analíticas utilizadas pelo Laboratório MicroChem nas duas colheitas de amostragem. ....	44
Tabela 5.1. Valores paramétricos para a qualidade da água (Adaptado de Diário da República, 2018; Diário da República, 2017). ....	53
Tabela 5.2. Resultados obtidos nos pontos de amostragem nas duas colheitas. ....	59

## Lista de Abreviaturas e Acrónimos

- APA – Agência Portuguesa do Ambiente
- ARH – Administração de Região Hidrográfica
- ASAE – Autoridade de Segurança Alimentar e Económica
- CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio a Cinco Dias
- CE – Condutividade Elétrica
- CIM – Comunidade InterMunicipal
- CLC - CORINE Land Cover
- CQO – Carência Química de Oxigénio
- DGS – Direção-Geral da Saúde
- EAM – Espectrofotometria de Absorção Molecular
- EEA – Espectrofotometria de Absorção Atómica
- EEA – European Environmental Agency
- EPA – Environmental Protection Agency
- ETA – Estação de Tratamento de Águas
- ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais
- ICNF – Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas
- ICP-MS – Espectrometria de Massa Acoplada a Plasma Indutivo
- IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera
- LC-MS/MS – Cromatografia Líquida com Detetor de Espectrometria de Massa Sequencial
- MPN – Most Probable Number
- NUTS - Nomenclatura das Unidades Territoriais para Fins Estatísticos
- PCIP – Prevenção e Controlo Integrados da Poluição
- POA – Plano de Ordenamento de Albufeiras
- POAP – Plano de Ordenamentos de Áreas Protegidas
- POE – Plano de Ordenamento de Estuários
- POOC – Plano de Ordenamento da Orla Costeira
- RCP – Representative Concentration Pathways
- REA – Relatório do Estado do Ambiente
- REI – Regime de Emissões Industriais
- RH – Região Hidrográfica
- SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SNIRH – Sistema Nacional de Informação Sobre Recursos Hídricos

UE – União Europeia

UFC – Unidades Formadoras de Colónias

WHO – World Health Organization

ZPE – Zona de Proteção Especial

ZPP – Zona de Pesca Profissional

## Lista de Símbolos e Fórmulas Químicas

Al – Alumínio

As – Arsénio

Ba – Bário

Br - Brometo

Ca – Cálcio

Cd – Cádmió

Cl - Cloreto

Cr – Crómio

Cu – Cobre

F - Fluoreto

Fe – Ferro

H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>- Ácido sulfúrico

HCl – Ácido clorídrico

K – Potássio

Li – Lítio

Mg - Magnésio

Mn – Manganês

N - Azoto

Na – Sódio

Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> - Carbonato de sódio

NaCl – Cloreto de sódio

NaHCO<sub>3</sub> - Bicarbonato de sódio

NH<sub>2</sub><sup>-</sup> - Nitritos

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Amónio

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Nitratos

PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - Fosfato

SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> - Sulfato

Zn – Zinco



## 1. Introdução

A água é um dos recursos mais abundantes no planeta Terra, sendo que mais de 70% do nosso planeta encontra-se coberto por esta (Henriques, 2010). Cerca de 97,5% da água presente na Terra encontra-se nos oceanos, que corresponde a água salgada, imprópria para o consumo humano. Dos 3% que restam, pouco mais de 2% corresponde às calotes polares, glaciares, atmosfera e humidade nos solos. Contudo, apesar de corresponder a água doce, possui uma renovação em frações reduzidas, sendo inacessível ao Homem. Apenas 0,62% encontra-se associada aos rios, aquíferos subterrâneos e lagos de água doce (Medina, 2015).

A água é considerada como um bem precioso e essencial para o ser humano. De facto, 70% do corpo humano é constituído por água, tornando-se imprescindível para múltiplas atividades no organismo humano (Henriques, 2010). Todavia, a água não representa apenas uma necessidade essencial para o corpo humano, é também um recurso que nos beneficia no dia a dia (Brás, 2019).

Desde os primórdios, que a água doce é essencial para a Humanidade. Foi necessária para evolução das sociedades e de grandes civilizações, que se estabeleceram nas margens de rios e estuários. Assim, obtinham água para consumo, atividades agropecuárias, alimento e, também utilizada, como via de transporte, entre outros (Feio & Ferreira, 2019). Ao longo dos anos, essa necessidade de água manteve-se inalterada (Brás, 2019). Atualmente, a água é utilizada para diversas finalidades tais como o abastecimento doméstico e público, agricultura, pecuária, indústria, produção de energia elétrica, atividades recreativas, entre outras (Henriques, 2010).

Devido ao aumento da população, o aparecimento de grandes focos populacionais, e ao desenvolvimento industrial, os recursos hídricos têm vindo a ser explorados em grande escala ao longo dos anos, levando assim a uma degradação da qualidade da água, especialmente nos rios (Vasconcelos, 2015). O incorreto pensamento de que a água é um recurso inesgotável, encaminhou para comportamentos irresponsáveis, como o desperdício de água ou a utilização dos rios como recetores finais de diversos resíduos, contribuindo assim para a sua poluição (Henriques, 2010).

É importante articular os recursos hídricos e o ordenamento do território através do uso de instrumentos de gestão territorial, para que sejam cumpridos os objetivos e medidas adequadas à proteção e valorização dos recursos hídricos, de modo a garantir que o seu uso seja sustentável (Afonso, 2016).

A implementação de instrumentos de gestão territorial, como os Planos de Ordenamento da Orla Costeira (POOC), Planos de Ordenamento de Albufeiras (POA), Planos de Ordenamentos de Áreas

Protegidas (POAP) e Planos de Ordenamento de Estuários (POE) e os investimentos efetuados a partir da década de 90, principalmente na implementação de estações de tratamento de águas residuais e no saneamento básico, resultaram numa melhoria da qualidade dos cursos de água (Goldstein, 2011; SNIRH, 2018). Foi devido a esta valorização dada aos recursos hídricos a nível nacional, que surgiu o desenvolvimento de vias navegáveis e a criação de estruturas que fossem qualificadas para utilização como espaços de lazer. Nestes espaços de lazer, estão incluídas as praias fluviais que surgiram como uma oportunidade de turismo balnear (Goldstein, 2011; Moreira e Santos, 2016).

As águas balneares são águas superficiais, interiores, costeiras ou de transição, em que se preveja uma elevada afluência de banhistas e onde a prática balnear não tenha sido interdita ou desaconselhada de modo permanente, ou seja, pelo menos durante uma época balnear completa (SNIRH, 2018). Os requisitos fundamentais para que uma água balnear garanta a segurança de utilização da água não englobam apenas as infraestruturas e segurança da praia, mas também a qualidade da água (APA, 2019a).

A manutenção da qualidade das águas balneares interiores é essencial não só para potencializar o turismo no interior do país, mas também por questões de saúde pública visto que podem ser contraídas várias doenças através da prática balnear em águas contaminadas. Assim, a qualidade da água é imprescindível para a saúde pública, qualidade ambiental e para o desenvolvimento turístico. Devido a estes fatores, a gestão da qualidade das águas balneares representa uma preocupação constante (APA, 2019a; Goldstein, 2011; SNIRH, 2018).

Como a qualidade das águas balneares é o fator primordial na qualificação das praias fluviais, a Comunidade Intermunicipal do Cávado (CIM Cávado) em conjunto com os seus municípios associados promove campanhas de monitorização da qualidade das águas balneares, quer em locais já anteriormente monitorizados, quer em novos locais propostos para o efeito, que possuam características adequadas (CIM Cávado, 2019a).

A CIM Cávado promoveu nos últimos anos um conjunto de projetos relacionados com o Rio Cávado, designadamente:

- *Estudo de Valorização e Desenvolvimento dos Rios Cávado e Homem* (ano 2008) com o objetivo de avaliar o potencial de valorização dos Rios Cávado e Homem e estabelecer propostas de intervenção para promover tipos de utilização, entre eles espaços de recreio e lazer (parques de campismo e parques de merendas), percursos (ecopistas e percursos pedestres, associados a locais de interesse natural, patrimonial e/ou de valor paisagístico) e usos aquáticos (CIM Cávado, 2019b);
- *Estudo da rede de praias dos Rios Cávado, Homem e Neiva*, que promoveu um processo

de monitorização da qualidade das águas balneares por um período de 3 anos, com o objetivo em obter qualidade de água excelente em locais estratégicos. Este processo abrangeu 24 locais e permitiu a designação de 6 locais. Posteriormente, para a criação de condições de valorização destes locais, de usufruto e capacitação de infraestruturas, proporcionando condições necessárias para constituírem locais atrativos, cómodos e seguros, foram promovidos 5 projetos de execução de acordo com um programa comum e compatível com os requisitos da Bandeira Azul (CIM Cávado, 2019a).

O tema desenvolvido neste trabalho tem como principal objetivo, a avaliação temporal, no período compreendido entre 2014-2019 e a avaliação espacial da qualidade da água do Rio Cávado através da avaliação dos parâmetros microbiológicos das águas balneares do Rio Cávado e a avaliação de parâmetros físico-químicos de 3 pontos de amostragem selecionados ao longo do rio, resultados estes que permitirão reconhecer possíveis focos de contaminação, e posterior elaboração de propostas de medidas de minimização e monitorização.

## 2. Águas Balneares

As atividades recreativas que utilizam a água como base, como as águas balneares, constituem potenciais vias de infecção que podem provocar surtos, originando assim um grave problema para a saúde pública (EEA, 2018a; Brondani, 2015).

A contaminação fecal das águas tem origem em diversas fontes, contudo são os esgotos que mais contribuem para a sua contaminação (Owa, 2014). A contaminação com origem nos esgotos resulta das descargas de águas insuficientemente tratadas, do transbordo do esgoto ou das águas pluviais (EEA, 2018a; EEA, 2016a). As águas pluviais são águas resultantes da precipitação que entram no sistema de esgotos. Quando em excesso, escorrem à superfície ou fluem para os sistemas de esgotos combinados ou sistemas de águas pluviais, onde são encaminhadas posteriormente para uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) ou são descarregadas diretamente no meio recetor. Devido ao volume de água, à intensidade do escoamento e à presença de contaminantes, as águas pluviais constituem um problema para a contaminação dos recursos hídricos (Figura 2.1; Grundfos, 2019).

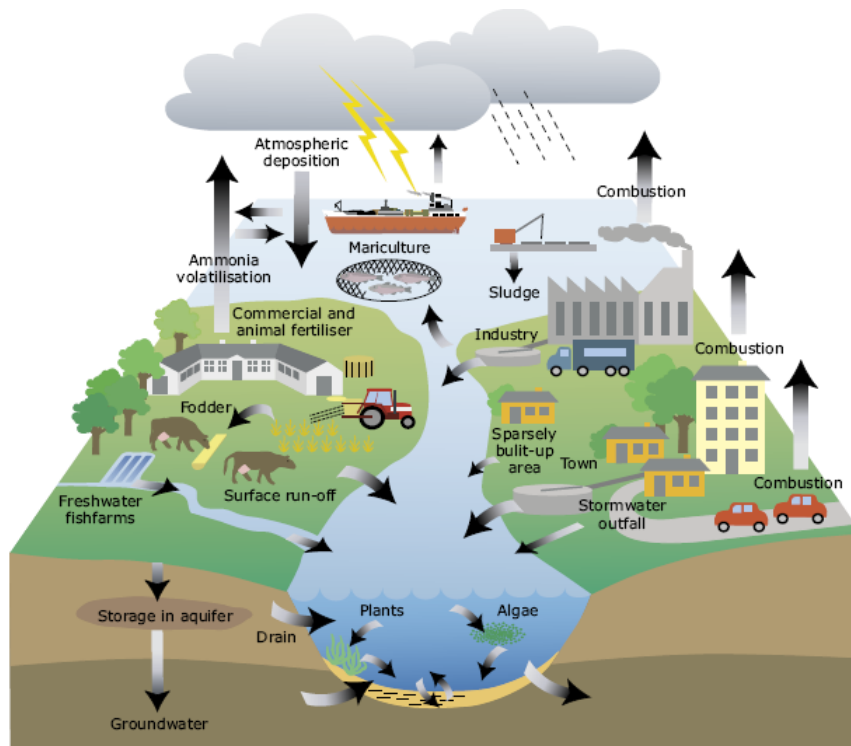


Figura 2.1. Fontes de contaminação (Fonte: EEA, 2018b).

O uso intensivo do solo, a agricultura e a pecuária são também fontes de contaminação fecal (EEA 2018; WHO, 2004). Os resíduos agrícolas e os estrumes de gado quando rejeitados diretamente para os rios e ribeiros tornam-se num grave problema para a qualidade das águas balneares localizadas a jusante (EEA, 2016a). A ocorrência de precipitações intensas, contribuem para a contaminação fecal

das águas através do escoamento superficial desses resíduos (Kistemann et al., 2016). As fossas sépticas podem constituir também um problema para a qualidade da água, principalmente quando se encontram mal localizadas e danificadas (EEA, 2018a). As indústrias e os aglomerados urbanos, assim como a sua superlotação, são igualmente fontes de contaminação (Owa, 2014).

Com a ocorrência de inúmeros episódios de contaminações dos recursos hídricos, como seja a existência de praias sujas, preocupação com a saúde dos nadadores e um aumento da consciência ambiental, associado com o aumento de turismo balnear, foi criada em 1976 a primeira Diretiva de Águas Balneares (76/160/EEC) (EEA, 2018a).

Em 2006, a Diretiva das Águas Balneares foi revista e atualizada para uma nova versão – Diretiva 2006/7/CE – para simplificar os seus métodos de gestão e de vigilância, assim como, aperfeiçoar a informação disponível para o público sobre a qualidade das águas balneares (EEA, 2018a). De acordo com o artigo 1.º da Diretiva 2006/7/CE, de 15 de fevereiro de 2016, que define o objetivo e âmbito de aplicação, o seu objetivo é, essencialmente, proteger a saúde pública, através da preservação, proteção e melhoria da qualidade dos recursos hídricos e do ambiente.

A Diretiva das Águas Balneares baseia-se particularmente na contaminação proveniente de microrganismos. Os recursos hídricos podem conter microrganismos, tais como bactérias, vírus e protozoários. O contacto com a água contaminada pode suscitar a ocorrência de infeções gastrointestinais, respiratórias, nos ouvidos, olhos, na cavidade nasal e na pele (Milieu Consulting SPRL, 2019).

A qualidade das águas balneares é avaliada com base em parâmetros microbiológicos definidos pela Diretiva das Águas Balneares: *Enterococos* intestinais e *Escherichia coli* (EEA, 2018a). Os *Enterococos* intestinais e a *Escherichia coli* são microrganismos indicadores de qualidade da água, contudo não são patogénicos. A sua ocorrência pode indicar a presença de certos organismos que são considerados como patogénicos e perigosos para a saúde pública (Brondani, 2015). São os indicadores de qualidade mais utilizados na identificação de contaminação fecal, devido à sua relação com o risco de saúde humana (Malcangio et al., 2018).

A *Escherichia coli* (*E.coli*) é uma bactéria gram-negativa que pertence à família das *Enterobacteriaceae* e geralmente habita o trato gastrointestinal de seres vivos (Flores et al., 2013; ASAE, 2019). Foi escolhida como indicador para tratamento de água por Theobald Smith, na década de 90 do século XIX, devido à sua presença no intestino do Homem e de animais de sangue quente (Brondani, 2015). Grande parte das estirpes de *Escherichia coli* não representam perigo para o seu hospedeiro (ASAE, 2019). No entanto, existem exceções, como o serotipo de *E.coli* O157:H7, responsável por

epidemias provocadas pelo consumo de alimentos contaminados, particularmente nos países industrializados (Brondani, 2015). Podem, ainda, causar doenças graves como infecções do trato urinário, gastroenterite, diarreia aguda, doença respiratória febril aguda e outras doenças intestinais (Flores et al., 2013; WHO, 2004).

Os *Enterococos* intestinais, também presentes no trato intestinal, são bactérias gram-positivas que constituem o sub-grupo dos *Streptococos fecais* e que pertencem ao género *Streptococcus*. Este género foi descrito pela primeira vez por Thiercellin (Carvalho, 2011). Atualmente, existem 51 espécies registadas que pertencem a este género (Flores et al., 2013). A *Enterococcus durans*, *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. gallinarum*, *E. hirae*, *E. casseliflavus*, *E. avium*, *E. malodoratus*, *E. mundtii*, *E. raffinosus* e *E. solitarius*, são consideradas como as principais espécies. As águas superficiais, como os rios, não estão inseridas no seu *habitat* natural. Quando presentes, indicam a ocorrência de contaminação fecal (Carvalho, 2011). São bactérias anaeróbicas capazes de sobreviver em situações adversas e que possuem elevada tolerância a diversos fatores ambientais tais como o pH, cloreto de sódio (NaCl), variações drásticas de temperatura, ou a presença de produtos químicos, como detergentes (Carvalho, 2011; Matos, 2009). Estas bactérias podem sobreviver na água durante um período de tempo superior ao da *Escherichia coli*, sendo mais resistentes à presença de cloro e à carência de água (Matos, 2009).

Para além destes parâmetros, que são utilizados para a monitorização das águas balneares, podem ser considerados outros parâmetros caso seja justificado. De entre estes, podem ser analisadas cianobactérias, quando é detetada a presença de fluorescência, tapete ou espuma (DGS, 2017; Diário da República, 2009). A monitorização da tendência de proliferação de macroalgas e/ou fitoplâncton marinho é também recomendada, assim como, a deteção de outros parâmetros como resíduos de alcatrão, vidro, plástico, borracha, entre outros (REA, 2019). A *Salmonella*, que apesar de não estar inserida na última legislação relativa as águas balneares como um parâmetro obrigatório para a monitorização da água, é aconselhada a sua análise para verificar se a água é recomendada para banhos (DGS, 2017).

A avaliação da qualidade da água inclui, também, diversos parâmetros físico-químicos de acordo com a finalidade a que se destina (Nnaji et al., 2011; Patil et al., 2012). O pH é um parâmetro fundamental na determinação da natureza corrosiva da água (Patil et al., 2012). É o logaritmo negativo da concentração de iões de hidrogénio de uma determinada solução. A sua escala varia entre 0, que indica que a solução é muito ácida, a 14 que corresponde a uma solução muito alcalina (EPA, 2001). A partir da sua monitorização, o pH pode ser um indicador de contaminações pontuais de origem química ou biológica (Vasconcelos, 2015).

A temperatura é um parâmetro com uma importante influência na velocidade das reações químicas e na solubilidade de gases (Sousa, 2001). Este influencia, também, o crescimento de microrganismos – quando a temperatura aumenta, conseqüentemente aumenta a proliferação de microrganismos – e pode causar problemas relacionados com o odor e a cor da água (WHO, 2004).

A turvação da água tem origem na acumulação de partículas suspensas ou coloides, que impedem a transmissão da luz através da água (WHO, 2004). As partículas podem ter origem orgânica ou inorgânica e podem variar desde partículas coloidais até sólidos de diferentes dimensões (Sousa, 2001). Diversos microrganismos encontram-se associados a estas partículas (WHO, 2004).

A condutividade elétrica corresponde à facilidade de uma solução aquosa em transportar a corrente elétrica. Ocorre devido aos movimentos dos iões e quanto maior for o número de iões e a sua mobilidade, maior será a condutividade elétrica (Dojlido & Best, 1993). Os sólidos dissolvidos totais refletem as substâncias orgânicas e inorgânicas, de tamanho micrométrico, dissolvidas na água (Gonçalves, 2009). O potencial redução-oxidação (Eh) é um índice numérico que traduz as condições de oxidação ou de redução de um sistema. Os valores positivos indicam a presença de condições oxidantes num sistema, enquanto que, os valores negativos indicam a ocorrência de condições redutoras (Brás, 2019). O ferro (Fe) é um metal siderófilo muito abundante na natureza. Nas águas naturais, ocorre na forma inorgânica e orgânica. Nas águas superficiais fluviais, a sua concentração é, no geral, insignificativa. Esta concentração pode estar associada a fontes de poluição industrial ou de atividade mineira (Vieira, 2018).

O crómio (Cr) é um elemento que, apesar da sua presença nas plantas e nos solos, não ocorre com elevada frequência nas águas naturais. A sua presença deve-se essencialmente a atividades antropogénicas relacionadas com a indústria, nomeadamente no fabrico de têxteis, cerâmicas, vidro, preservação de madeiras, incineração de lamas e resíduos sólidos, entre outros (Vieira, 2018). O manganês (Mn) é um metal cuja concentração nas águas superficiais é normalmente insignificante. No entanto, pode aumentar significativamente devido a poluição industrial (Vieira, 2018). O cádmio (Cd) é um metal cuja presença nos cursos de água pode ter origem em processos naturais, como a erosão ou atividades humanas, como descargas de indústrias e de estações de tratamento, lixiviação de solos contaminados ou de aterros sanitários, atividades mineiras, utilização de fertilizantes fosfatados e incineração de resíduos (Faroon et al., 2012).

O glifosato é um herbicida sistémico muito utilizado na agricultura. Desde o início da sua comercialização, em 1974, que a sua utilização cresceu aceleradamente. Devido ao seu uso intensivo, o glifosato pode contaminar os ecossistemas. Quando utilizado nas plantas, este pode ser transferido

para o solo e, conseqüentemente, para as águas superficiais e subterrâneas, contaminando-as (Carles et al., 2019).

O azoto (N), como resultado de diversas atividades antropogénicas, tornou-se uma preocupação a nível mundial devido ao seu efeito na qualidade dos recursos hídricos (Du et al., 2017). O amónio ( $\text{NH}_4^+$ ), uma das formas de ocorrência de azoto, é libertado quando ocorre a mineralização da matéria orgânica. Através de processos de oxidação, o amónio dá origem a nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), que por sua vez origina nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) (Vasconcelos, 2015). A concentração elevada de nitratos, nitritos e amónio em águas superficiais, pode ser atribuída a fontes antropogénicas, como descargas de indústrias, de resíduos pecuários e de fertilizantes utilizados na agricultura (Du et al., 2017; WHO, 2004).

No que diz respeito à gestão da qualidade das águas balneares, esta é regida pela Diretiva 2006/7/CE, de 15 de fevereiro de 2006, que foi transposta para o Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio. Este decreto-lei estabelece o regime de identificação, monitorização e classificação da qualidade das águas balneares e de prestação de informação ao público, com o objetivo na prevenção da saúde humana e na prevenção e proteção da melhoria do ambiente (SNIRH, 2018).

Segundo o artigo 3.º do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, que define as Autoridades Competentes, compete à Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. (APA, I.P.), enquanto autoridade nacional da água, coordenar e fiscalizar a gestão da qualidade das águas balneares. Junto da APA, I.P., atua uma comissão técnica que acompanha o processo, na qual está presente um representante de várias entidades: Instituto de Socorros a Náufragos, Direção-Geral da Saúde, da Autoridade Marítima, municípios e Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos.

De acordo com o artigo 4.º do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, que define a identificação das águas balneares, cada praia é identificada anualmente. O processo anual de identificação de cada praia prolonga-se até 30 de novembro do ano precedente ao da época balnear em causa, sendo da responsabilidade da APA, I.P. com a colaboração das autarquias locais e das entidades responsáveis por descargas no meio hídrico e no solo. De 2 de janeiro a 2 de fevereiro<sup>1</sup>, é proporcionada uma consulta pública num *site* da Internet a adotar pela APA, I.P. Posteriormente, é elaborada uma proposta final de identificação das águas balneares, sendo fixada pela portaria.

---

<sup>1</sup> O período 2 de janeiro a 2 de fevereiro é o período de consulta pública que está definido no Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio. Contudo, a APA, I.P. definiu que a consulta pública em 2019 iria se realizar a partir de 10 de janeiro até 10 de fevereiro (APA, 2019a).



A duração da época balnear é definida em função do período em que se preveja uma grande afluência de banhistas, considerando as condições climáticas, as características geofísicas de cada local e os seus interesses sociais e ambientais (SNIRH, 2018).

## 2.1. Monitorização da Qualidade das Águas Balneares

Segundo o artigo 6.º do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, correspondente à monitorização de águas balneares, antes do início da época balnear, a APA, I.P. define um calendário de amostragem para cada água balnear. Este calendário deve ser cumprido no prazo máximo de quatro dias a contar da data indicada no calendário. O ponto de amostragem (Figura 2.2) é estabelecido pela APA, I.P., com a colaboração do Delegado de Saúde Regional, devendo esse ponto ser o local onde:

- exista maior afluência de banhistas;
- de acordo com o perfil da água balnear, exista maior risco de poluição que afete a qualidade da água e que represente um risco para a saúde pública.



Figura 2.2. Ponto de amostragem na água balnear interior Adáufe.

A frequência de amostragem é determinada tendo em conta a categoria da água, o seu historial e as pressões a que pode estar sujeita. De acordo com o Anexo II do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, até 15 dias antes do início de cada época

balnear é recolhida uma amostra. Já a contar com esta amostra, as amostras recolhidas e analisadas não podem ser inferiores a quatro. No caso de águas balneares cuja época não ultrapasse as oito semanas ou estejam situadas numa região sujeita a condicionantes geográficas especiais, são necessárias apenas três amostras. As datas de recolha têm que ser distribuídas com regularidade ao longo da época balnear, não devendo o intervalo entre elas ultrapassar um mês (Figura 2.3).

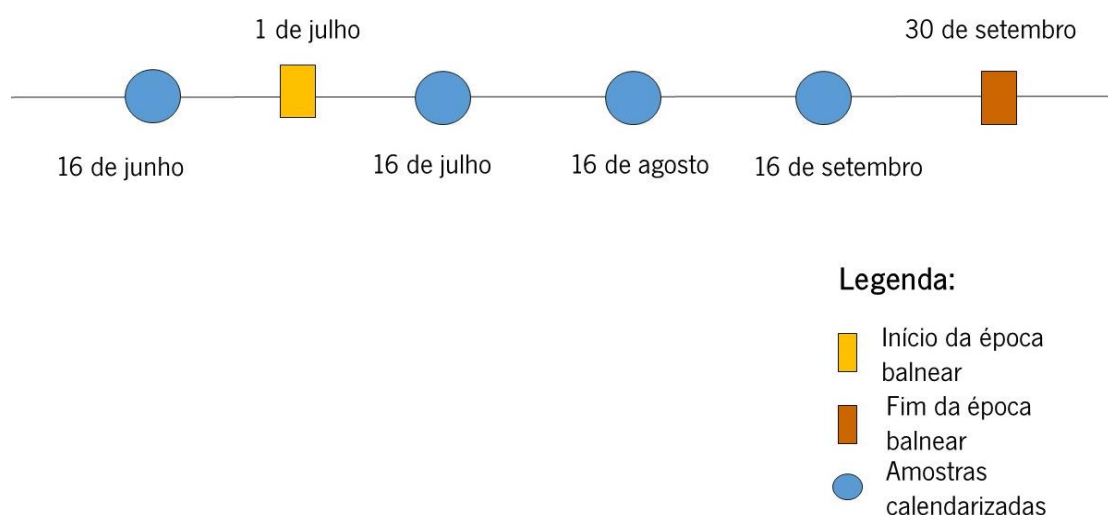


Figura 2.3. Exemplo de calendarização para amostragem em casos gerais (Adaptado de Reis, 2018).

Ao abrigo do artigo 6.º e do Anexo II do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, que define a monitorização de águas balneares, caso ocorra um episódio de poluição de curta duração<sup>2</sup>, deve ser recolhida uma amostra suplementar para confirmar a conclusão do episódio. A amostra não deve fazer parte do conjunto de dados recolhidos sobre a qualidade das águas balneares. Se tal for necessário para substituir uma amostra não considerada, deve ser recolhida uma outra amostra sete dias após o final da poluição de curta duração. Em situações anormais, o calendário de amostragem é suspenso. Após o termo da situação anormal, o calendário é retomado e são recolhidas novas amostras para substituir as amostras em falta devido à situação anormal.

No decorrer da época balnear, existe a necessidade de avaliar a qualidade da água devido a ocorrência de situações de poluição de curta duração ou de situações anormais. Assim, é realizada uma avaliação pontual com base nos valores limites apresentados na Tabela 2.1 (SNIRH, 2018).

<sup>2</sup> De acordo com o n.º 8 do artigo 6.º do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, considera-se poluição de curta duração como a contaminação microbiológica das águas balneares com causas identificáveis e que se preveja que, possivelmente, não afete a qualidade da água ao fim de 72h a contar do momento em que a qualidade da água começa a ser afetada. Na ocorrência destes episódios, é necessário que a APA, I.P. estabeleça procedimentos de previsão e minimização dos efeitos do episódio de poluição.

Tabela 2.1. Valores limite dos parâmetros microbiológicos utilizados para a avaliação da qualidade das águas balneares de acordo com a atual legislação (Adaptado de SNIRH, 2018).

Água balnear/Parâmetro	<i>Enterococos</i> intestinais (UFC/100 ml)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 ml)
Interior	660	1800
Costeira/transição	350	1200

Se as amostras de uma água balnear apresentarem valores iguais ou inferiores aos valores apresentados na Tabela 2.1, esta é considerada como “água própria para banhos” e a época balnear ocorre sem restrições relacionadas com a qualidade da água. Quando os resultados das análises ultrapassarem os valores limites, a água balnear é considerada como “imprópria para banhos”. A prática balnear pode ser desaconselhada (Figura 2.4) ou proibida (Figura 2.5) se o Delegado de Saúde Regional considerar relevante para o risco de saúde dos banhistas (SNIRH, 2018).



Figura 2.4. Símbolo de informação representativo quando o banho numa água balnear é desaconselhado (Fonte: SNIRH, 2018).

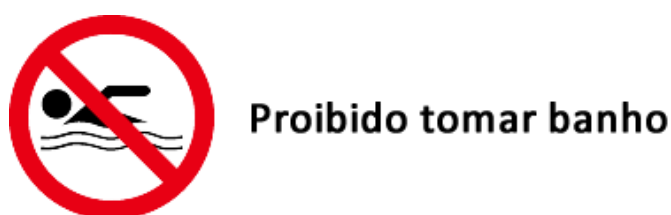


Figura 2.5. Símbolo de informação representativo quando o banho numa água balnear é proibido (Fonte: SNIRH, 2018).

Tendo em conta o artigo 7.º do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, que define a avaliação da qualidade das águas balneares, esta realiza-se com base nos resultados dos programas de monitorização. Posteriormente, são enviados à APA, I.P., para que esta avalie a qualidade da água e a divulgue junto da Direção-Geral da Saúde para seu conhecimento.

A avaliação da qualidade das águas balneares consiste na utilização de um conjunto de dados sobre qualidade da água recolhidos durante 4 épocas balneares. No caso das águas balneares interiores, podem ser dados recolhidos durante 3 épocas, contudo é necessário notificar a Comissão Europeia sobre essa opção (SNIRH, 2018).

Segundo o artigo 7.º do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, os dados recolhidos e utilizados para a avaliação da qualidade das águas balneares devem consistir, no mínimo, em 16 amostras para os casos gerais. Nas circunstâncias especiais referidas anteriormente, em 12 amostras. No caso de águas balneares com épocas que não ultrapassem as oito semanas, pode ser utilizado um conjunto de dados relativos a menos de três ou quatro épocas balneares quando o conjunto de dados utilizados na avaliação contenha, pelo menos, oito amostras.

## 2.2. Classificação da Qualidade das Águas Balneares

De acordo com o artigo n.º 8 do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, que define a classificação da qualidade das águas balneares, compete à APA, I.P. classificar as águas balneares. Ao abrigo do Anexo III do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, as águas podem ter a seguinte classificação:

### a) Qualidade “má”



Figura 2.6. Símbolo de informação representativo de uma água balnear com qualidade “má” (Fonte: SNIRH, 2018).

b) Qualidade “aceitável”



Figura 2.7. Símbolo de informação representativo de uma água balnear com qualidade “aceitável” (Fonte: SNIRH, 2018).

c) Qualidade “boa”



Figura 2.8. Símbolo de informação representativo de uma água balnear com qualidade “boa” (Fonte: SNIRH, 2018).

d) Qualidade “excelente”



Figura 2.9. Símbolo de informação representativo de uma água balnear com qualidade “excelente” (Fonte: SNIRH, 2018).

Tendo em conta o artigo n.º 8 do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, uma água balnear é classificada com “Qualidade má” quando no conjunto de dados recolhidos no período de tempo referido anteriormente (últimas três ou quatro épocas balneares), os valores de percentil para os parâmetros microbiológicos forem superiores aos valores indicados na coluna “Qualidade aceitável” da Tabela 2.2.

Segundo o Anexo III do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pela Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, para ser classificada com “Qualidade aceitável”, “Qualidade boa” e “Qualidade excelente”, a água balnear tem que apresentar nas últimas quatro ou três épocas balneares,

valores de percentil para os parâmetros microbiológicos iguais ou inferiores aos valores indicados na coluna “Qualidade aceitável”, “Qualidade boa” e “Qualidade excelente”. As águas balneares podem permanecer com estas classificações na ocorrência de um episódio de curta duração. No entanto, é obrigatório implementar medidas de gestão para evitar a exposição dos banhistas e minimizar, prevenir ou eliminar as causas da poluição, e que as amostras recolhidas não consideradas não sejam mais do que uma por época balnear ou que não representem mais de 15% do número total de amostras do período de avaliação.

Tabela 2.2. Classificação da qualidade das águas balneares e normas de qualidade utilizadas (Fonte: SNIRH, 2018).

Parâmetro	Qualidade excelente	Qualidade boa	Qualidade aceitável	Métodos de análise de referência
<i>Enterococos intestinais</i>	200 *	400 *	330 **	ISSO 7899 1 ou ISSO 7899 2
<i>Escherichia coli</i>	500 *	1000 *	900 **	ISSO 9308 3 ou ISSO 9308 1

\* Com base numa avaliação do percentil 90 da função densidade de probabilidade da distribuição log-normal de base 10: valor do percentil 90 = antilog ( $\mu + 1,282\sigma$ ).

\*\* Com base numa avaliação do percentil 95 da função densidade de probabilidade da distribuição log-normal de base 10: valor do percentil 95 = antilog ( $\mu + 1,65\sigma$ ).

Em conformidade com o artigo 8.º do Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, cujas alterações são apresentadas no Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, uma água balnear pode ser classificada temporariamente com qualidade “má” e continuar em concordância com o decreto-lei relativo às águas balneares. Contudo, devem ser aplicadas medidas de gestão adequadas, com efeito a partir da época balnear que se segue à sua classificação, tais como:

- a interdição ou desaconselhamento permanentes da prática balnear e a implementação de medidas de gestão apresentadas pela APA, I.P.;
- identificação pela APA, I.P. das principais razões pela qual não foi possível obter a classificação de “qualidade aceitável”;
- promoção pela APA, I.P. e entidades responsáveis por descargas nos meios hídricos e no solo, de medidas de prevenção, redução ou eliminação das causas de poluição;
- prevenção do público.

Se após o fim da época balnear e da avaliação da qualidade da água, a água balnear não obtém uma das classificações apresentadas anteriormente, a água balnear fica “Sem Classificação” (SNIRH, 2018).

Conjuntamente com a classificação das águas balneares definida pela legislação, existem diversos galardões que premiam as águas balneares que cumprem requisitos específicos. O programa Bandeira Azul tem como base a educação para a sustentabilidade dos recursos marinhos e lacustres e o incentivo a implementação de medidas e comportamentos sustentáveis. É um galardão atribuído anualmente às praias, marinas e portos de recreio ou de embarcações ecoturísticas que cumprem um conjunto de critérios na área da gestão ambiental, informação e educação ambiental, qualidade da água balnear, serviços e segurança (REA, 2019).

### **2.3. Qualidade das Águas Balneares na União Europeia e em Portugal**

Em 2018, foram monitorizadas 22131 águas balneares na Europa, das quais 21831 estão incluídas nos 28 Estados-Membros da União Europeia (UE). A Albânia e a Suíça também monitorizaram 300 águas balneares. Dessas águas balneares, um terço corresponde a águas balneares interiores (EEA, 2019). Uns dos objetivos da Diretiva das Águas Balneares é que a qualidade das águas balneares na União Europeia seja classificada como pelo menos “suficiente”. Na época balnear de 2018, 95,4% das águas balneares atingiram esse objetivo. Verificou-se uma diminuição nos valores em relação à época balnear de 2017 (96 %), justificada pela abertura de novas águas balneares que não realizaram recolha de amostras suficiente para serem classificadas (EEA, 2019).

No período compreendido entre 2014 e 2018, o número de águas balneares classificadas com qualidade “excelente” aumentou de 83,3% para 85,1%. Observou-se uma redução ligeira de 1,4% de águas balneares com qualidade “má” em 2017 para 1,3%, em 2018. No geral, verificou-se uma melhoria da qualidade das águas balneares (Figura 2.10; EEA, 2019).

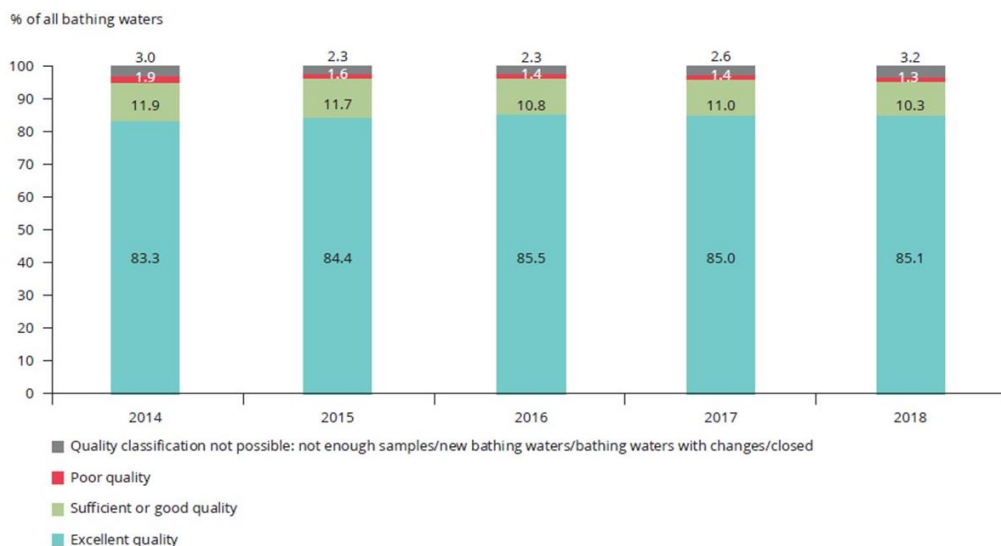


Figura 2.10. Evolução da qualidade das águas balneares na UE no período compreendido 2014-2018 (Fonte: EEA, 2019).

Em relação às águas balneares interiores na UE, registou-se um aumento no número de praias no período compreendido entre 2014-2018 (2014: 6500 e 2018: 6822; Figura 2.11). Desde 2014 até 2018, que mais 423 águas balneares interiores foram classificadas com qualidade “excelente”. As águas balneares com classificação “má” diminuíram até 2016, no entanto, registou-se um aumento em 2017 e 2018 (2016: 103; 2017: 116; 2018: 128; Figura 2.11). O número de águas balneares interiores sem classificação (estão incluídos locais novos ou locais onde a recolha de amostras foi insuficiente e locais alterados ou encerrados) aumentou durante o período em estudo (Figura 2.11). No geral, a qualidade da água na UE tem vindo a melhorar ao longo do tempo e cada vez mais existem águas balneares interiores com classificação “excelente” em relação à qualidade da água (EEA, 2019).

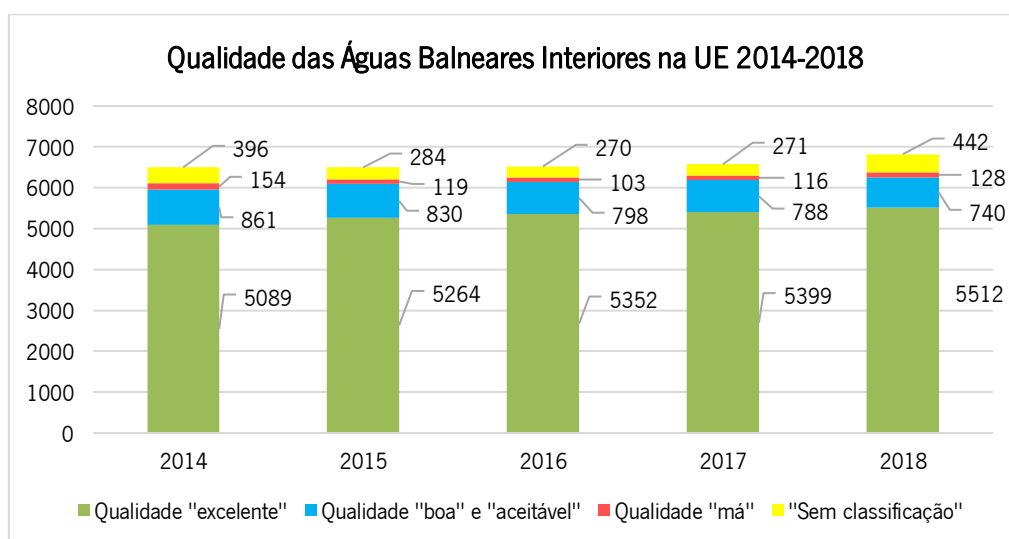


Figura 2.11. Qualidade das águas balneares interiores na União Europeia no período compreendido entre 2014-2018 (Fontes: EEA, 2015; EEA, 2016b; EEA, 2017; EEA, 2018a; EEA, 2019).



Em relação a Portugal, em 2018 foram identificadas 608 águas balneares, que correspondem a 2,7% das águas balneares no resto da Europa. Das 608 águas balneares, 8 foram identificadas pela primeira vez nesse ano e 3, que tinham sido reportadas nas épocas balneares anteriores, foram desclassificadas. Em relação aos restantes países da UE e Albânia e Suíça, Portugal encontra-se acima da média da UE (85,1%; Figura 2.12) no que diz respeito à percentagem de número de águas balneares com qualidade “excelente” (91,1%; Figura 2.12; EEA, 2019).

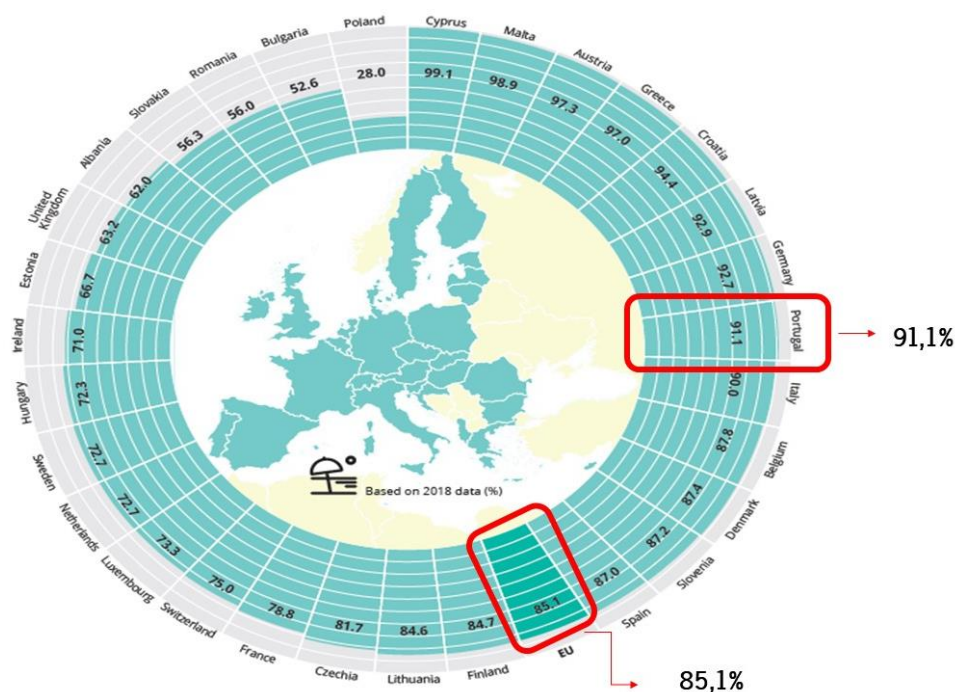


Figura 2.12. Proporção de águas balneares com qualidade “excelente” na UE (Adaptado de EEA, 2019).

No que diz respeito às águas balneares interiores, verificou-se uma melhoria significativa da qualidade das águas. Na avaliação efetuada à qualidade das águas balneares interiores em 2018, evidenciou-se um aumento do número de águas com classificação “excelente” (101) em relação aos anos anteriores (2014: 56; 2015: 69; 2016: 80 e 2017: 94; Figura 2.13), 13 águas obtiveram classificação “boa” e 4 obtiveram classificação “aceitável”. Assim como em 2017, 2 águas obtiveram classificação “má”. Foram também consideradas 8 águas balneares interiores “sem classificação” (Figura 2.13; APA, 2019a).

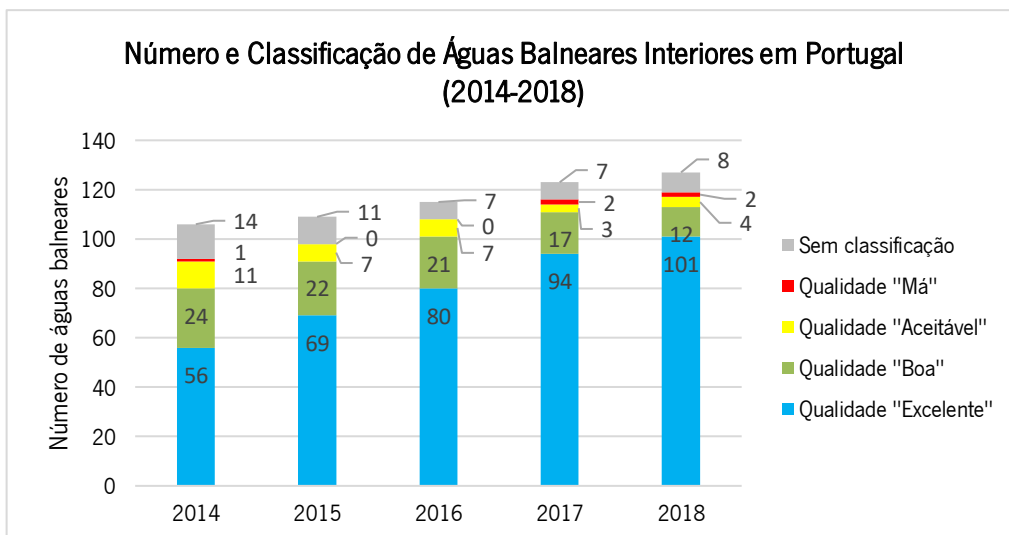


Figura 2.13. Evolução da qualidade das águas balneares interiores durante o período 2014-2018 (Fonte: EEA, 2019).

### 3. Caracterização da Área de Estudo

#### 3.1. Localização Geográfica

A bacia hidrográfica do Rio Cávado localiza-se na região do Minho, no noroeste de Portugal Continental. Considerado como uma sub-região, constitui a NUT III Cávado. A bacia hidrográfica do Rio Cávado está inserida na Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça – RH2, com uma área total de 3584 km<sup>2</sup>, integrando as bacias hidrográficas dos Rios Cávado, Ave e Leça (Lacasta et al., 2016a). É limitada, a norte, pelas bacias hidrográficas do Rio Lima e Rio Neiva, e a sul, pelas bacias hidrográficas do Rio Douro e Rio Ave (Figura. 3.1). Possui uma área total de 1699 km<sup>2</sup>, sendo que 256 km<sup>2</sup> e 248 km<sup>2</sup> correspondem às sub-bacias dos seus afluentes mais importantes: Rio Homem e Rio Rabagão, respetivamente. O Rio Homem, com um comprimento de 45 km, nasce na Serra do Gerês e drena uma área de 256 km<sup>2</sup>. O Rio Rabagão, situado na margem esquerda do Rio Cávado, nasce entre as serras do Barroso e Larouco, possui um comprimento de 37 km e drena uma área total de 248 km<sup>2</sup>. A área total da bacia hidrográfica do Rio Cávado abrange também as superfícies das bacias hidrográficas das ribeiras costeiras, a Norte (20 km<sup>2</sup>) e a Sul (50 km<sup>2</sup>), e a região de Tourém (15 km<sup>2</sup>) (Lacasta et al., 2016a).



Figura 3.1. Localização geográfica da bacia hidrográfica do Rio Cávado.

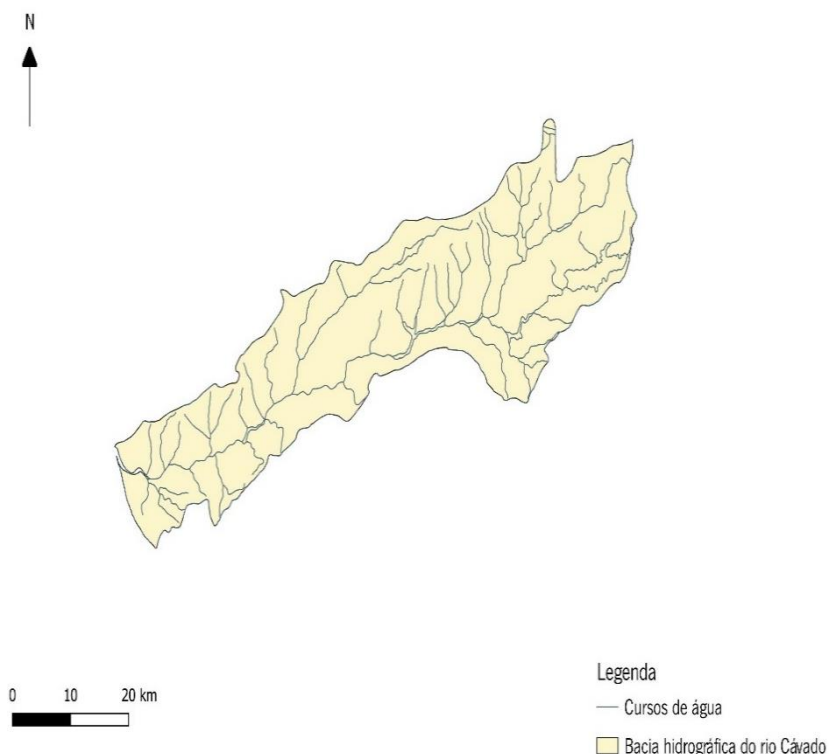


Figura 3.2. Delimitação da bacia hidrográfica do Rio Cávado.

Desde a sua nascente, na Serra do Larouco, até à sua foz, em Esposende, o Rio Cávado possui um comprimento de 129 km na direção Este-Oeste. A sua bacia hidrográfica abrange 14 concelhos: Amares, Barcelos, Boticas, Braga, Cabeceiras de Basto, Esposende, Montalegre, Ponte da Barca, Ponte de Lima, Póvoa de Lanhoso, Póvoa de Varzim, Terras de Bouro, Vieira do Minho e Vila Verde (Lacasta et al., 2016a).

### 3.2. Geomorfologia e Geologia

A bacia hidrográfica do Rio Cávado abrange, em toda a sua extensão, afloramentos graníticos das montanhas do noroeste de Portugal. Em Barcelos e a oeste de Braga, existem afloramentos de pelitos, psamitos, xistos e quartzitos cinzentos. No setor montante da bacia, na margem direita do Rio Cávado, destaca-se o Complexo Gnaissomigmatítico, composto por micaxistos, gnaisses e migmatitos. É importante referir que neste setor também se destaca a faixa de xistos carbonosos que envolve, a norte, este e sul, o maciço de Montalegre e uma extensa área da bacia do Rio Rabagão, entre as barragens do Alto Rabagão e de Venda Nova (Lacasta et al., 2016a).

Na bacia hidrográfica do Rio Cávado, a fraturação que o maciço granítico apresenta é expressada morfologicamente nos numerosos vales de traçado retilíneo presentes na bacia. Os Rios Cávado, Homem e Rabagão, com direção ENE-WSW, os Rios Cabril e Caldo no troço montanhoso, afluentes da margem direita, e os Rios Prado e Grande que apresentam uma direção N-S no setor jusante, são exemplos desta expressão morfológica (Lacasta et al., 2016a).

Na faixa litoral destacam-se os depósitos dunares e de praias antigas. Estão também presentes na bacia do Rio Cávado, formações continentais provenientes do sistema fluvial, incluindo os depósitos de Prado, no concelho de Vila Verde (Brito et al., 2008).

A partir da análise geomorfológica, é possível verificar que a altitude da bacia hidrográfica varia entre o nível médio do mar e os 1600 m, com um aumento de jusante para montante (do litoral para o interior da bacia). No setor montante da bacia, as altitudes encontram-se entre os 400/700 m e os 1300/1600 m, enquanto que, no setor jusante observam-se valores compreendidos entre os 0/50 m e os 100/200 m (Figura 3.3). Observa-se no mapa hipsométrico que os valores da altitude aumentam progressivamente à medida que existe um afastamento das margens do Rio Cávado, particularmente na zona NE (Figura 3.3).

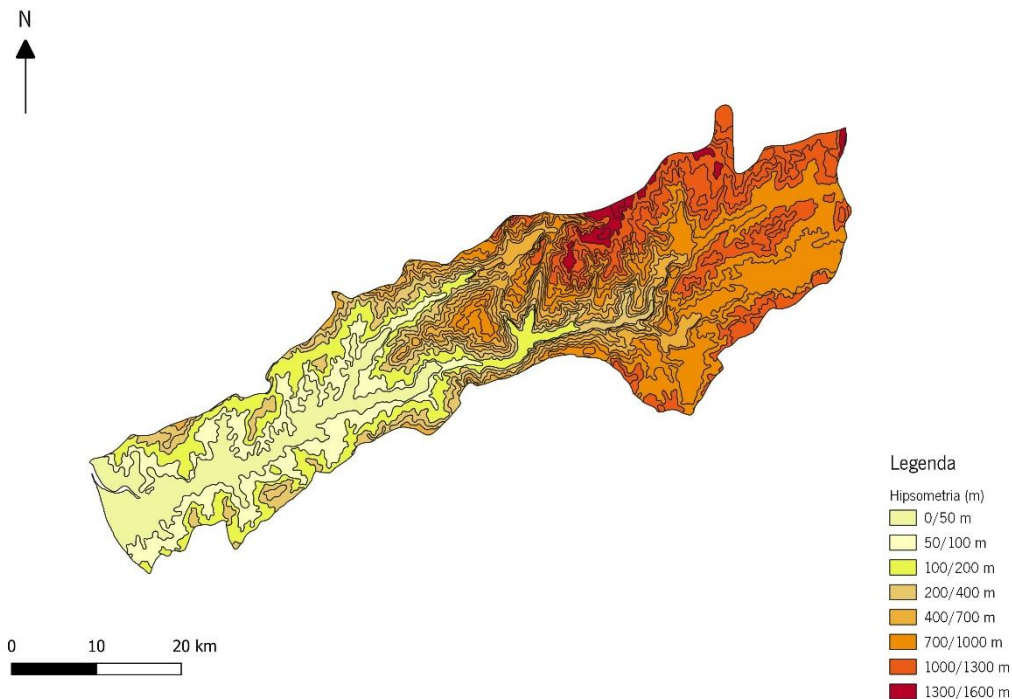


Figura 3.3. Hipsometria da bacia hidrográfica do Rio Cávado.

### 3.3. Hidrologia

A sub-região do Cávado manifesta valores da precipitação média anual entre os 900 e os 4200 mm. De montante para jusante, regista-se uma diminuição progressiva da quantidade de precipitação, passando para valores inferiores a 1500 mm anuais junto ao litoral (Lacasta et al., 2016a). Na determinação da precipitação média mensal foram utilizados os dados que se encontram disponíveis no Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça, correspondentes a um período hidrológico de 70 anos (1932/1933 a 2001/2002). A precipitação média mensal é caracterizada por uma variabilidade significativa (Figura 3.4). Os meses de dezembro e janeiro registaram os valores de precipitação mais elevados (295 mm e 292 mm; Figura 3.4). A precipitação registada nos meses do verão foi significativamente reduzida, nomeadamente nos meses de julho e agosto (31 mm e 38 mm; Figura 3.4).

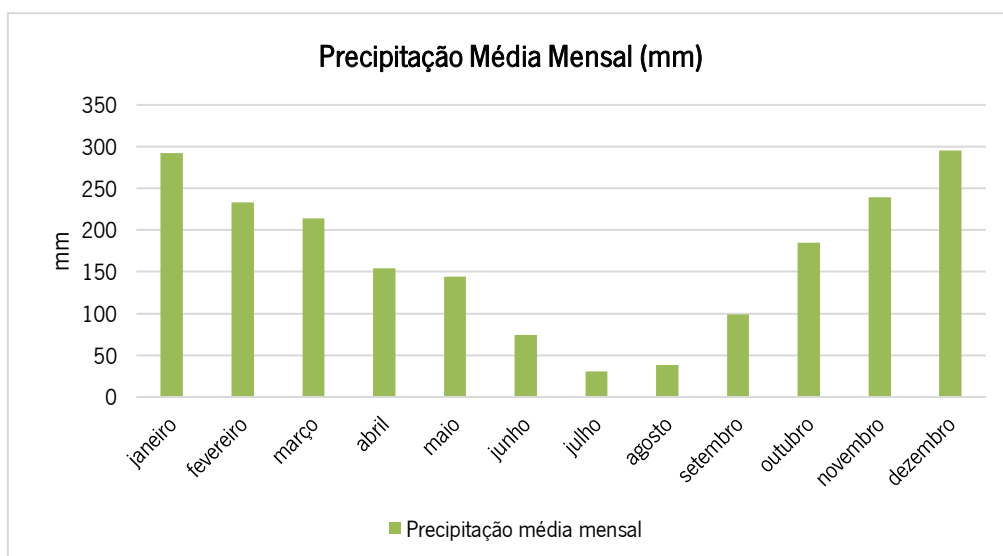


Figura 3.4. Valores da precipitação média mensal na bacia hidrográfica do Rio Cávado (Fonte: Lacasta & Lacerda, 2012).

Como a precipitação tem variado ao longo do tempo, foram recolhidos dados mais recentes no *site* do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) referentes ao mês de novembro de 2018 e de abril de 2019, no distrito de Braga. Os dados da precipitação disponíveis indicam que em novembro, a precipitação total registou o valor de 273,1 mm e no mês de abril, de 201,5 mm. Em ambos os meses, os valores foram superiores aos valores obtidos no período hidrológico de 1932/1933 a 2001/2002 (IPMA, 2018; IPMA, 2019a).

O caudal hidrológico do Rio Cávado apresenta oscilações que estão interligadas com o regime de pluviosidade. No período de outono e inverno, os caudais são maiores devido à elevada taxa de precipitação. No verão, observam-se caudais menores devido à reduzida precipitação. O regime hidrológico demonstra uma grande variação no escoamento, característica de um clima mediterrâneo, onde oscila entre os anos húmidos e os anos secos. A bacia hidrográfica apresenta um valor médio de escoamento anual de 2107 hm<sup>3</sup> (Lacasta et al., 2016b). Contudo, é importante salientar que, atualmente, o Rio Cávado dispõe de um caudal artificial controlado pelas diversas barragens construídas ao longo do seu leito e dos seus afluentes (Luís, 2013). Na bacia hidrográfica do Rio Cávado situam-se as barragens do Alto Cávado, Alto Rabagão, Paradela, Venda Nova, Salamonde, Vilarinho das Furnas, Caniçada e Penide (Figura 3.5).

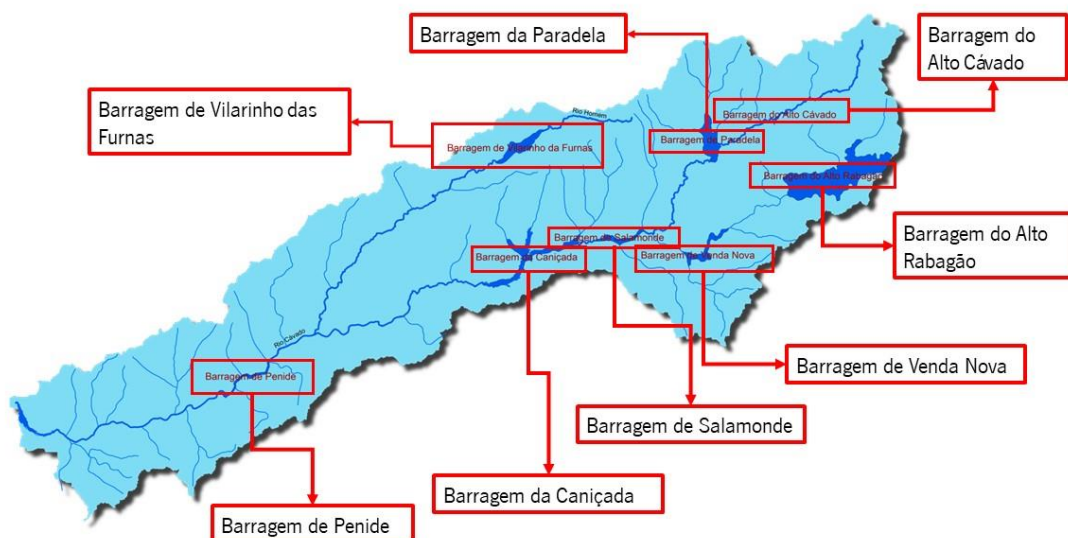


Figura 3.5. Barragens situadas na bacia hidrográfica do Rio Cávado (Adaptado de CIM-Cávado, 2012).

### 3.4.Clima

O clima da sub-região do vale do Cávado resulta de um conjunto de fatores geográficos e geomorfológicos. A sua posição geográfica e proximidade ao Oceano Atlântico, assim como a forma e disposição dos principais conjuntos montanhosos do noroeste português são os principais fatores influentes. As regiões correspondentes aos setores de jusante (Esposende e Barcelos) e intermédio (Vila Verde, Braga e Amares) e às áreas expostas a barlavento que pertencem ao setor montante, estão inseridas numa região característica pelo clima de tipo marítimo, fachada atlântica (Lacasta et al., 2016a).

Através da análise do conforto bioclimático, é possível também classificar o clima na sub-região hidrográfica do Rio Cávado (Brito et al., 2008). A análise do conforto bioclimático, através de índices bioclimáticos, permite uma avaliação dos efeitos do clima sobre o conforto térmico de um indivíduo (Baltazar, 2010). Neste caso, pode indicar se o local em estudo apresenta condições propícias para a realização de diversas atividades turísticas, como as zonas balneares. A área em estudo apresenta invernos frescos a frios, com influência da zona litoral e do Vale do Cávado na amenização das temperaturas, e verões quentes a confortáveis, do litoral para o interior. Quanto às estações primavera e outono, o clima classifica-se como confortável a fresco (Figura 3.6). Neste contexto, a bacia hidrográfica do Rio Cávado apresenta condições bioclimáticas propícias para a realização de diversas atividades turísticas ao longo do ano (Brito et al., 2008). Segundo os critérios simples de classificação, o clima nos

setores de montante varia entre fresco, húmido e muito chuvoso e na faixa litoral é temperado, húmido e moderadamente chuvoso (Lacasta et al., 2016a).

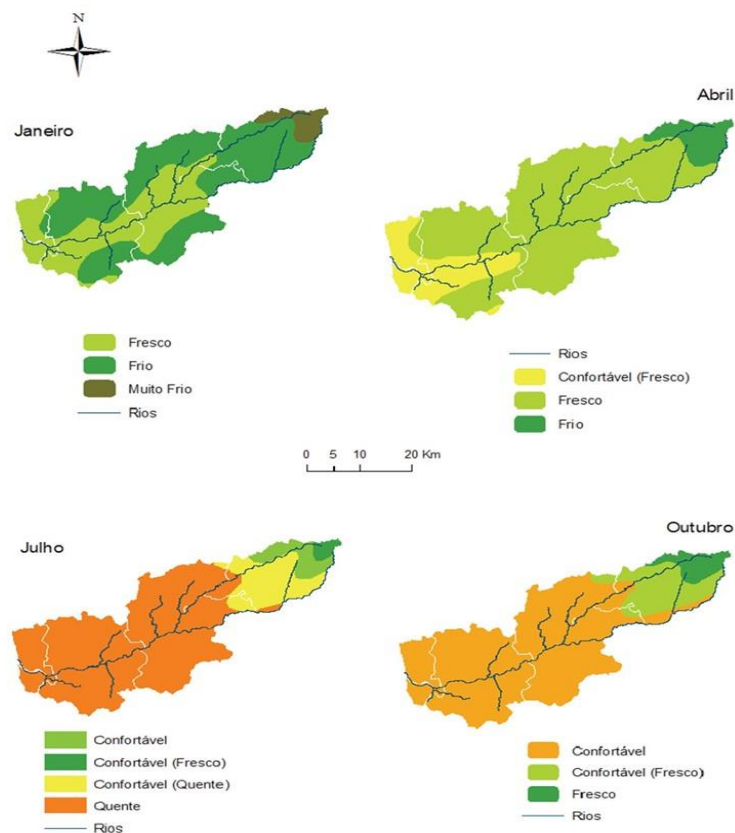


Figura 3.6. Conforto bioclimático na bacia hidrográfica do Rio Cávado (Fonte: Brito et al., 2008).

### 3.5. Alterações Climáticas

As alterações climáticas constituem uma das maiores ameaças ambientais, sociais e económicas da atualidade (Carvalho & Nunes, 2019). Portugal encontra-se entre os países da Europa com maior vulnerabilidade aos impactes associados às alterações climáticas (Lacasta et al., 2016a).

Na sub-região do Cávado, as projeções climáticas apontam para uma potencial redução da precipitação total anual e para um aumento das temperaturas, nomeadamente das máximas, intensificando a frequência de ondas de calor, verões mais quentes e secos e a ocorrência de fenómenos extremos, como por exemplo, eventos de precipitação intensa e/ou muito intensa (Carvalho & Nunes, 2019).

Na plataforma online Portal do Clima, encontra-se disponível informação relativa ao clima e às alterações climáticas em Portugal. É possível encontrar dados relativos a séries históricas, alterações climáticas a nível regional e indicadores climáticos para setores específicos em Portugal (Portal do Clima,



2019). As projeções climáticas relativas aos indicadores climáticos são apresentadas com base nos cenários RCP (Representative Concentration Pathways). O cenário RCP refere a porção dos patamares de concentração que se prolongam até 2100, para os quais os modelos de avaliação integrada produzem cenários de emissões correspondentes (Portal do Clima, 2019). Existem 4 cenários RCP, contudo o Portal do Clima apresenta apenas as projeções para dois cenários: RCP4.5 e RCP8.5. O cenário RCP4.5 representa um cenário intermédio que corresponde a uma evolução sócio-económica que controla o aumento das emissões de gases de efeito de estufa, atingindo um máximo na concentração na metade do século XXI. O cenário RCP8.5 representa um cenário muito preocupante, com um crescimento continuo nas emissões durante o século XXI (IPMA, 2019b).

A partir da análise dos gráficos das projeções para a temperatura e a precipitação na bacia do Rio Cávado, verifica-se que de facto existe uma tendência para o aumento das temperaturas médias e um decréscimo da precipitação média acumulada (Figura. 3.7 a 3.10).

Para analisar as projeções climáticas na bacia hidrográfica do Rio Cávado, foram comparados gráficos das projeções para os indicadores climáticos com base nos cenários RCP4.5 e RCP8.5, nos períodos 2011-2014, 2041-2070 e 2071-2100 com gráficos do histórico simulado<sup>3</sup> no período 1971-2000. Em relação ao histórico simulado da temperatura média no período 1971-2000, verificou-se um aumento progressivo do mês de janeiro até agosto seguido de uma diminuição dos valores até dezembro. Salienta-se que as temperaturas médias mantiveram-se inferiores a 20 °C. Em relação às projeções para a temperatura média no período 2011-2040, estas demonstraram um aumento nos valores de alguns meses, relativamente ao histórico simulado: no mês de agosto ultrapassou os 19,5 °C, atingindo aproximadamente os 21 °C e em dezembro aumentou para 9 °C. Os meses de abril e novembro também registaram um aumento ao ultrapassar os 10 °C (Figura 3.7b). O período 2041-2070 registou também um aumento das temperaturas em relação ao período anterior. O mês de julho ultrapassou os 20 °C (Figura 3.7c). No período 2071-2100, os valores de temperatura média também aumentaram. Os meses em que se registou um aumento mais acentuado foram julho (aproximadamente 21,5 °C) e agosto (aproximadamente 22 °C; Figura 3.7d).

---

<sup>3</sup> Dado que o Portal do Clima disponibiliza gráficos do histórico observado apenas para Portugal Continental e não disponibiliza para cada região hidrográfica, foram considerados os gráficos do histórico simulado para as comparações com as projeções climáticas.

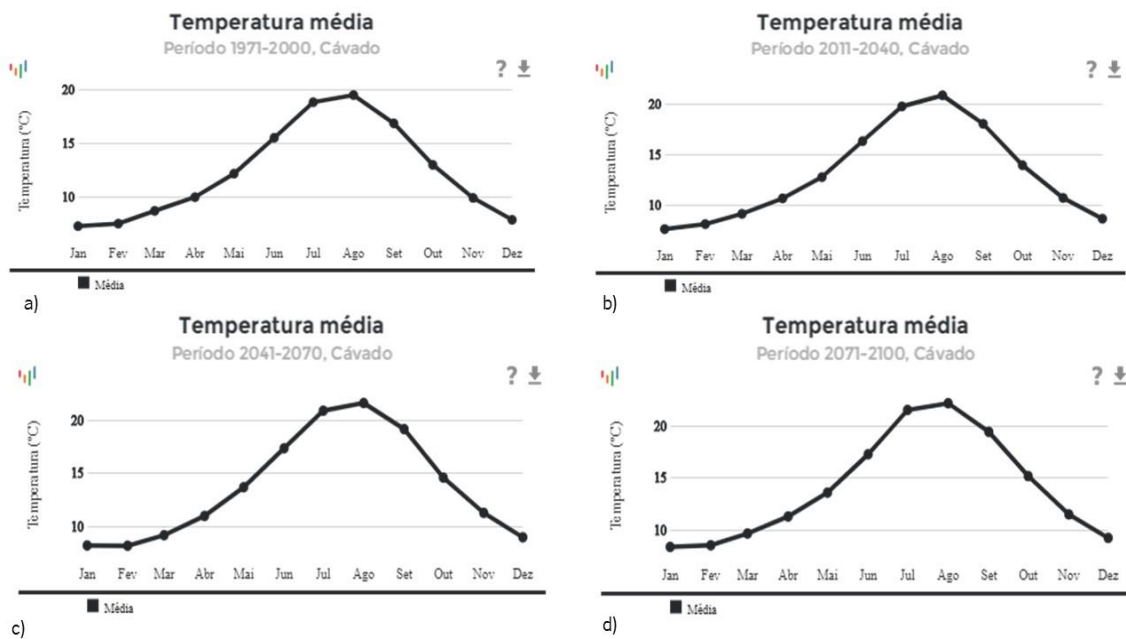


Figura 3.7. Projeções climáticas da temperatura média anual da bacia hidrográfica do Rio Cávado em cenário RCP4.5: a) Período 1971-2000; b) Período 2011-2040; c) Período 2041-2070; d) Período 2071-2100 (Fonte: Portal do Clima, 2019).

Relativamente às projeções climáticas das temperaturas médias com base no cenário RCP8.5, no período 2011-2040, registou-se um aumento das temperaturas em relação ao histórico simulado. Neste cenário, julho atingiu os 20 °C e outubro também registou um aumento, no entanto, não ultrapassou os 15 °C. Tal como no cenário RCP4.5, agosto é o mês que registou a temperatura média mais alta. De agosto até dezembro observou-se uma diminuição da temperatura média até os 8,6 °C (Figura 3.8b). No período 2041-2070, as temperaturas aumentaram. Verificou-se que junho e agosto registaram as temperaturas médias mais elevadas (julho: 22 °C e agosto: 23 °C), setembro atingiu os 20 °C e dezembro registou 10 °C (Figura 3.8c).

O período 2071-2100 demonstrou ser o período mais preocupante em que a temperatura média mais elevada aproximou-se dos 25 °C, no mês de agosto. Os meses mais frios também registaram aumento das temperaturas médias, nomeadamente em dezembro que ultrapassou os 10 °C (11 °C; Figura 3.8d). No geral, no decorrer dos períodos, as projeções climáticas demonstraram que as temperaturas médias aumentaram em ambos os cenários (RCP4.5 e RCP8.5), contudo, o aumento no cenário RCP8.5 (Figura 3.8) é mais acentuado do que no cenário RCP4.5 (Figura 3.7).

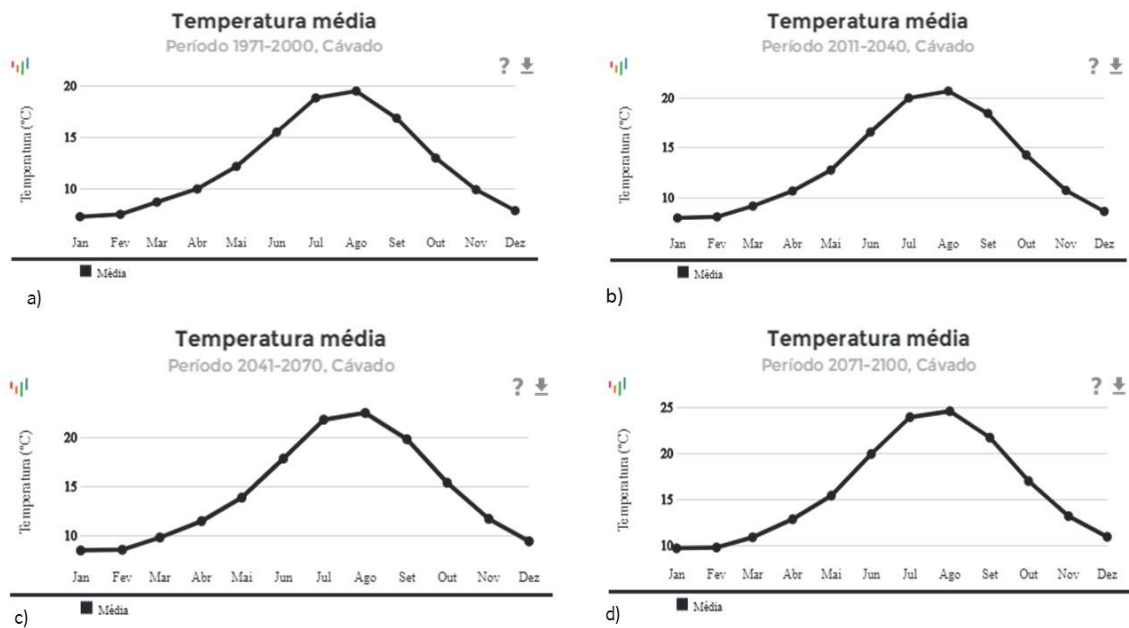


Figura 3.8. Projeções climáticas da temperatura média da bacia hidrográfica do Rio Cávado em cenário RCP8.5: a) Período 1971-2000; b) Período 2011-2040; c) Período 2041-2070; d) Período 2071-2100 (Fonte: Portal do Clima, 2019).

O histórico simulado, no período 1971-2000, para a precipitação indicou uma diminuição no mês de janeiro até julho seguido de um aumento até dezembro (janeiro: 350 mm; julho: inferior a 100 mm; dezembro: aproximadamente 345 mm; Figura 3.9a). Os meses de janeiro, novembro e dezembro apresentaram valores superiores a 300 mm e os meses de verão (junho, julho, agosto e setembro) permaneceram inferiores a 100 mm. O mês com maior precipitação é o de janeiro, enquanto que, julho é o mês em que se registou menor precipitação (Figura 3.9a). As projeções com base no cenário RCP4.5, no período 2011-2040, registaram algumas variações. Em alguns meses, como dezembro, os valores de precipitação aumentaram (aproximadamente 390 mm). Contudo, meses como abril, outubro e novembro evidenciaram uma diminuição da precipitação (Figura 3.9b). No período 2041-2070, observou-se uma diminuição, no geral, dos valores de precipitação, principalmente nos meses de verão. O mês de dezembro também apresentou uma diminuição (Figura 3.9c). O período 2071-2100 evidenciou aumentos, não muito significativos, das precipitações nos meses de fevereiro e novembro que ultrapassaram os 300 mm. Os valores dos meses de verão não apresentaram oscilações significativas (Figura 3.9d).

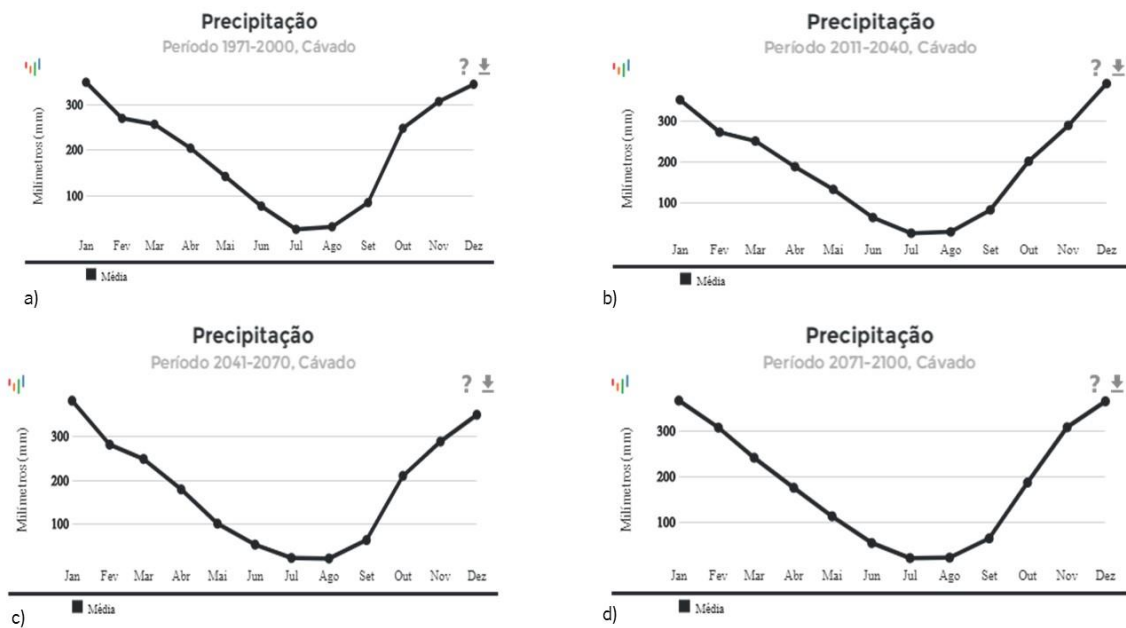


Figura 3.9. Projeções climáticas da precipitação média acumulada da bacia hidrográfica do Rio Cávado em cenário RCP4.5: a) Período 1971-2000; b) Período 2011-2040; c) Período 2041-2070; d) Período 2071-2100 (Fonte: Portal do Clima, 2019).

Em relação às projeções climáticas da precipitação, com base no cenário RCP8.5, no período 2011-2040 observou-se, no geral, uma diminuição dos valores. Dos meses mais secos, junho foi o que registou uma diminuição mais acentuada, enquanto que, nos meses mais chuvosos, outubro registou uma diminuição significativa (200 mm). Os primeiros meses do ano não apresentaram oscilações muito significativas (Figura 3.10b). Em relação ao período 2041-2070, registou-se um aumento dos valores de janeiro, fevereiro e março. Contudo, a partir do mês de abril, observou-se uma diminuição dos valores dos restantes meses até outubro, registando a partir desse mês um aumento nos valores de precipitação (Figura 3.10c). Relativamente ao período 2071-2100, verificou-se uma diminuição dos valores de precipitação, contudo, fevereiro e março apresentaram um aumento ligeiro nos valores (Figura 3.10d).

A partir da análise das projeções climáticas da precipitação, observou-se que o cenário RCP8.5 apresentou valores mais preocupantes, indicando uma tendência para a diminuição dos valores da precipitação, principalmente nos meses mais secos.

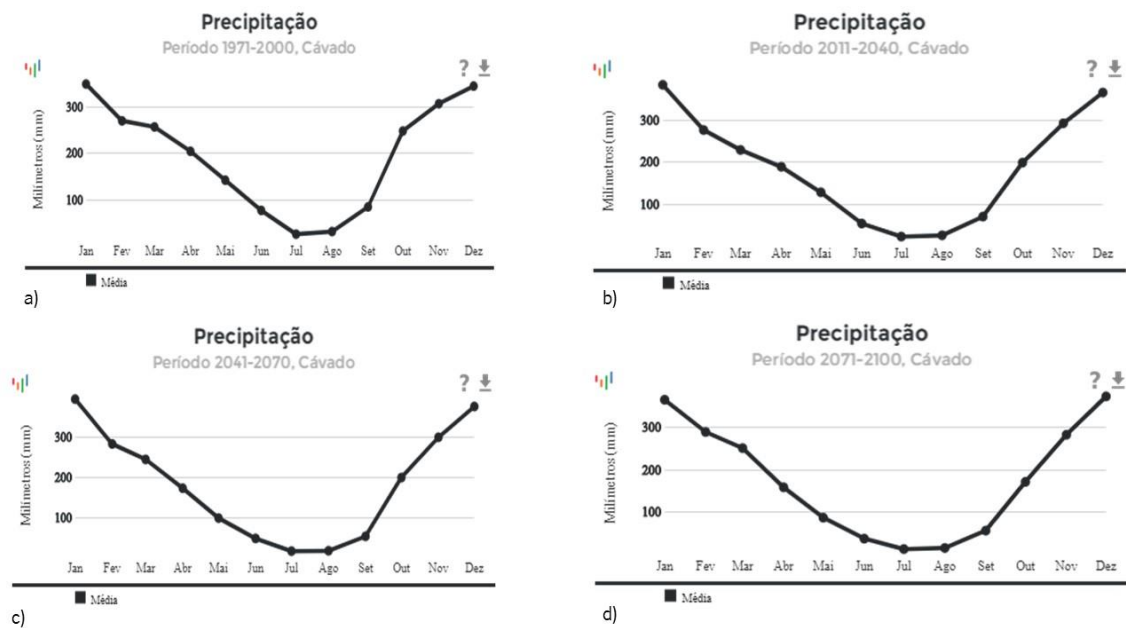


Figura 3.10. Projeções climáticas da precipitação média acumulada da bacia hidrográfica do Rio Cávado em cenário RCP8.5: a) Período 1971-2000; b) Período 2011-2040; c) Período 2041-2070; d) Período 2071-2100 (Fonte: Portal do Clima, 2019).

### 3.6. Ecologia

Os cursos de água da bacia hidrográfica do Rio Cávado apresentam uma degradação ecológica moderada a partir dos setores intermédios (Brito et al., 2008; Lacasta et al., 2016a). No entanto, é possível identificar locais nos Rios Cávado e Homem com valores ecológicos significativos. No estuário do Cávado, o estado de conservação é relativamente satisfatório. No que diz respeito a valores faunísticos e florísticos, particularmente na zona do estuário, é de realçar a avifauna muito rica e diversificada, onde sobressaem as limícolas, garças e passeriformes. Salienta-se a presença de lontra (*Lutra lutra*). A biodiversidade vegetal e a estrutura das comunidades ripícolas representam um geossistema muito frágil e facilmente alterável (Brito et al., 2008). A sua flora apresenta uma alta diversidade de espécies, particularmente nas comunidades marginais e aquáticas (Brito et al., 2008; Lacasta et al., 2016a).

No que se refere às áreas classificadas e protegidas, identificam-se as seguintes (constam nas Listagens dos Sítios incluídos na Rede Natura 2000 e Áreas Protegidas):

- Sítio Peneda/Gerês – inclui o Parque Nacional da Peneda-Gerês;
- ZPE Serra do Gerês – importante a nível geológico, geomorfológico e para as espécies migratórias;

- Sítio Litoral Norte – que corresponde ao Parque do Litoral Norte. Este encontra-se na faixa litoral, englobando um considerável sistema dunar e uma grande riqueza florística e faunística numa área total de 2773 ha (Brito et al., 2008; Lacasta et al., 2016a).

O Parque Natural do Litoral Norte estende-se ao longo de 16 km, na costa litoral norte, entre a foz do Rio Neiva e a zona da Apúlia. Possui 8887 ha de área, sendo que 7653 ha correspondem a área marinha e 1237 ha a área terrestre. É constituído por praias, tanto costeiras como fluviais, às quais estão associados recifes, dunas primárias e secundárias, o cabedelo do Rio Cávado e lagunas costeiras. A nível do património faunístico e florístico, existe uma elevada biodiversidade. Estudos de inventariação e distribuição determinaram a ocorrência de espécies com enorme interesse ecológico dentro dos limites atuais do Parque. Salienta-se a presença de espécies como o Borrelho-de-coleira-interrompida (*Charadrius alexandrinus*; Figura 3.11), o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*) e, relativamente à flora, a presença de 15 habitats dos quais 4 são considerados como prioritários: lagunas costeiras, dunas fixas com vegetação herbácea, florestas dunares de pinheiro-manso (*Pinus pinea*) e/ou pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) e florestas aluviais residuais de amieiro (*Alnus glutinosa*) e de freixo-de-folha-estreita (*Fraxinus excelsior*). Espécies invasoras como a acácia-de-espigas (*Acacia longifolia*) e o chorão-das-praias (*Carpobrotus edulis*; Figura 3.12) são recorrentes no Parque Natural Litoral Norte (ICNF, 2019a).



Figura 3.11. Borrelho-de-coleira (Fonte: ICNF, 2019a)



Figura 3.12. Chorão-das-praias (Fonte: ICNF, 2019a).

O Parque Nacional da Peneda-Gerês é a única Área Protegida com estatuto de Parque Nacional em Portugal. O seu reconhecimento deve-se à riqueza do seu património natural e cultural, sendo um dos últimos locais do país onde é possível encontrar ecossistemas no seu estado natural, com reduzida ou nula influência humana. A orientação e natureza do relevo, as influências atlântica, mediterrânica e

continental e as variações de altitude expressam-se na riqueza da sua flora, nomeadamente, matos, carvalhais, bosques, vegetação ripícola, campos de cultivo e pastagens (ICNF, 2019b).

Destaca-se a presença da águia-real (*Aquila chrysaetos*; Figura 3.13), do lobo (*Canis lupus*; Figura 3.14), da truta-do-rio (*Salmo trutta*) e de uma enorme diversidade de répteis e anfíbios. O seu património florístico é dominado por carvalhais, formações arbustivas, lameiros e vegetação ripícola (ICNF, 2019b).



Figura 3.13. Águia Real (Fonte: ICNF, 2019b).



Figura 3.14. Lobo (Fonte: ICNF, 2019b).

### 3.7. População

De acordo com os censos de 2001 e 2011, verificou-se um aumento da densidade populacional na bacia hidrográfica do Rio Cávado ao longo dos anos (Figura 3.15).

O concelho que apresenta uma maior densidade populacional é o de Braga (896,2 n.º médio de indivíduos/km<sup>2</sup> em 2001 e 989,6 n.º médio de indivíduos/km<sup>2</sup> em 2011; Figura 3.15) e o de Terras de Bouro é o que apresenta uma menor densidade populacional (30,1 n.º médio de indivíduos/km<sup>2</sup> em 2001 e 26,1 n.º médio de indivíduos/km<sup>2</sup> em 2011; Figura 3.15). Apesar da ocorrência de um aumento, segundo os censos de 2001 e 2011, os concelhos de Barcelos (322,2 n.º médio de indivíduos/km<sup>2</sup> em 2001 e 317,7 n.º médio de indivíduos/km<sup>2</sup> em 2011; Figura 3.15) e de Terras de Bouro revelaram um decréscimo da densidade populacional neste intervalo de tempo.

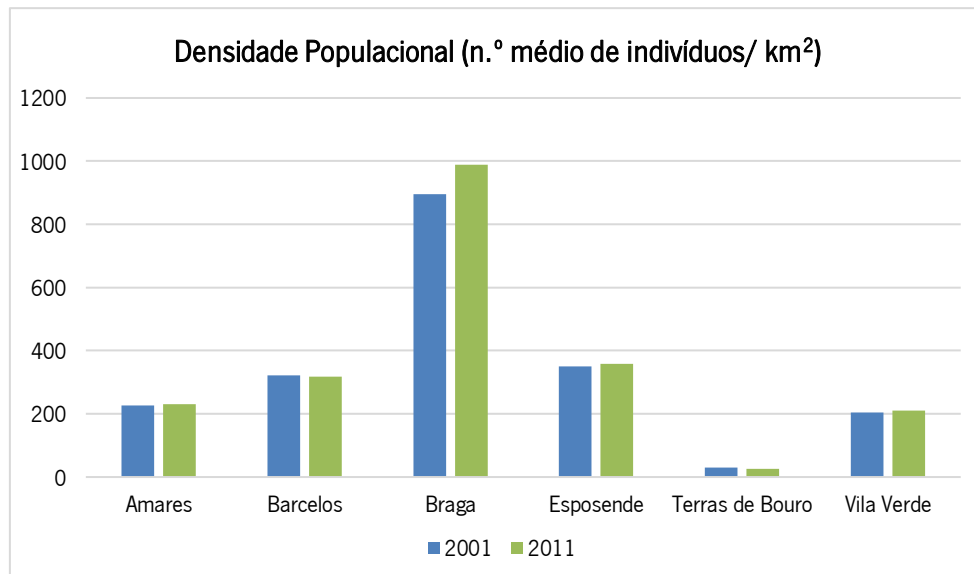


Figura 3.15. Densidade populacional (n.º médio de indivíduos/km<sup>2</sup>) nos concelhos da bacia hidrográfica do Rio Cávado (Fonte: PORDATA, 2019).

Os concelhos com maior densidade populacional encontram-se na área mais a jusante do Rio Cávado devido ao desenvolvimento da rede viária e da concentração de serviços, urbanização e indústria nesses concelhos (Brito et al., 2008), promovendo uma maior concentração de pressões humanas nesta zona do rio.

### 3.8. Uso e Ocupação do Solo

Para a caracterização da ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Cávado, foram elaborados mapas no programa QGIS, com o sistema de coordenadas ETRS89-LAEA Europe (EPSG:3035).

De acordo com a carta de ocupação/uso do solo Corine Land Cover (CLC) do ano 2018, e recorrendo à sua classificação de Nível I (Tabela 3.2), verifica-se que as zonas de florestas e meios naturais e semi-naturais predominam na bacia do Rio Cávado, ocupando cerca de 67% da sua área total. As áreas agrícolas e agro-florestais ocupam 26% da área e os territórios artificializados cerca de 5%. Os corpos de água representam 2% da sua área. Observa-se que na zona a montante da bacia hidrográfica, predominam as florestas e áreas agrícolas. É, também, nesta zona que estão concentradas as maiores albufeiras da bacia hidrográfica. As áreas artificializadas apresentam uma maior incidência no troço intermédio e jusante do rio, nomeadamente em Braga, Barcelos e Esposende, como constatado pela ocorrência de uma maior densidade populacional. As áreas agrícolas ocorrem distribuídas por toda a



área da bacia hidrográfica, embora tendem a concentrar-se próximo do rio e das suas albufeiras (Figura 3.16).

Tabela 3.1. Níveis I e II da nomenclatura Corine Land Cover adaptada ao local de estudo (Adaptada de Néry, 2007).

Nível I da nomenclatura CLC	Nível II da nomenclatura CLC
Áreas artificiais	Tecidos urbanos
	Indústria, comércio e transportes
	Áreas de extração de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção
Áreas agrícolas e agro-florestais	-
Florestas e meios naturais e semi-naturais	-
Corpos de água	Águas interiores
	Águas marinhas e costeiras

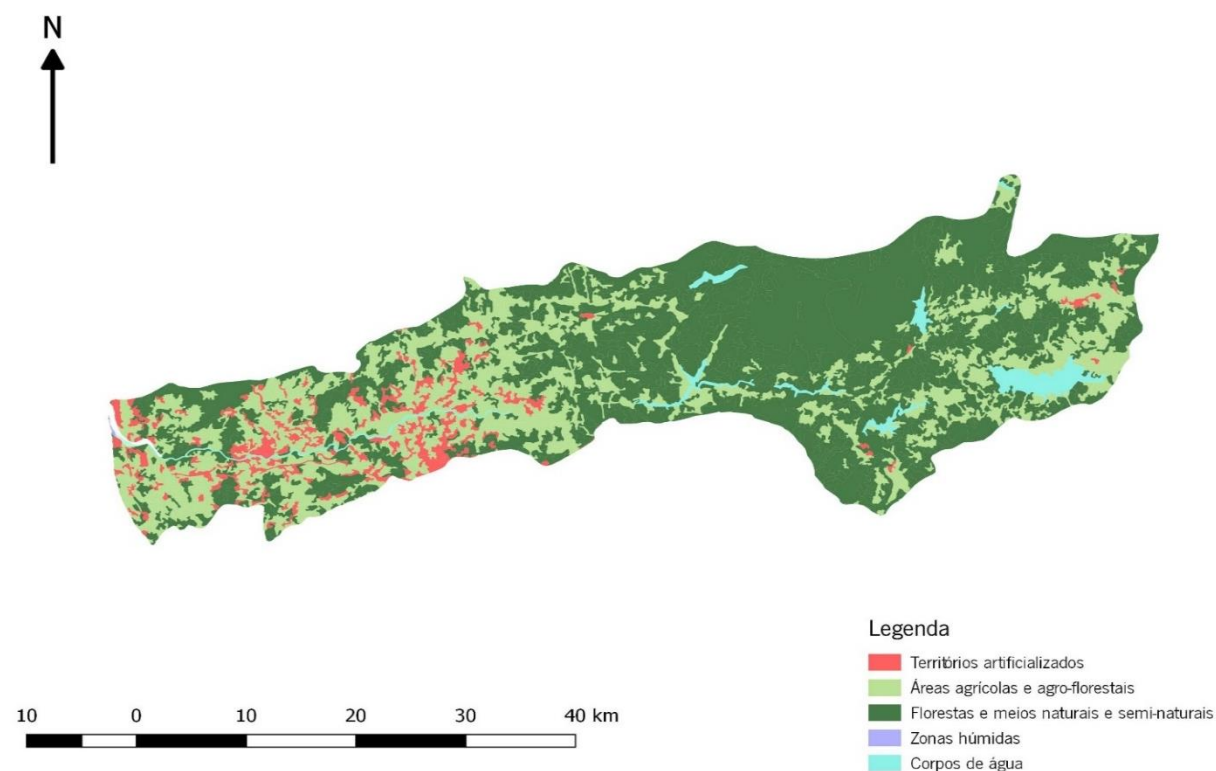


Figura 3.16. Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Cávado – Nível I da nomenclatura CLC (2018).

Para a caracterização da ocupação do solo, foi também utilizado o Nível II da nomenclatura de Corine Land Cover (Tabela 3.2), de forma a detalhar a ocupação nas diferentes classes, nomeadamente para os territórios artificializados e para os corpos de água. Na classificação dos territórios artificializados foram utilizadas três das suas quatro classes:

- Classe 1.1. Tecidos urbanos - correspondem a zonas ocupadas maioritariamente para habitação e edifícios utilizados para fins administrativos e equipamentos públicos;
- Classe 1.2. Indústria, comércio e transporte – são zonas ocupadas por atividades industriais, comércio, atividades financeiras e serviços, infra-estruturas de transportes, incluindo zonas associadas e infra-estruturas de acesso, e instalações pecuárias industriais;
- Classe 1.3. Áreas de extração de inertes, áreas de deposição de resíduos e estaleiros de construção – correspondem a áreas ocupadas por indústria extrativas, locais de construção, de depósito de resíduos e zonas associadas aos mesmos;

Relativamente aos corpos de água, foram individualizadas as duas classes:

- Classe 5.1. Águas interiores – inclui lagos, lagoas e charcos de origem natural contendo água doce e águas lênticas de rios, ribeiros e corpos de água criados pelo Homem, como por exemplo, as albufeiras;
- Classe 5.2. Águas marinhas e costeiras – águas oceânicas, baías, canais estreitos incluindo rias e estuários e lagoas costeiras (Néry, 2007).

Observa-se assim, que os tecidos urbanos e as áreas agrícolas predominam nas zonas mais próximas do Rio Cávado. Em Barcelos, verifica-se uma predominância das indústrias concentradas próximo do rio (Figura 3.17).

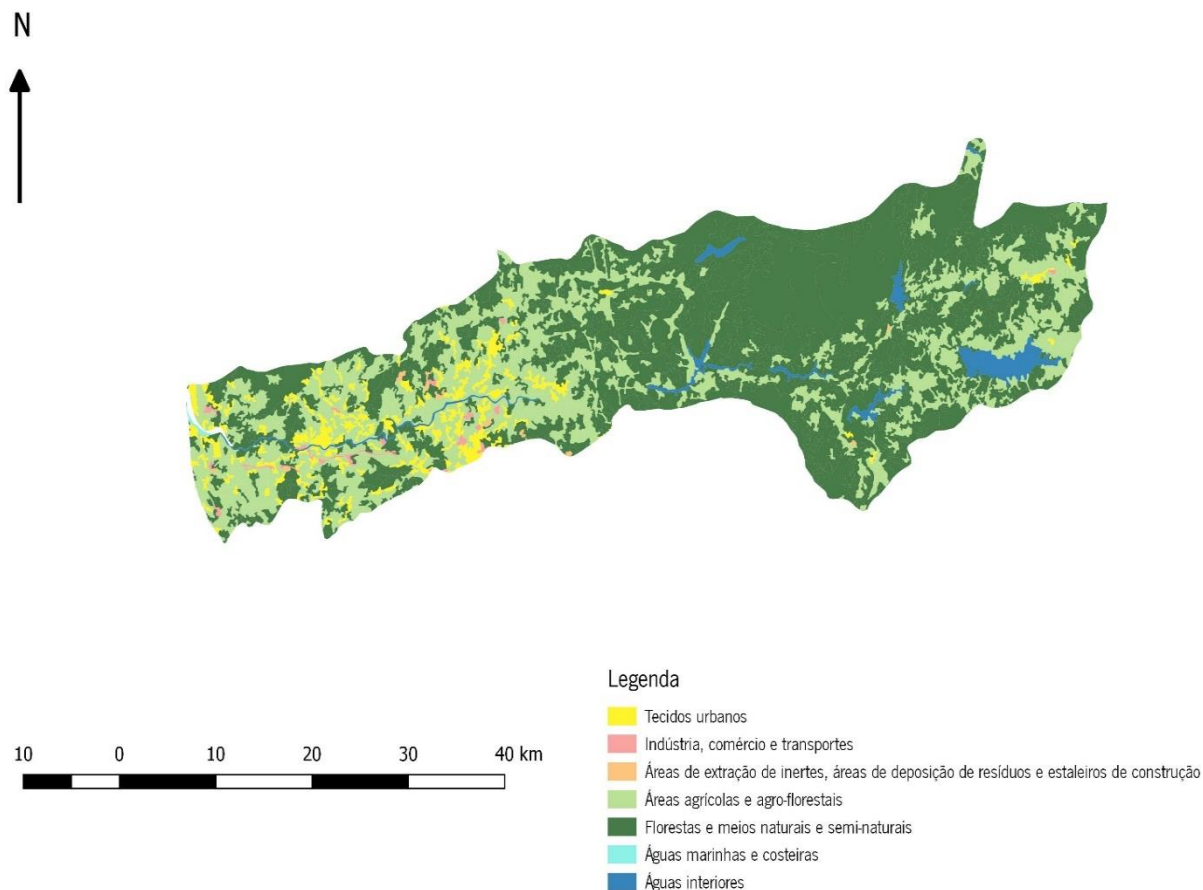


Figura 3.17. Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Cávado – Nível II da nomenclatura da CLC (2018).

### 3.9. Pressões sobre o Rio

Os cursos de água da bacia hidrográfica do Rio Cávado estão sujeitos a inúmeras pressões, sendo estas: pressões qualitativas, quantitativas, hidromorfológicas e biológicas (Lacasta et al., 2016a).

As pressões qualitativas podem ser pontuais ou difusas. As pressões qualitativas pontuais estão relacionadas com fontes de poluição com localização específica e são mais fáceis de identificar, controlar e monitorizar quando comparadas com as fontes difusas (Lacasta et al., 2016a). Encontram-se, geralmente, associadas à descarga de águas residuais com origem urbana, doméstica, industrial e provenientes de explorações pecuárias intensivas (Lacasta et al., 2016a). Contrariamente, as pressões qualitativas difusas são mais difíceis de identificar, controlar e monitorizar, sendo que, necessitam de uma análise metódica e de compreensão de diversos processos naturais e antropogénicos (EEA, 2018a; Loague & Corwin, 2005). Correspondem, geralmente, à descarga de águas residuais no solo provenientes de fossas sépticas individuais e/ou coletivas, de explorações pecuárias intensivas com

valorização agrícola dos efluentes pecuários, de explorações pecuárias extensivas, de áreas agrícolas, campos de golfe e da indústria, incluindo minas abandonadas (Lacasta et al., 2016a).

No setor urbano, foram identificadas várias Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), principalmente na zona ribeirinha do rio Cávado (Esposende, Barcelos e Braga). Salienta-se a existência de duas ETARs que abrangem grande parte da população: a ETAR de Frossos, Braga (mais de 150 mil pessoas) e a ETAR de Barcelos (50 a 150 equivalente populacional). No setor industrial, existe uma maior predominância, de indústrias têxteis, seguidas da fabricação de produtos metálicos, o que se traduz em cargas poluentes rejeitadas bastante específicas em termos de perigosidade. Em relação ao setor alimentar e agroalimentar, a atividade mais expressiva, relativamente às cargas rejeitadas, é sem dúvida o abate de animais, preparação e conservação de carne e de produtos à base de carne, que se encontram pontualmente na região de Barcelos e Vila Verde. O setor da pecuária é responsável pela produção de efluentes pecuários, com quantidades consideráveis de azoto e fosforo associadas, que constituem uma fonte de poluição, tanto pontual como difusa. No setor agropecuário, está identificada 1 suinicultura<sup>4</sup>, em Amares, considerada como fonte de poluição pontual (Lacasta et al., 2016a).

As pressões quantitativas estão relacionadas principalmente com as atividades que extraem água para diversos fins. No Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça (RH2), foram identificadas, na bacia hidrográfica do Rio Cávado, 7 captações de água superficial para abastecimento público, que extraem um volume total de 50325429 m<sup>3</sup>/ano. Para captação de água superficial para uso agrícola, industrial e outros, foram identificadas 21 captações cujo volume captado é 3700440 m<sup>3</sup>/ano (Lacasta & Lacerda, 2012).

As pressões hidromorfológicas estão relacionadas com a regularização dos cursos de água e as alterações morfológicas das massas de água. As alterações físicas nas áreas de drenagem, nos leitos e nas margens dos cursos de água, bem como, as alterações do regime hidrológico das massas de água estão, geralmente, associadas a atividades humanas. No vale do Cávado, as pressões hidrográficas estão associadas principalmente à implementação de infraestruturas transversais (barragens e açudes) (Lacasta et al., 2016a).

As pressões biológicas estão relacionadas com as cargas piscícolas no rio e com a presença de espécies exóticas (Lacasta et al., 2016a). As cargas piscícolas estão relacionadas com as atividades piscícolas, nomeadamente com a pesca desportiva e profissional. A bacia hidrográfica do Rio Cávado apresenta no total 8 concessões de pesca desportiva, com grande incidência no setor superior, nos

---

<sup>4</sup> De acordo com o Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça (RH2), este valor não representa o número total de instalações pecuárias existentes na bacia hidrográfica, o que estará relacionado com o facto de várias instalações não terem rejeições para o meio hídrico (Lacasta et al., 2016a).

concelhos de Terras de Bouro e Montalegre. Em relação à pesca profissional, verifica-se a presença de uma Zona de Pesca Profissional (ZPP) no setor inferior da bacia hidrográfica do rio. Em suma, observa-se uma predominância da pressão da atividade da pesca, principalmente desportiva, no setor superior da bacia hidrográfica do Rio Cávado (Lacasta & Lacerda, 2012). Uma espécie exótica é uma espécie não originária de um determinado território, no qual a sua ocorrência natural nunca foi registada e com populações auto-sustentadas. Quando a espécie é suscetível, por si própria, de ocupar o território excessivamente, em área ou em número de indivíduos, provocando modificações significativas nos ecossistemas, é designada de invasora. Na bacia hidrográfica do Cávado, estão identificadas diversas espécies exóticas. Na fauna, destacam-se algumas espécies piscícolas exóticas: achigã (*Micropterus salmoides*), truta-arco-iris (*Onchorynchus mykiss*), góbio (*Gobio lozanoi*), carpa (*Cyprinus carpio*) e lúcio (*Esox lucius*). A carpa e o lúcio surgem preferencialmente nas albufeiras do Rio Cávado. É importante referir que, a introdução destas espécies pode estar relacionada com as atividades piscícolas, sendo razoável considerar a existência de um impacto cumulativo sobre o meio hídrico (Lacasta & Lacerda, 2012).

No que diz respeito à flora, salienta-se a presença, muito significativa, de diferentes espécies do género *Acacia*. Observam-se, cada vez mais com abundância, acácias nas comunidades ribeirinhas, principalmente a *Acacia dealbata*, que contribui para uma perda significativa da biodiversidade associada às águas interiores. Os jacintos-de-água (*Eichhornia crassipes*) e a elódea (*Elodea canadensis*) são espécies exóticas presentes na bacia hidrográfica do Rio Cávado que podem levar a alterações hidromorfológicas importantes, tais como a redução do fluxo de águas. Na bacia hidrográfica do Rio Cávado, a presença de espécies exóticas é abundante no setor superior do Rio Cávado, estando associado às albufeiras e à zona mais a jusante do Rio Homem (Lacasta & Lacerda, 2012).

### 3.10. Risco de Poluição Acidental

O risco de poluição acidental numa massa de água é determinado pela probabilidade de ocorrência de um acidente, num determinado período de tempo e considerando a severidade das suas consequências. Destacam-se como instalações com risco particularmente elevado de poluição acidental da água as instalações PCIP<sup>5</sup> (REI), instalações Seveso<sup>6</sup>, unidades de gestão de resíduos (aterro), minas,

---

<sup>5</sup> Instalações PCIP – Instalações PCIP (REI) - instalações abrangidas pelo Regime de Emissões Industriais (REI), aplicável à prevenção e ao controlo integrados da poluição, reguladas pelo Decreto-Lei n.º 127/2013, de 30 de agosto, que transpõe a Diretiva 2010/75/EU, de 24 de novembro.

<sup>6</sup> Instalações Seveso - instalações abrangidas pelo regime da prevenção de acidentes graves que envolvam substâncias perigosas, de acordo com o Decreto-Lei n.º 254/2007, de 12 de julho de 2007, que transpõe para direito interno a Diretiva n.º 2003/105/CE, de 16 de dezembro de 2003 que altera a Diretiva n.º 96/82/CE (Seveso II);

unidades fitofarmacêuticas, bombas de gasolina, estações de tratamento de águas residuais urbanas (servindo uma população igual ou superior a 2000 habitantes equivalentes), emissários submarinos, instalações portuárias e transporte de matérias perigosas. Em relação ao risco de poluição accidental associado a fontes de poluição difusa, é importante salientar as atividades agrícolas e pecuárias, os incêndios florestais e as redes viárias (Lacasta et al., 2016a).

Na bacia hidrográfica do Rio Cávado, existe uma maior concentração de instalações com risco particularmente elevado de poluição accidental da água na zona oeste de Amares, junto às principais linhas de água. Destas instalações, os postos de combustível são os que afetam o maior número de massas de água, no entanto, são as instalações Seveso que possuem um índice de severidade maior (Tabela 3.2).

Tabela 3.2. Tipo, número e índice de severidade de instalações com risco de poluição accidental na bacia hidrográfica do Rio Cávado (Adaptado de Lacasta et al.,2016a).

<b>Tipo de Instalação</b>	<b>Instalações (n.º) /massa de água</b>	<b>Índice de Severidade</b>
Instalações Seveso	2	5
Instalações PCIP (exceto pecuárias e aviários)	1	4
Minas	7	1
Unidades Fitofarmacêuticas	27	4
Bombas de Gasolina	80	1
ETAR (> 2000 e.p)	16	3
Instalações portuárias	4	2

#### 4. Metodologia

Para a análise da evolução temporal da qualidade das águas balneares no Rio Cávado, foram analisados particularmente os parâmetros microbiológicos *Escherichia coli* e *Enterococos* intestinais, sendo os que condicionam a aprovação de uma praia fluvial. Os dados relativos a estes parâmetros microbiológicos encontram-se disponíveis no *site* do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) da APA. Para este estudo, foram analisados os dados disponíveis e obtidos, no período compreendido entre 2014-2018, em cinco águas balneares que se encontram ao longo das margens do Rio Cávado, em contexto da Comunidade Intermunicipal do Cávado (CIM Cávado), designadamente **Alqueirão**, no concelho de Terras de Bouro, **Cavadinho**, **Navarra** e **Adaúfe**, no concelho de Braga e **Prado Faial**, no concelho de Vila Verde (Figura 4.1.).

Para além dos parâmetros microbiológicos referidos anteriormente, foram determinados e interpretados diversos parâmetros físico-químicos, em três locais selecionados, na margem esquerda do Rio Cávado, correspondente ao concelho de Braga. Foram definidos três locais de amostragem (Figura 4.1) e foram recolhidas amostras de água em: **Praia do Cavadinho - Crespos** (ponto A1; Figura 4.2), a montante da **Ponte do Bico, em Palmeira** (ponto A2; Figura 4.3) e no **Parque de Merendas de Padim da Graça** (ponto A3; Figura 4.4), no limite do concelho de Braga. As coordenadas geográficas destes pontos de amostragem estão indicadas na Tabela 4.1.

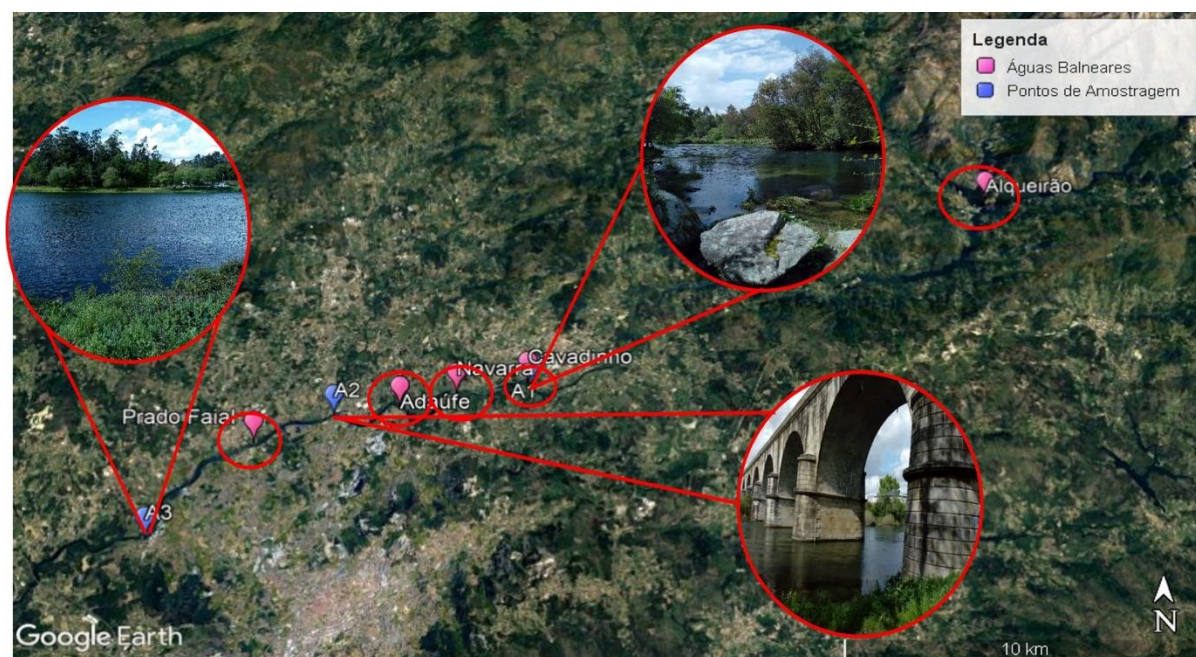


Figura 4.1. Localização das águas balneares em contexto CIM e dos três pontos de amostragem no Rio Cávado.





Figura 4.2. Ponto A1 - Praia Fluvial de Cavadinho – Crespos, Braga.



Figura 4.3. Ponto A2 - Montante da Ponte do Bico, em Palmeira, Braga.



Figura 4.4. Ponto A3 - Parque de Merendas de Padim da Graça, Braga.



Tabela 4.1. Coordenadas geográficas dos três pontos de amostragem no Rio Cávado.

Locais de Amostragem	Coordenadas
A1 – Praia do Cavadinho, Crespos	N 41.616836, W -8.358606
A2 – Ponte do Bico, Palmeira	N 41.606132, W -8.429034
A3 – Parque de Merendas de Padim da Graça	N 41.568845, W -8.492719

Em cada ponto de amostragem de água, procedeu-se à determinação de alguns parâmetros “*in situ*” (Tabela 4.2) durante a recolha de amostragem, de modo que as propriedades naturais da água não sofram qualquer modificação. Os restantes elementos e propriedades físico-químicas foram determinadas em laboratório, após a devida preparação e acondicionamento das amostras (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Determinações realizadas nos três pontos de amostragem.

Parâmetros <i>in situ</i>	Parâmetros determinados em laboratório	
<sup>1</sup> pH*	Alumínio total	<sup>1</sup> Alcalinidade total
<sup>1</sup> Eh	Amónio	<sup>1</sup> Brometo
<sup>1</sup> Condutividade elétrica*	Arsénio total	<sup>1</sup> Cloreto
<sup>1</sup> Sólidos dissolvidos totais	Bário	<sup>1</sup> Fluoreto
<sup>1</sup> Temperatura	Cádmio	<sup>1</sup> Fosfato
Oxigénio dissolvido	Cálcio	<sup>1</sup> Nitrato
	Cobre total	<sup>1</sup> Nitrito
	Crómio total	<sup>1</sup> Sulfato
	Ferro total	Turvação
	Glifosato	Bicarbonatos
	Lítio	Carência Bioquímica de Oxigénio
	Manganês total	Carência Química de Oxigénio
	Potássio	Magnésio
	Sódio	Oxigénio dissolvido
	Zinco total	

\*Parâmetros também determinados em laboratório

Determinações laboratoriais realizadas no Laboratório de Águas do Departamento de Ciências da Terra da Universidade do Minho <sup>(1)</sup> e no Laboratório MicroChem (as restantes).

Para os três pontos de amostragem selecionados, foram realizadas duas campanhas de amostragem ao longo de um ano hidrológico – uma colheita no período de chuva e outra colheita no período mais seco. A primeira campanha de amostragem, que corresponde à colheita no período chuvoso, realizou-se no dia 6 de novembro de 2018, durante a qual se registou uma elevada precipitação. A segunda campanha de amostragem, que representa a colheita no período mais seco, realizou-se no dia 8 de abril de 2019. É importante realçar que o último ano hidrológico tem registado condições de precipitação e temperatura atípicas, relativamente às estações características do ano, e de que nos dois dias anteriores ao da realização da segunda colheita, a precipitação registada foi bastante elevada. Contudo, o Rio Cávado registava um caudal menor do que o da primeira campanha de amostragem.

Na determinação dos parâmetros físico-químicos “*in situ*” foram utilizados dois equipamentos multi-paramétricos. Para a determinação do pH, temperatura, condutividade elétrica (CE) e sólidos dissolvidos totais (SDT) recorreu-se ao uso do equipamento de marca HANNA INSTRUMENTS – modelo HI 98129. Na determinação do potencial de oxidação-redução (Eh) foi utilizado o equipamento de marca HANNA INSTRUMENTS – modelo HI 98120.

Os parâmetros físico-químicos obtidos foram determinados em dois laboratórios analíticos. Os iões fluoreto, cloreto, nitrito, brometo, nitrato, fosfato, sulfato e a alcalinidade total foram determinados no Laboratório de Águas do Departamento de Ciências da Terra da Universidade do Minho, em Braga. Os restantes parâmetros foram determinados no Laboratório MicroChem acreditado pela Norma ISO/IEC 17025, em Matosinhos.

Na determinação dos parâmetros físico-químicos no Laboratório de Águas do Departamento de Ciências da Terra da Universidade do Minho, as amostras foram preservadas a uma temperatura de 4 °C e, posteriormente, filtradas com uma membrana de 0,45 µm. A análise dos aniões foi efetuada por cromatografia iónica, com supressão química, e sistema de deteção pela condutividade, com um cromatógrafo iónico da marca Metrohm, modelo 761 Compact IC. Para tal, foi necessário injetar um volume de amostra (20 µL) numa corrente de eluente carbonato-bicarbonato (1,3mM Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> – 2,2mM NaHCO<sub>3</sub>), num fluxo de 0,8 mL/min. Posteriormente, os aniões foram convertidos na sua forma ácida com maior condutividade e a solução regeneradora (20mM H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) forneceu iões H<sup>+</sup> ao eluente e este converteu-o em ácido carbónico, sendo os iões separados de acordo com a sua condutividade (APHA et al., 1992).

A alcalinidade total foi obtida através do método de potencial métrico para um ponto final de pH=4,5, num titulador automático, de marca Orion - modelo 950. Para a determinação da alcalinidade, foram utilizados 100 mL de amostra de água e o padrão de 0,01M HCl (APHA et al., 1992).

Os parâmetros físico-químicos determinados no laboratório MicroChem foram obtidos com as técnicas analíticas adotadas pelo referido laboratório e indicadas na Tabela 4.3. As determinações de crómio total, alumínio total, manganês total, ferro total e cádmio total foram obtidas recorrendo a metodologias analíticas distintas nas duas colheitas de amostragem, tendo em consideração os limites de deteção definidos na legislação nacional (Diário da República, 1998; 2017).

Na interpretação dos dados microbiológicos foram considerados os valores máximos obtidos, durante o período entre 2014-2018, nos meses de junho, julho, agosto e setembro, período de monitorização definido pela APA, para determinação destes parâmetros microbiológicos, na classificação de água balnear, como indicado na legislação. Como os dados recolhidos são apresentados em duas unidades diferentes, MPN (Most Probable Number) e em UFC (Unidades Formadoras de Colónias), na sua interpretação foram apresentados em MPN/100 mL. Não foram considerados os resultados cujo valor fosse menor que 15 MPN/100 mL (<15).

Tabela 4.3. Métodos e técnicas analíticas utilizadas pelo Laboratório MicroChem nas duas colheitas de amostragem.

Parâmetro	Colheita de novembro 2018			Colheita de abril 2019		
	Método/Técnica		Limites de Detecção	Método/Técnica		Limites de Detecção
Amónio	EAM	PEFQ 05	0,2 mg/L	EAM	PEFQ 05	0,2 mg/L
Arsénio total	ICP - MS	Contratado	0,01 µg/L	ICP-MS	Contratado	0,01 µg/L
Bário	ICP - MS	Contratado	0,1 µg/L	ICP - MS	Contratado	0,1 µg/L
Bicarbonatos	Volumetria	PEFQ 31	1,22 mg/L	Volumetria	PEFQ 31	1,22 mg/L
Cádmio total*	EAA	PEFQ 30	0,05 mg/L	ICP - MS	Contratado	0,01 µg/L
Cálcio	Volumetria	PEFQ 20	0,72 mg/L	Volumetria	PEFQ 20	0,72 mg/L
Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO <sub>5</sub> )	Respirometria	PEFQ 10	4 mg/L	Respirometria	PEFQ 10	4 mg/L
Carência Química de Oxigénio (CQO)	EAM	PEFQ 09	15 mg/L	EAM	PEFQ 09	15 mg/L
Cobre total	EAA	PEFQ 30	0,2 mg/L	EAA	PEFQ 30	0,2 mg/L
Crómio total*	EAA	PEFQ 30	0,5 mg/L	ICP - MS	Contratado	0,05 µg/L
Ferro total*	EAA	PEFQ 30	0,3 mg/L	EAM	PEFQ 18	20 µg/L
Glifosato	LC - MS/MS	Contratado	0,02 µg/L	LC - MS/MS	Contratado	0,02 µg/L
Lítio	ICP - MS	Contratado	1 µg/L	ICP - MS	Contratado	1 µg/L
Magnésio	Volumetria	PEFQ 20	0,44 mg/L	Volumetria	PEFQ 20	0,44 mg/L
Manganês total*	EAA	PEFQ 30	0,1 mg/L	EAM	PEFQ 19	10 µg/L
Potássio	EAA	PEFQ 30	0,5 mg/L	EAA	PEFQ 30	0,5 mg/L
Sódio	EAA	PEFQ 30	5 mg/L	EAA	PEFQ 30	5 mg/L
Sólidos dissolvidos totais	Condutimetria	PEFQ 48	-	Condutimetria	PEFQ 48	-
Turvação	Turbidimetria	PEFQ 04	0,16 NTU	Turbidimetria	PEFQ 04	0,16 NTU
Zinco total	EAA	PEFQ 30	0,04 mg/L	EAA	PEFQ 30	0,04 mg/L

\*Métodos diferentes nas duas colheitas.

## 5. Resultados e Discussão

### 5.1. Parâmetros Microbiológicos

Para a avaliação dos parâmetros microbiológicos, recorreu-se aos valores paramétricos (*Escherichia coli*: 1800 MPN/100 mL; *Enterococos* intestinais: 660 MPN/100 mL) estabelecidos pelo Decreto-Lei n.º 135/2009, de 3 de junho, alterado pelo Decreto-Lei n.º 113/2012, de 23 de maio, que estabelece o regime de identificação, gestão, monitorização e classificação da qualidade das águas balneares e de prestação de informação ao público sobre as mesmas (Diário da República, 2008, 2012). Como foi referido no capítulo anterior, foram considerados apenas os valores máximos obtidos. Os dados microbiológicos de todas as análises realizadas durante o período compreendido entre 2014-2018 das 5 águas balneares encontram-se disponíveis no Anexo I.

#### 5.1.1 Água Balnear de Alqueirão – Terras de Bouro

Em 2014, os valores máximos para o parâmetro *Escherichia coli* permaneceram muito reduzidos. No entanto, registaram-se algumas oscilações, nomeadamente entre o mês de julho e agosto (< 15 MPN/100 mL e 77 MPN/100 mL). Em 2015, os valores máximos foram inferiores a 15 MPN/100 mL nos quatro meses. No ano seguinte, verificou-se um aumento dos valores em julho e agosto (61 MPN/100 mL), seguido de uma redução significativa do valor máximo em setembro (< 15 MPN/100 mL). Em 2017, observou-se oscilações entre os meses, assim como em 2018. Em julho e setembro desses dois anos, os valores máximos não ultrapassaram os 15 MPN/100 mL. É importante referir que apesar das oscilações verificadas ao longo dos anos, os valores para a *Escherichia coli* na água balnear de Alqueirão permaneceram sempre muito reduzidos (Figura 5.1).

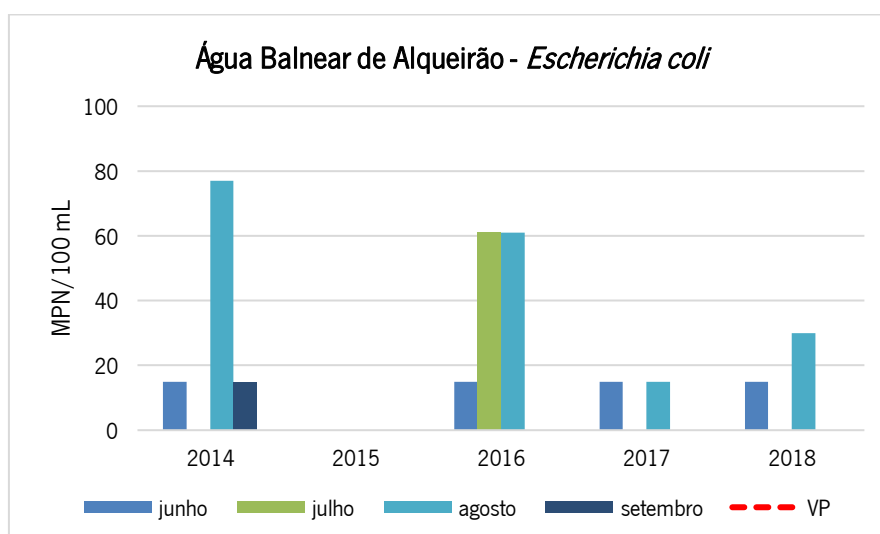


Figura 5.1. Variação dos valores de *Escherichia coli* na água balnear interior de Alqueirão, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

Em relação aos valores máximos para o parâmetro *Enterococos* intestinais ao longo dos cinco anos, estes permaneceram, no geral, inferiores a 15 MPN/100 mL. No entanto, observou-se alguma oscilação no mês de agosto de 2014 (94 MPN/100 mL), de 2016 (46 MPN/100 mL) e de 2018 (30 MPN/100 mL) e em julho de 2017 (110 MPN/100 mL; Figura 5.2).

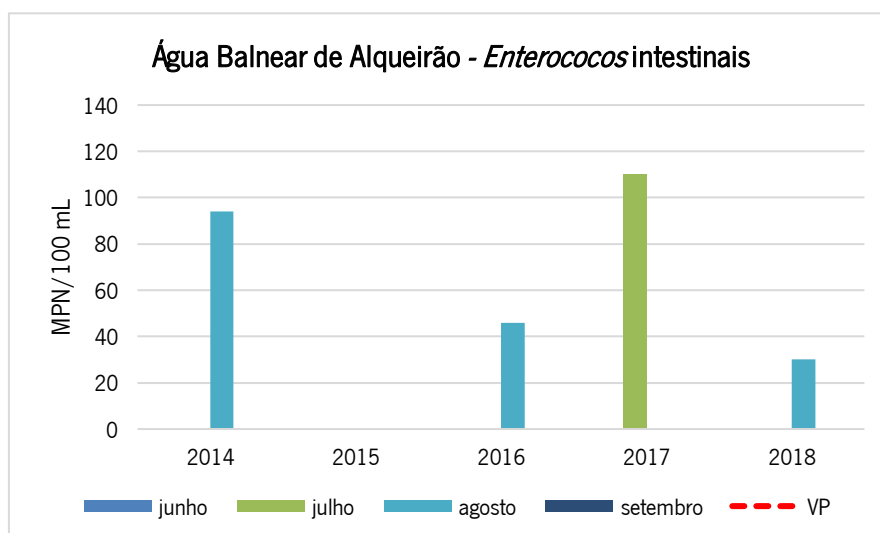


Figura 5.2. Variação dos valores de *Enterococos* intestinais na água balnear interior de Alqueirão, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

### 5.1.2 Água Balnear de Cavadinho - Braga

Em 2014, os valores máximos do parâmetro *Escherichia coli* permaneceram reduzidos. Observou-se um aumento no mês de julho em relação a junho. No entanto, verificou-se uma redução nos dois meses seguintes. Em 2015, registou-se um aumento no mês de junho com sucessivas reduções dos valores máximos nos meses seguintes. Em 2016, ocorreu um aumento dos valores em relação ao mês de junho. É de realçar que no período compreendido entre 2014-2016, os resultados das amostras não ultrapassaram os 100 MPN/100 mL (Figura 5.3).

Em 2017, verificou-se um crescimento dos valores máximos, nomeadamente em junho, que ultrapassou os 400 MPN/100 mL. Contudo, observou-se uma diminuição em julho, agosto e setembro para valores inferiores a 100 MPN/100 mL. Em 2018, verificou-se um crescimento nos valores máximos, principalmente em junho, que registou aproximadamente 120 MPN/100 mL e julho, que registou valores próximos de 400 MPN/100 mL. Em agosto e setembro verificou-se uma diminuição (Figura 5.3). É importante referir que apesar dos aumentos nos valores máximos em algumas situações, os valores permaneceram significativamente reduzidos.

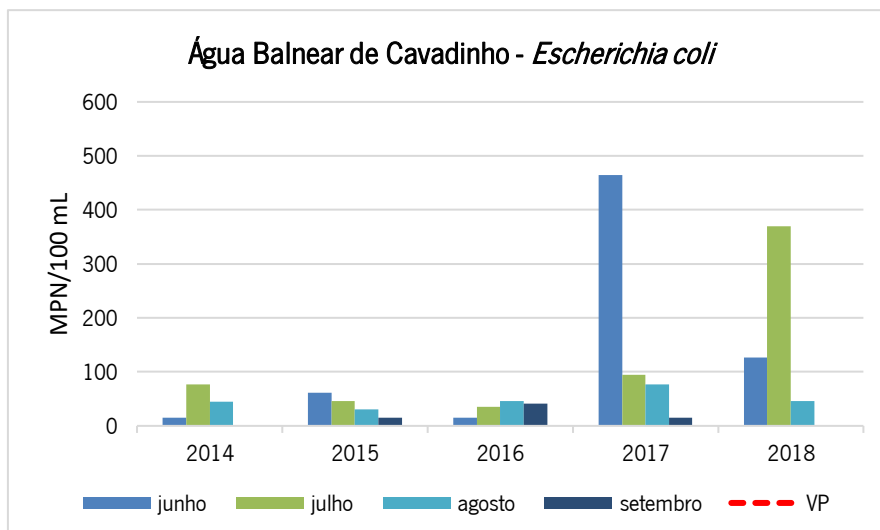


Figura 5.3. Variação dos valores de *Escherichia coli* na água balnear interior de Cavadinho, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

No período compreendido entre 2014-2016, os valores máximos para o parâmetro *Enterococos* intestinais foram extremamente reduzidos. Em 2017, verificou-se um aumento, embora não muito significativo comparativamente com os valores máximos, em julho e agosto que registaram valores próximos dos 120 MPN/100 mL. Em 2018, o valor máximo do mês de julho (820 MPN/100 mL) ultrapassou o valor limite estabelecido pela legislação. Contudo, houve uma redução muito significativa nos valores máximos obtidos nos meses seguintes (Figura 5.4).

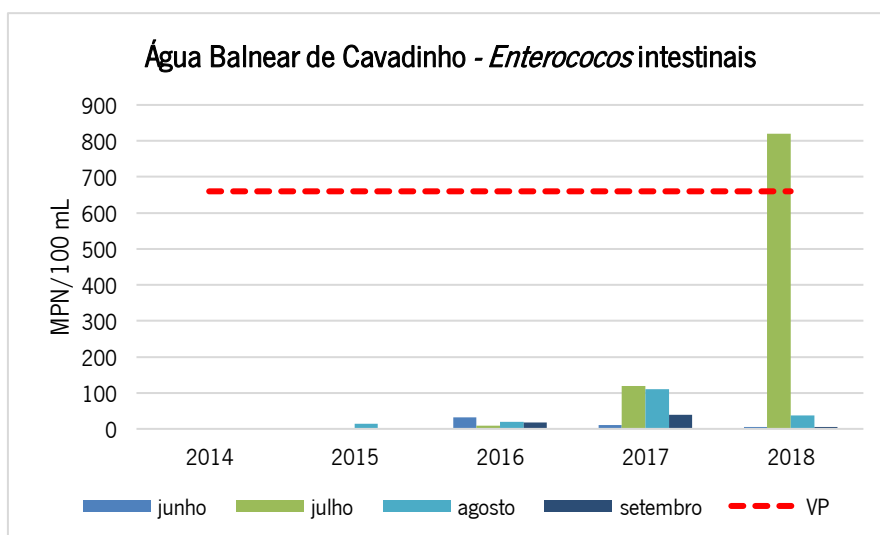


Figura 5.4. Variação dos valores de *Enterococos* intestinais na água balnear interior de Cavadinho, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

### 5.1.3 Água Balnear de Navarra - Braga

Em 2014, os valores máximos obtidos para o parâmetro *Escherichia coli* permaneceram entre os 400 MPN/100 mL e os 650 MPN/100 mL nos quatro meses em estudo. Em junho de 2015, verificou-se um aumento do valor máximo em relação aos valores do ano anterior (aproximadamente 860 MPN/100 mL). Em julho, o valor máximo reduziu para um valor próximo dos 200 MPN/100 mL. Contudo, observou-se um aumento nos meses seguintes. Em 2016, verificou-se uma diminuição dos valores máximos, exceto no mês de julho, que aumentou aproximadamente para os 700 MPN/100 mL. No entanto, em 2017 verificou-se uma melhoria significativa em relação aos anos anteriores. Nos meses junho e julho, os valores máximos permaneceram aproximadamente entre os 230 MPN/100 mL e 250 MPN/100 mL, mas a partir do mês de agosto, os valores não ultrapassaram os 100 MPN/100 mL. Em 2018, observou-se um aumento dos valores, no entanto, foi no mês de agosto que se detetou um aumento significativo do valor máximo para 1200 MPN/100 mL. Em setembro registou-se uma redução brusca do valor máximo (15 MPN/100 mL) (Figura 5.5).

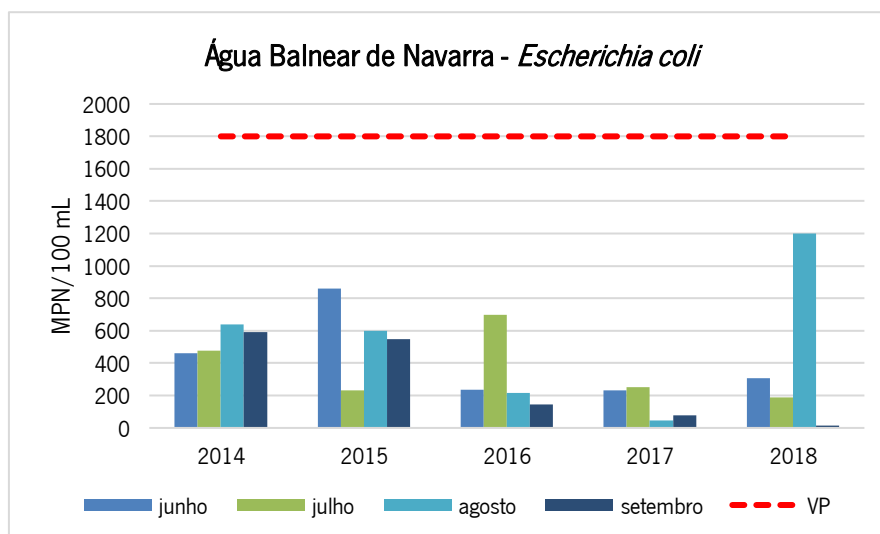


Figura 5.5. Variação dos valores de *Escherichia coli* na água balnear interior de Navarra, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

No período compreendido entre 2014-2016, os valores máximos permaneceram, significativamente reduzidos. Contudo, em 2017, verificou-se um aumento brusco nos valores máximos, nomeadamente no mês de junho (400 MPN/100 mL). Nos três meses seguintes, registou-se uma diminuição dos valores. Em 2018, os valores máximos aumentaram, porém não muito significativamente, em relação ao período compreendido entre 2014-2016. Os valores máximos não ultrapassaram os 100 MPN/100 mL (Figura 5.6).



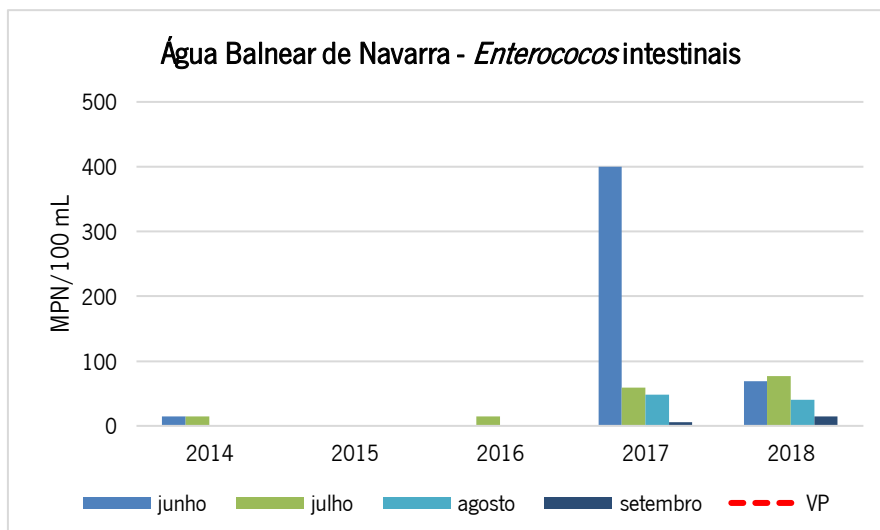


Figura 5.6. Variação dos valores de *Enterococos* intestinais na água balnear interior de Navarra, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

#### 5.1.4 Água Balnear de Adaúfe - Braga

Em 2014, os valores máximos para o parâmetro *Escherichia coli* permaneceram inferiores a 500 MPN/100 mL. Em 2015, verificou-se um aumento dos valores máximos, nomeadamente nos meses de julho e agosto, que ultrapassaram os 500 MPN/100 mL, seguido de uma diminuição em setembro. Em 2016, observou-se um aumento no mês de agosto em relação aos restantes meses, no qual foi registado um valor próximo dos 1300 MPN/100 mL. Apesar de apresentar um valor elevado, não ultrapassou o valor estipulado pela legislação. Em 2017, o valor máximo do mês de junho foi ligeiramente alto (800 MPN/100 mL). Nesse mesmo ano, o valor máximo obtido do mês de julho (4000 MPN/100 mL) ultrapassou o valor limite estipulado pela legislação. Posteriormente à ocorrência do episódio de contaminação, os valores máximos de agosto e setembro diminuíram significativamente. Em junho de 2018, o valor máximo aproximou-se dos 300 MPN/100 mL, ocorrendo uma diminuição significativa em julho. Em agosto, aumentou insignificativamente o valor máximo, contudo em setembro diminuiu significativamente (15 MPN/100 mL) (Figura 5.7).

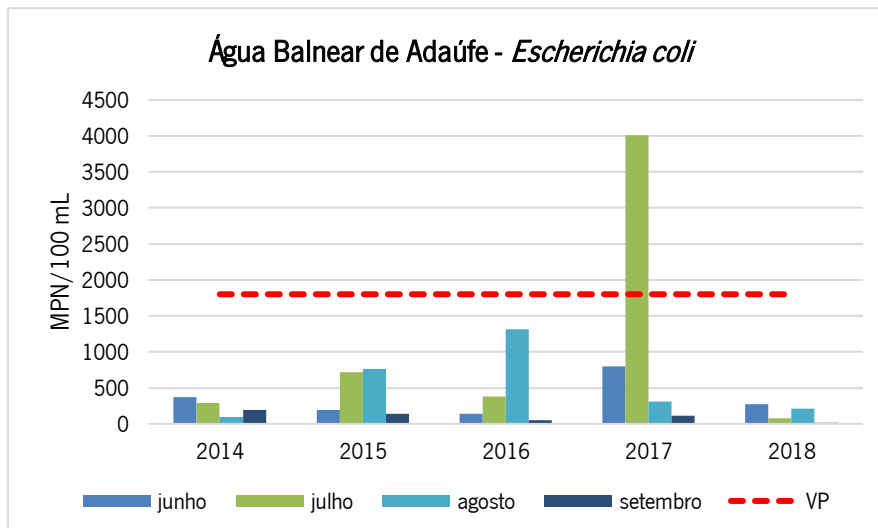


Figura 5.7. Variação dos valores de *Escherichia coli* na água balnear interior de Adaúfe, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

No período 2014-2015, os valores máximos dos resultados das análises ao parâmetro microbiológico *Enterococos* intestinais permaneceram, significativamente, reduzidos. A junho de 2016, o valor máximo obtido, aproximadamente 900 MPN/100 mL, ultrapassou o valor limite da legislação. Contudo, nos restantes meses observou-se uma diminuição relativamente significativa.

Em 2017, observou-se um aumento progressivo dos valores máximos de julho e agosto (1300 MPN/100 mL e 1400 MPN/100 mL), que ultrapassaram o valor limite. Em 2018, verificou-se uma descida muito significativa dos valores máximos em relação ao ano anterior (Figura 5.8).

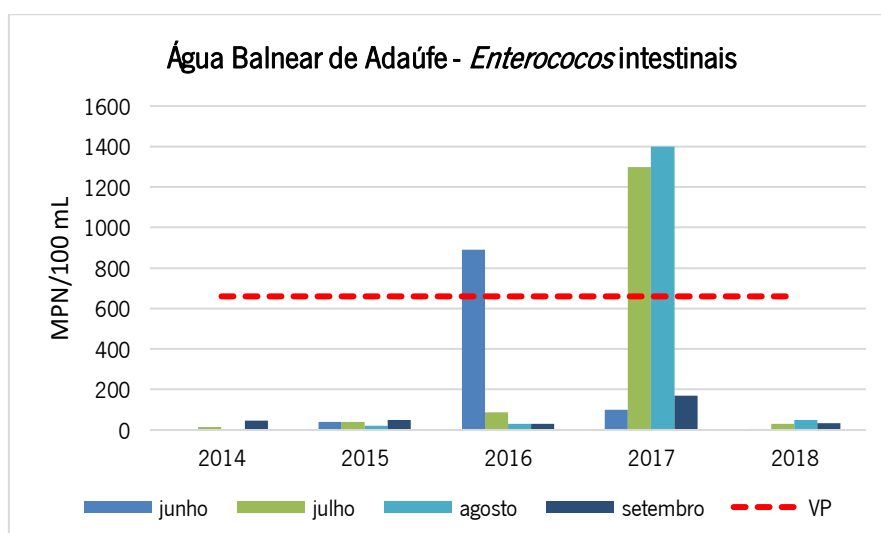


Figura 5.8. Variação dos valores de *Enterococos* intestinais na água balnear interior de Adaúfe, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

### 5.1.5 Água Balnear de Prado Faial – Vila Verde

Em 2014, os valores máximos obtidos no parâmetro *Escherichia coli* oscilaram entre os meses em análise, sendo os meses de junho e agosto, os que obtiveram os valores mais elevados (aproximadamente 1400 MPN/100 mL). Em 2015 e 2016, as variações não foram tão significativas como em 2014, porém, os resultados continuaram elevados. Em 2017, verificou-se um aumento muito significativo no mês de junho (1700 MPN/100 mL). No entanto, não ultrapassou o valor limite definido na legislação. O ano 2017, tal como os anteriores, apresentou também oscilações nos valores. Em setembro, a diminuição do valor foi bastante significativa e não ultrapassou os 100 MPN/100 mL. Em 2018, observou-se uma redução muito significativa dos valores máximos de cada mês dos resultados das análises em relação aos anos anteriores. Esta diminuição dos valores representa uma melhoria na qualidade da água balnear nas amostras efetuadas em 2018 (Figura 5.9).

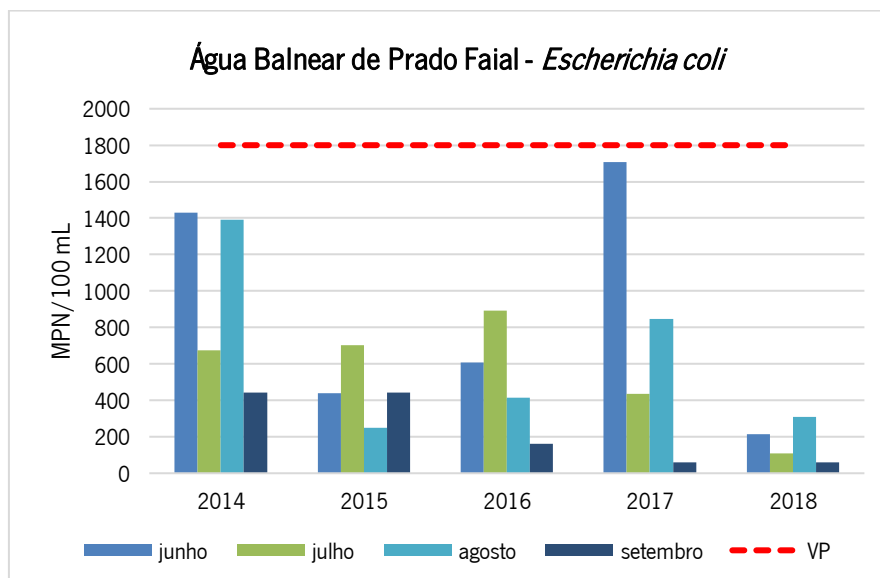


Figura 5.9. Variação dos valores de *Escherichia coli* na água balnear interior de Prado Faial, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

Contrariamente ao que foi observado nos resultados do parâmetro *Escherichia coli*, os valores máximos para o parâmetro *Enterococos* intestinais foram significativamente inferiores durante o período compreendido entre 2014-2018. No ano de 2014, os valores máximos aumentaram de junho para setembro. Em 2015, observou-se uma variação de valores, sendo o mês de julho o que registou o valor máximo mais elevado (77 MPN/100 mL). Em 2016, apenas o mês de setembro registou um valor máximo superior a 15 MPN/100 mL (30 MPN/100 mL). Em junho de 2017, o valor máximo foi igual ao

de setembro do ano anterior, no entanto, os valores reduziram nos meses seguintes. Em 2018, registou-se uma melhoria dos valores máximos, sendo o mês de setembro o único que ultrapassou os 15 MPN/100 mL (Figura 5.10).

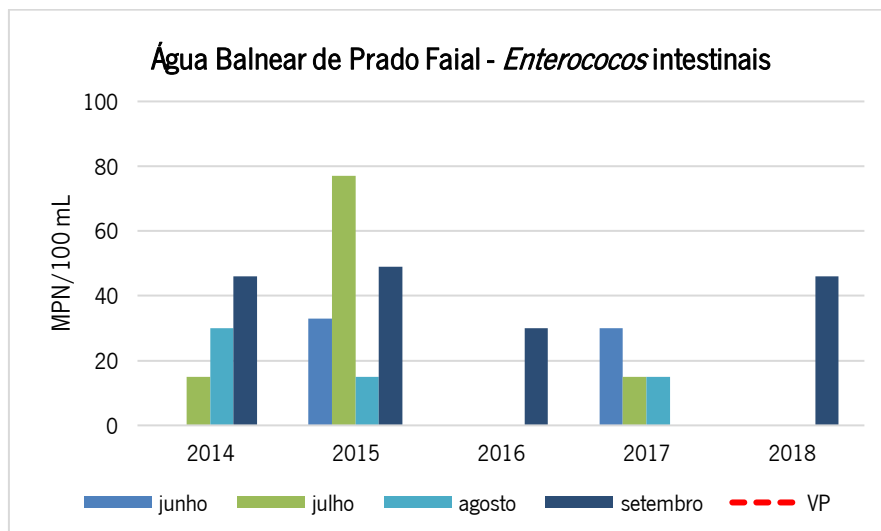


Figura 5.10. Variação dos valores de *Enterococos* intestinais na água balnear interior de Prado Faial, no período de junho a setembro de 2014 a 2018.

## 5.2. Parâmetros Físico-Químicos

Para a avaliação dos resultados obtidos dos parâmetros físico-químicos analisados, recorreu-se aos valores paramétricos estabelecidos no Decreto-Lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro, que estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano e no Decreto-Lei n.º 236/1998, de 1 de agosto, que estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade da água em função dos seus principais usos, para os comparar e avaliar a qualidade da água (Tabela 5.1). Os dados físico-químicos de todas as análises realizadas encontram-se disponíveis no Anexo II.

Tabela 5.1. Valores paramétricos para a qualidade da água (Adaptado de Diário da República, 2018; Diário da República, 2017).

Parâmetros	Valor paramétrico	Unidades	Decreto-lei
Alumínio total	200	µg/L Al	Decreto-Lei n.º 152/2017
Amónio	0,5	mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Decreto-Lei n.º 152/2017
Arsénio total	10	µg/L As	Decreto-Lei n.º 152/2017
Cádmio total	5	µg/L Cd	Decreto-Lei n.º 152/2017
Cloreto	250	mg/L Cl	Decreto-Lei n.º 152/2017
Cobre total	2	mg/L Cu	Decreto-Lei n.º 152/2017
Condutividade elétrica	2500	µs/cm	Decreto-Lei n.º 152/2017
Crómio total	50	µg/L Cr	Decreto-Lei n.º 152/2017
Ferro total	200	µg/L Fe	Decreto-Lei n.º 152/2017
Fluoreto	1,5	mg/L F	Decreto-Lei n.º 152/2017
Glifosato*	0,1	µg/L	Decreto-Lei n.º 152/2017
Lítio	5,8	µg/L Li	Decreto-Lei n.º 236/1998
Manganês total	50	µg/L Mn	Decreto-Lei n.º 152/2017
Nitrato	50	mg/L NO <sub>3</sub>	Decreto-Lei n.º 152/2017
Nitrito	0,5	mg/L NO <sub>2</sub>	Decreto-Lei n.º 152/2017
pH	6 a 9	Escala Sørensen	Decreto-Lei n.º 236/1998
Potássio	12	mg/L K	Decreto-Lei n.º 236/1998
Sódio	200	mg/L Na	Decreto-Lei n.º 152/2017
Sólidos dissolvidos totais	1500	mg/L SDT	Decreto-Lei n.º 236/1998
Sulfato	250	mg/L SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Decreto-Lei n.º 152/2017
Temperatura	25	°C	Decreto-Lei n.º 236/1998
Turvação*	1	NTU	Decreto-Lei n.º 152/2017

\* É importante salientar que, visto que não existe valor paramétrico definido na legislação portuguesa para o glifosato, foi considerado o valor paramétrico para pesticida individual definido no Decreto-Lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro. Em relação à turvação, de acordo com o Anexo I do Decreto-Lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro, o valor paramétrico para águas de consumo humano é 4 NTU. No entanto, está definido que para o caso de tratamento de águas superficiais, o valor à saída da estação de tratamento tem que ser inferior a 1 NTU; pelo que foi considerado como valor limite 1 NTU.

Os resultados das medições da temperatura (°C) em campo demonstraram que os valores não oscilaram significativamente entre os pontos de amostragem. No entanto, verificou-se na 2ª colheita, um aumento da temperatura da água no ponto A3 em relação aos restantes pontos (Figura 5.11a). Nos três pontos de amostragem, os valores de pH “*in situ*”, permaneceram entre 6,0 e 6,9. Na 1ª colheita, os

valores diminuíram progressivamente do ponto A1 para o ponto A3. Na 2ª colheita, permaneceram semelhantes, contudo, o ponto A3 registou um aumento ligeiro em relação aos restantes pontos (6,9; Figura 5.11b).

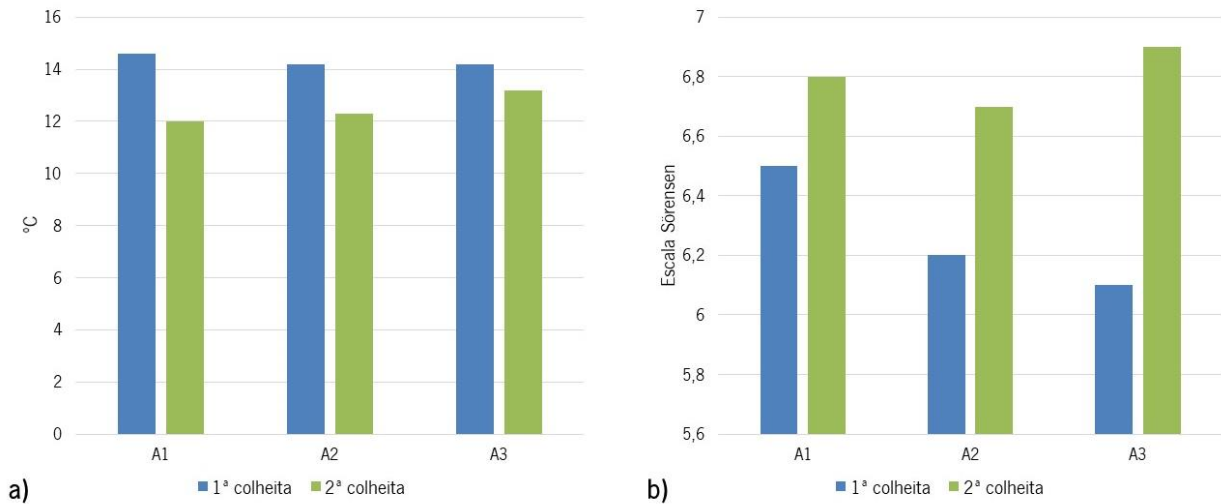


Figura 5.11. Variação dos valores de temperatura (a) e do pH (b) nos pontos de amostragem nas duas colheitas.

Os resultados obtidos para o potencial de oxidação-redução (Eh; mV) indicaram algumas oscilações nos três pontos, nomeadamente na 1ª colheita. O valor em A2 (137 mV) diminuiu em relação ao A1 (168 mV) e no ponto A3 registou-se um aumento do valor em relação aos restantes pontos (185 mV). Na 2ª colheita, os valores de Eh aumentam ligeiramente de A1 para A3 (A1: 126 mV; A2: 134 mV; A3: 150 mV).

Os resultados obtidos para o oxigénio dissolvido (mg/L O<sub>2</sub>) demonstraram que não existiram oscilações muito significativas entre os pontos de amostragem. O ponto A2 foi o que registou valores superiores em relação aos restantes pontos (1ª colheita: 9,08 mg/L O<sub>2</sub>; 2ª colheita: 10,85 mg/L O<sub>2</sub>). O ponto A3 demonstrou a ocorrência de um decréscimo em relação aos pontos A1 e A2.

No que diz respeito à condutividade elétrica (µs/cm), medida em campo, verificou-se que os valores em A1 e A2 permaneceram inferiores 40 µs/cm, em ambas as colheitas. Contudo, verificou-se que no ponto A2, os valores diminuíram em relação ao ponto A1. No ponto A3 observou-se um aumento significativo nos resultados das duas colheitas (1ª colheita: 131 µs/cm; 2ª colheita: 93 µs/cm; Figura 5.12a). Assim como foi observado na condutividade elétrica, os valores dos sólidos dissolvidos totais (mg/L) aumentaram no ponto A3 em relação aos pontos A1 e A2. O ponto A3, na 1ª colheita, foi o que registou o valor mais elevado (66 ppm). A partir desta análise, é possível concluir que este parâmetro está relacionado com a condutividade elétrica, ou seja, quanto maior for o valor dos sólidos dissolvidos totais, maior será o valor da condutividade elétrica (Figura 5.12b).

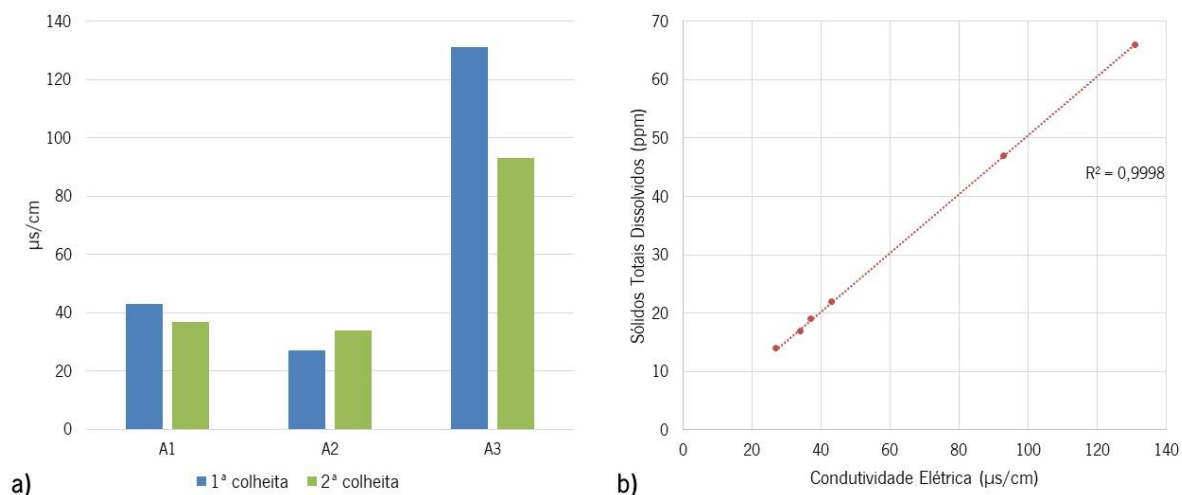


Figura 5.12. Variação dos valores de condutividade elétrica (a) nos pontos de amostragem nas duas colheitas e (b) relação entre a condutividade elétrica e os sólidos dissolvidos totais.

Os teores obtidos para o cálcio (mg/L Ca) mostraram algumas oscilações nos três pontos de amostragem e nas duas colheitas. Na 1ª colheita, verificou-se um aumento significativo no ponto A2, em relação aos restantes pontos (10,2 mg/L Ca). Na 2ª colheita, o ponto A3 (3,6 mg/L Ca) registou um teor superior ao registado nos pontos A1 e A2 (Figura 5.13a).

Em relação ao magnésio (mg/L Mg), na 1ª colheita foram observadas oscilações nos vários pontos de amostragem de água. Observou-se um aumento do valor do ponto A2 (17,7 mg/L Mg) em relação ao ponto A1 (2,8 mg/L Mg), seguido de uma diminuição do valor no ponto A3. Na 2ª colheita, os valores foram significativamente reduzidos e não ultrapassaram os 2 mg/L Mg (Gráfico 5.13b).

Em ambas as colheitas, os teores de bicarbonatos (mg/L  $\text{HCO}_3^-$ ) aumentaram do ponto A1 para o ponto A3, enquanto que nos pontos A1 e A2 permaneceram semelhantes. No ponto A3 observou-se um crescimento significativo, registando valores superiores a 20 mg/L  $\text{HCO}_3^-$  (Figura 5.13c).

Os resultados obtidos para o parâmetro alcalinidade total (mg/L  $\text{CaCO}_3$ ) na 1ª colheita foram semelhantes nos pontos A1 e A2, ocorrendo um aumento no ponto A3. Todavia, verificou-se um aumento significativo na 2ª colheita, nomeadamente no ponto A2, no qual registou-se o valor máximo obtido (33,39 mg/L  $\text{CaCO}_3$ ). No ponto A3 observou-se uma diminuição do valor em relação ao A2, porém permaneceu superior aos restantes valores obtidos (16,92 mg/L  $\text{CaCO}_3$ ; Figura 5.13d).

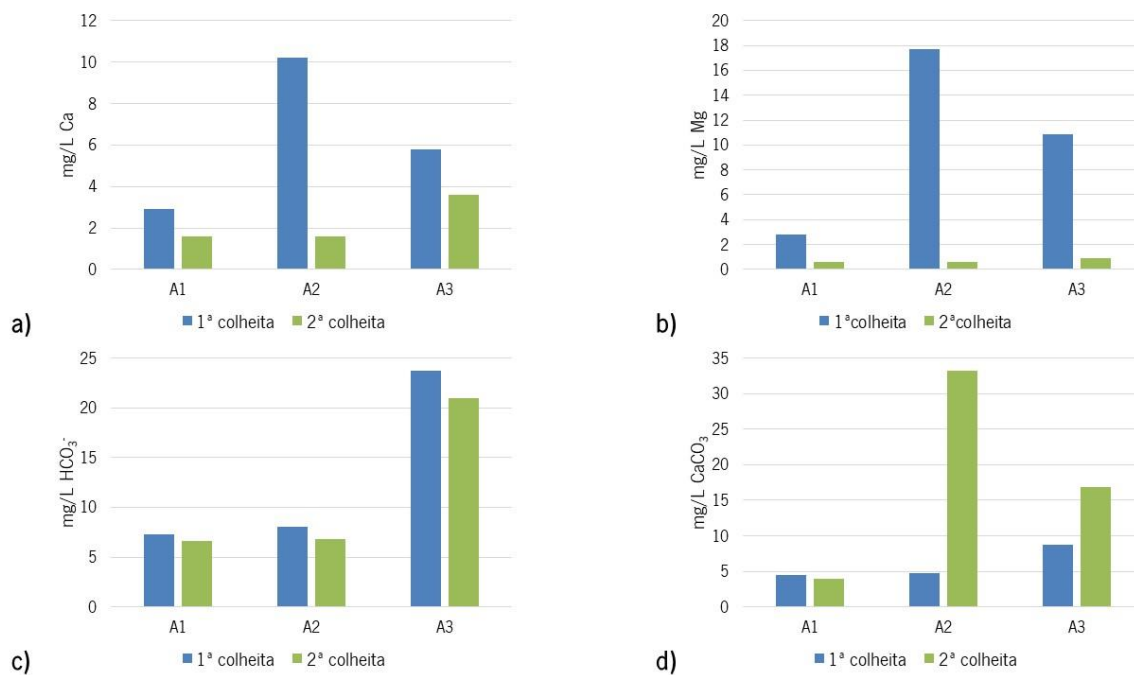


Figura 5.13. Variação dos valores de cálcio (a), magnésio (b), bicarbonatos (c) e de alcalinidade total (d) nos pontos de amostragem nas duas colheitas.

Os resultados obtidos para o íon nitrato ( $\text{mg/L NO}_3^-$ ) demonstraram que, na 1ª colheita, a diferença de concentração entre os pontos A1 e A2 não foi significativa. Contudo, o ponto A3 registou um aumento, ultrapassando os 2,5  $\text{mg/L NO}_3^-$ . Na 2ª colheita, observou-se um aumento progressivo dos valores de nitrato do ponto A1 ao ponto A3 (Figura 5.14a).

Na 1ª colheita, os teores de sulfato ( $\text{mg/L SO}_4^{2-}$ ) do ponto A1 e do ponto A2 foram semelhantes. No entanto, foi superior no ponto A3 em relação aos pontos anteriores (A3: 6  $\text{mg/L SO}_4^{2-}$ ). Na 2ª colheita, foi observado um aumento progressivo dos valores a partir do ponto A1 até ao ponto A3 (Figura 5.14b).

Observaram-se, em relação ao teor de cloreto ( $\text{mg/L Cl}^-$ ), diferenças significativas nos valores do ponto A3 em relação aos pontos A1 e A2. Nas duas colheitas, os pontos A1 e A2 permaneceram semelhantes. No ponto A3, observou-se um valor elevado na 1ª colheita (17,0  $\text{mg/L Cl}^-$ ). Na 2ª colheita, o valor obtido no ponto A3 permaneceu superior aos restantes valores dos pontos A1 e A2 (A3: 8,9  $\text{mg/L Cl}^-$ ; Gráfico 5.14c).

Os resultados obtidos na 1ª colheita do parâmetro turvação (NTU) permaneceram semelhantes nos três pontos de amostragem, contudo registou-se um aumento do valor no ponto A3. Na 2ª colheita, observou-se um aumento significativo dos valores de turvação do A1 para o A3. Os valores relativos ao ponto A2 (2 NTU) e ao ponto A3 (4,76 NTU) ultrapassaram o valor limite permitido pela legislação (1 NTU; Figura 5.14d).



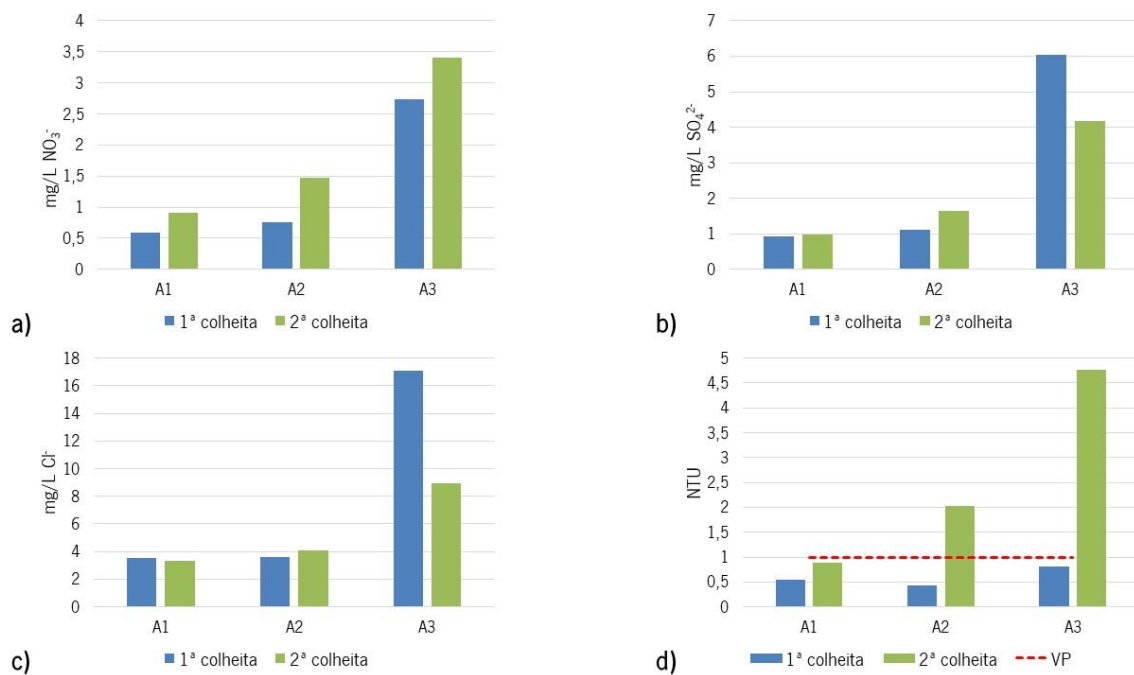


Figura 5.14. Variação dos valores de nitratos (a), sulfatos (b), cloretos (c) e de turvação (d) nos pontos de amostragem nas duas colheitas.

Os resultados para os teores de arsénio (mg/L As) demonstraram valores muito reduzidos, contudo observou-se diferenças significativas nos pontos de amostragem nomeadamente do A1 e A2 em relação ao A3. Nos pontos A1 e A2, os valores permaneceram inferiores a 0,5 µg/L, em ambas as colheitas. No ponto A3, observou-se um aumento em relação aos restantes pontos, nomeadamente na 1ª colheita (2,19 µg/L As; Tabela 5.2).

Nas duas colheitas, os teores de bário (mg/L Ba) aumentaram do ponto A1 para o ponto A3. Na 1ª colheita, registou-se um aumento significativo do valor no ponto A2 (0,0043 mg/L Ba) em relação ao ponto A1 (0,0025 mg/L Ba). O teor de bário aumentou no ponto A3 (0,0047 mg/L Ba), no entanto, esse aumento não foi muito significativo em relação ao ponto A2. Na 2ª colheita, os valores aumentaram progressivamente. No ponto A3 registou-se um valor de 0,0071 mg/L Ba (Tabela 5.2).

Como na determinação do teor de alumínio (µg/L Al), cádmio (µg/L Cd), crómio (µg/L Cr) e manganês (µg/L Mn) na água foram utilizados métodos analíticos diferentes nas duas colheitas, não foi possível detetar estes cinco elementos na 1ª colheita, embora estejam presentes na água da 2ª colheita. Observou-se um aumento dos teores de alumínio, ferro e manganês do ponto A1 até ao A3. O crómio foi apenas detetado no ponto A3. Em relação ao cádmio, verificou-se um aumento do teor no ponto A2 (19,1 µg/L Cd) que ultrapassou o valor paramétrico definido pela legislação (5 µg/L Cd). Nos resultados obtidos, foi detetado glifosato na primeira colheita do ponto A3 (0,11 µg/L). Este valor corresponde ao

valor paramétrico definido pela legislação portuguesa (0,11 µg/L) (Tabela 5.2).

Observou-se a presença de amónio (mg/L  $\text{NH}_4^+$ ) no ponto A3 (1ª colheita: 1,47 mg/L  $\text{NH}_4^+$ ; 2ª colheita: 2,06 mg/L  $\text{NH}_4^+$ ). Em ambas as colheitas os valores ultrapassaram o valor limite estabelecido pela legislação (0,5 mg/L  $\text{NH}_4^+$ ) (Tabela 5.2).

Os teores de nitrito (mg/L  $\text{NO}_2$ ), na 1ª colheita, aumentaram do ponto A1 até ao ponto A3. Contudo, foi no ponto A3 (2,217 mg/L  $\text{NO}_2$ ) que se verificou um crescimento significativo da concentração de nitrito que ultrapassou o valor limite definido pela legislação (0,5 mg/L  $\text{NO}_2$ ). Na 2ª colheita, foi apenas detetado no ponto A1 (0,081 mg/L  $\text{NO}_2$ ; Tabela 5.2).

No que diz respeito ao sódio (mg/L Na), verificou-se um aumento dos teores no ponto A3, principalmente na 1ª colheita (14 mg/L Na), comparativamente com os restantes pontos. Em relação ao potássio (mg/L K), registou-se um aumento dos teores do ponto A3 (1ª colheita: 3 mg/L K; 2ª colheita: 1,9 mg/L K) em relação aos pontos A1 e A2. O zinco (µg/L Zn) foi apenas detetado na 1ª colheita do ponto A3 (50 µg/L Zn). O fosfato (mg/L  $\text{PO}_4^{2-}$ ) foi também apenas detetado no ponto A3, nas duas colheitas (1ª colheita: 0,356 mg/L  $\text{PO}_4^{2-}$ ; 2ª colheita: 0,126 mg/L  $\text{PO}_4^{2-}$ ). Os teores de lítio (µg/L Li), por sua vez, aumentaram do ponto A1 para o ponto A3 (Tabela 5.2).

O brometo (mg/L Br) foi apenas detetado na 2ª colheita, registando um aumento do teor no ponto A2 (0,121 mg/L Br). Em relação ao fluoreto (mg/L F), este apenas foi detetado na 1ª colheita dos pontos A2 e A3. Observou-se uma redução do valor da sua concentração no ponto A3 (0,043 mg/L F; Tabela 5.2).

Em relação aos parâmetros carência bioquímica de oxigénio ( $\text{CBO}_5$ ), carência química de oxigénio (CQO) e o elemento cobre (mg/L Cu), estes encontraram-se abaixo do limite de deteção do método utilizado (Tabela 5.2).

Tabela 5.2. Resultados obtidos nos pontos de amostragem nas duas colheitas.

Parâmetros	A1		A2		A3		Valores limites
	1ªcolheita	2ªcolheita	1ªcolheita	2ªcolheita	1ªcolheita	2ªcolheita	
Alumínio total ( $\mu\text{g/L Al}$ )	< 200	55	< 200	83	< 200	103	200
Amónio ( $\text{mg/L NH}_4^+$ )	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	1,47	2,06	0,5
Brometo ( $\text{mg/L Br}$ )	<0,01	0,017	<0,01	0,121	<0,01	0,07	-
Cádmio total ( $\text{mg/L Cd}$ )	< 50	1,08	< 50	19,1	< 50	3,73	5
CBO <sub>5</sub> ( $\text{mg/L O}_2$ )	< 4	<4	< 4	< 4	< 4	< 4	-
Cobre total ( $\text{mg/L Cu}$ )	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	2
CQO ( $\text{mg/L O}_2$ )	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	-
Crómio total ( $\mu\text{g/L Cr}$ )	< 500	< 0,05	< 500	<0,05	<500	0,45	50
Ferro total ( $\mu\text{g/L Fe}$ )	< 300	45	< 300	57	<300	126	200
Fluoreto ( $\text{mg/L F}$ )	<0,01	< 0,01	0,082	< 0,01	0,043	< 0,01	1,5
Fosfato ( $\text{mg/L PO}_4^{3-}$ )	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	0,356	0,126	-
Glifosato ( $\mu\text{g/L}$ )	< 0,02	< 0,02	< 0,02	<0,02	0,11	< 0,02	0,1
Lítio ( $\mu\text{g/L Li}$ )	0,0011	< 1,00	0,0012	1,1	0,0016	1,1	5,8
Manganês total ( $\mu\text{g/L Mn}$ )	< 100	< 10	< 100	11	<100	26	50
Nitrito ( $\text{mg/L NO}_2$ )	0,083	0,081	0,089	< 0,01	2,217	< 0,01	0,5
Potássio ( $\text{mg/L K}$ )	0,6	< 0,5	0,6	0,6	3	1,9	12
Sódio ( $\text{mg/L Na}$ )	< 5	2	< 5	2	14	6	200
Zinco total ( $\mu\text{g/L Zn}$ )	< 40	< 40	< 40	< 40	50	< 40	-

### 5.3. Avaliação da Qualidade da Água

A partir da avaliação da qualidade das águas balneares, no período compreendido entre 2014-2018, foi possível observar que, no geral, a qualidade da água melhorou. Observou-se que as águas balneares de montante – Alqueirão, Cavadinho, Navarra e Adaúfe – possuem qualidade “excelente” e “boa” de água. Em Alqueirão, a água balnear foi a que apresentou melhores resultados comparativamente com as restantes águas balneares. A “excelente” qualidade da água balnear deve-se ao facto de estar inserida no Parque Nacional da Peneda-Gerês, onde a pressão urbana é reduzida. Em relação à água balnear de Cavadinho, os resultados foram reduzidos, contudo, registou-se a ocorrência de um episódio de contaminação a nível do parâmetro *Enterococos* intestinais, no mês de julho de 2018. Uma possível causa para a ocorrência desta contaminação poderá estar relacionada com uma possível descarga efetuada nas proximidades ou de uma contaminação fecal proveniente do Ribeiro de Lamas que, segundo o perfil da água balnear de Cavadinho, é identificado como uma potencial fonte de

contaminação microbiológica (APA, 2019b).

A água balnear de Adaúfe apresentou também valores reduzidos a nível dos parâmetros microbiológicos. No entanto, registou alguns episódios pontuais de contaminação. O primeiro ocorreu em junho de 2016, para o parâmetro *Enterococos* intestinais, possivelmente devido a uma possível descarga no meio hídrico e o segundo em julho de 2017, em que ambos os parâmetros ultrapassaram o valor limite. Este aumento pode ter correspondido a um episódio de contaminação pontual com origem numa possível descarga. De acordo com o Boletim Climatológico de julho de 2017 do IPMA, o dia em que se registou a precipitação máxima diária desse mês, em Braga, foi 6 de julho. Salienta-se que a amostra que apresentou estes valores foi recolhida a 7 de julho. Na ocorrência de precipitação, resíduos resultantes da agricultura e/ou pecuária podem ser arrastados para o rio, que por consequência, alteram a qualidade da água. No perfil da água balnear de Adaúfe, os campos agrícolas localizados nas proximidades estão identificados como possíveis fontes de contaminação (APA, 2019c). O terceiro episódio de contaminação ocorreu em agosto de 2017, tendo sido detetado na amostra que foi colhida no dia 22 de agosto. Através da análise do Boletim Climatológico de agosto de 2017 do IPMA, observou-se que a temperatura máxima ocorreu no dia 20 e que o mês foi extremamente seco. As temperaturas elevadas e o caudal reduzido, ou uma possível descarga no rio podem representar possíveis causas para a ocorrência do episódio de contaminação. Apesar da ocorrência de episódios de contaminação, a água balnear de Adaúfe possui qualidade “excelente” e é a única praia fluvial do Rio Cávado premiada com o galardão “Bandeira Azul”.

A água balnear de Navarra, que se localiza entre Cavadinho e Adaúfe, apresentou valores que, em média, foram superiores aos registados nas águas balneares situadas nas suas proximidades. Em consequência, obteve em 2014 e 2015 a classificação de qualidade “aceitável”. Estes resultados podem ter origem na presença de campos agrícolas nas proximidades ou a descargas clandestinas. Todavia, a qualidade da água melhorou, e em 2016, 2017 e 2018 obteve qualidade “boa”.

Os resultados obtidos na água balnear de Prado Faial, na sua zona a jusante, não foram suficientemente baixos para esta ser classificada como água balnear com qualidade “boa” ou “excelente” como as restantes águas balneares. Contudo, observou-se uma melhoria nos resultados obtidos em 2018. Consequentemente, a praia de Prado Faial, obteve em 2019, a classificação de água balnear com qualidade “boa”.

Em relação à análise aos parâmetros físico-químicos, verificou-se que o ponto A1 foi o que apresentou menores concentrações, o que indica que é um local com excelente qualidade. Estes resultados podem ser justificados pelo facto de ser um local onde a pressão urbana e industrial é reduzida

e pela desativação da ETAR de Amares.

Nos pontos de amostragem A2 e A3, alguns parâmetros ultrapassaram os valores limites estabelecidos pela legislação, devido a possíveis episódios de contaminação pontual. No ponto A2, detetou-se um episódio de contaminação em cádmio, durante a 2ª colheita, e a nível de turvação. A ocorrência de uma descarga clandestina representa uma possível justificação para este episódio de contaminação. Alguns parâmetros, nomeadamente o cálcio, magnésio, fluoreto, brometo e alcalinidade apresentaram resultados superiores no ponto A2 em relação aos pontos A1 e A3. Contudo, os teores obtidos no ponto A3 foram, no geral, superiores aos do ponto A2. De facto, observou-se para a maioria dos parâmetros, um aumento progressivo dos teores do ponto A1 até ao ponto A3. Alguns elementos como o crómio, fosfato, glifosato, zinco e amónio foram apenas detetados no ponto A3, o que sugere que os seus teores são predominantes neste ponto em relação aos anteriores. Este aumento de valores, pode ser justificado devido à presença de aglomerados industriais nas proximidades. Na 1ª colheita, verificou-se a presença de glifosato, podendo ser relacionado a um possível episódio de contaminação pontual. Observou-se que a turvação, amónio e os nitritos também ultrapassaram os valores limite estabelecidos pela legislação. Estes valores podem ter origem em possíveis descargas clandestinas ou podem corresponder a contaminações provenientes dos campos agrícolas ou das indústrias localizadas nas proximidades.

## 6. Considerações Finais e Propostas de Melhoria Ambiental

Na área de estudo da bacia hidrográfica do Rio Cávado, constata-se que, apesar da ocorrência de alguns episódios de contaminação pontual, a qualidade das águas balneares tem vindo a melhorar significativamente ao longo dos últimos 5 anos. Uma das possíveis causas para a melhoria verificada advém de um grande contributo da desativação da ETAR de Amares, que era um sistema de lagunagem, considerada como um dos principais focos de contaminação do Rio Cávado. As águas balneares que se encontram a montante da Ponte do Bico, apresentam melhor qualidade do que a água balnear de Prado Faial, que se encontra a jusante da Ponte do Bico. No entanto, a qualidade da água balnear melhorou no ano de 2018. Em relação aos resultados físico-químicos, pode concluir-se que existem duas realidades distintas no Rio Cávado, em que no ponto A1 (Praia Fluvial de Cavadinho), apresentam valores reduzidos, sendo superiores em A2 (a montante da Ponte do Bico), e apresentam valores que ultrapassaram o valor limite. Contudo, é no ponto A3 (Parque de Merendas de Padim da Graça) que os resultados são mais elevados, identificando um maior potencial de contaminação. Assim sendo, a qualidade da água do Rio Cávado tende a degradar-se desde Cavadinho até Padim da Graça, principalmente no troço entre a Ponte do Bico e Padim da Graça. Esta degradação da qualidade da água e a qualidade inferior da água balnear de Prado Faial, podem ser justificadas pelo aumento de aglomerados populacionais e industriais nas proximidades do rio e pela confluência do Rio Homem com o Rio Cávado. O Rio Homem, indiretamente, pode ser considerado como uma das possíveis causas de contaminação no Rio Cávado, devido às possíveis fontes de contaminação localizadas na proximidade, como os campos agrícolas, e deficiente saneamento básico existente com descarga direta e clandestina no rio. Em relação ao ponto de amostragem de água A3, a “má qualidade” da água poderá ser justificada pela presença de aglomerados populacionais a montante, pela indústria e campos agrícolas nas proximidades, e pela sua proximidade com a foz do Rio Torto ou Ribeira de Panóias, onde a ETAR de Frossos, principal ETAR do concelho de Braga, descarrega o seu efluente. Possivelmente, a descarga dos efluentes pode contaminar de forma indireta o Rio Cávado.

Posto isto, conclui-se que, apesar da existência de locais no Rio Cávado com boa qualidade e de águas balneares com excelente qualidade, existem locais cuja qualidade continua a ser inferior. Assim, é necessário implementar diversas medidas cuja finalidade seja uma melhoria da qualidade da água do rio nestes locais. Com uma possível melhoria da qualidade do rio, podem surgir novos locais com potencial para se tornarem praias fluviais. A nível de propostas de melhoria ambiental, é proposto um conjunto de medidas, a seguir descritas:

- Desenvolvimento de um estudo de caracterização físico-química do Rio Cávado e seus principais afluentes;
- Implementação de um programa de monitorização de qualidade da água do Rio Cávado e principais afluentes, recorrendo a parâmetros físico-químicos e microbiológicos, num período regular e contínuo;
- Identificação de possíveis fontes de contaminação e poluidoras do Rio Cávado e próximas das águas balneares interiores e criação de uma base de dados em constante atualização;
- Criação de um plano de monitorização e de uma base de dados comum aos municípios com águas balneares interiores/praias fluviais no Rio Cávado de forma a permitir a partilha de informação;
- Implementação de grupos de patrulha de preservação das praias fluviais/água balneares interiores;
- Desenvolvimento de cadastro de redes de saneamento nos núcleos urbanos/rurais de forma a determinar possíveis ligações clandestinas e focos de poluição;
- Desenvolvimento de um plano de sensibilização direcionado para a população em geral para a temática da contaminação dos rios, divulgando quais as principais causas de contaminação e medidas de melhoria da qualidade da água;
- Sensibilização e formação aos agricultores para novas soluções de gestão dos seus efluentes e/ou utilização de novos fertilizantes;
- Sensibilização das Juntas de Freguesia para a utilização de boas práticas, com a minimização do uso de pesticidas e herbicidas, adoção de técnicas alternativas ao glifosato e técnicas manuais de eliminação de plantas invasoras e limpeza de valas e valetas;
- Sensibilização dos agentes locais na utilização de boas práticas na gestão de infraestruturas das ETARs e ETAs;
- Sensibilização dos agentes económicos para uma gestão mais eficaz dos efluentes e ribeiros;
- Desenvolvimento de um Plano de Paisagem da NUT III – Cávado com o objetivo de valorização do território.

## 7. Referências Bibliográficas

Afonso, M. D. C. N. (2016). Planeamento dos Recursos Hídricos e Ordenamento do Território em São Tomé e Príncipe-Região Autónoma do Príncipe. Dissertação para obtenção de Grau de Mestre em Gestão e Políticas Ambientais. Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal.

APA. (2019a). Diretiva das Águas Balneares. Acessível em: <https://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=7&sub2ref=818&sub3ref=1290> [consultado em 30 de junho de 2019].

APA. (2019b). Perfil da Água Balnear Cavadinho. Administração da Região Hidrográfica do Norte.

APA. (2019c). Perfil da Água Balnear Adaúfe. Administração da Região Hidrográfica do Norte.

APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), & WEF (Water Environmental Federation). (1992). Em A. E. Greenberg, L. S. Clesceri, & A. D. Eaton (Edits.). Standard Methods for the Examination of Water and WasteWater (18<sup>o</sup> ed.).

ASAE. (2019). Escherichia coli. Acessível em: <http://www.asae.gov.pt/?cn=541054135465AAAAAAAAAAAA> [consultado em 11 de fevereiro de 2019].

Baltazar, S. C. P. (2010). Mapas Bioclimáticos de Lisboa. Dissertação para obtenção do Grau Mestre em Geografia Física e Ordenamento do Território. Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.

Brás, A. F. S. (2019). Avaliação dos Riscos Ambientais e qualidade da água numa bacia hidrográfica – caso de estudo no rio Vizela (Norte de Portugal). Dissertação para obtenção do Grau Mestre em Ciências e Tecnologias do Ambiente – Especialização em Monitorização e Remediação Ambiental. Universidade do Minho, Braga, Portugal.

Brito, A. G., Pinho, J. L., & Costa, S. (2008). Estudo de valorização e desenvolvimento estratégico dos Rios Cávado e Homem: conhecer e preservar para usufruir: relatório final, documento técnico (pp. 1-160). Associação de Municípios do Vale do Cávado.

Brondani, G. C. (2015). Identificação das fontes de contaminação fecal nas águas superficiais do Rio Tejo. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Genética Molecular e Biomedicina. Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal.

Carles, L., Gardon, H., Joseph, L., Sanchís, J., Farré, M., & Artigas, J. (2019). Meta-analysis of glyphosate contamination in surface waters and dissipation by biofilms. *Environment international*, 124, 284-293.

Carvalho, A., & Nunes, E. (2019) Guia de Boas Práticas – versão preliminar. Comunidade Intermunicipal do Cávado – CIM-Cávado.

Carvalho, M. C. A. D. S. (2011). Estudo da qualidade microbiológica de águas balneares no Norte de Portugal: Resistência aos  $\beta$ -lactâmicos em isolados gram negativo, indicadores de contaminação fecal. Dissertação para obtenção do Grau Mestre em Controlo de Qualidade. Universidade do Porto, Porto, Portugal.

CIM Cávado. (2012). Tertúlias sobre o Rio Cávado.



CIM Cávado. (2019a). Rede de Praias Fluviais do Cávado. Acessível em: <https://www.cimcavado.pt/2017/08/10/rede-de-praias-fluviais-do-cavado/> [consultado em 16 de junho de 2019.]

CIM Cávado. (2019b). Estudo de Valorização e Desenvolvimento dos Rios Cávado e Homem. Acessível: <https://www.cimcavado.pt/2017/08/10/estudo-de-valorizacao-e-desenvolvimento-dos-rios-cavado-e-homem/> [consultado em 16 de junho de 2019].

Diário da República. (1998). Decreto-Lei n.º 236/1998 de 1 de agosto de 1998, DR n.º 176 | Série. Ministério do Ambiente.

Diário da República. (2009). Decreto-Lei n.º 135/2009 de 3 de junho de 2009, DR n.º 107 I Série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Diário da República. (2012). Decreto-Lei n.º 113/2012 de 23 de maio de 2012, DR n.º 100 I Série. Ministério da Agricultura, do Mar e do Ordenamento do Território.

Diário da República. (2017). Decreto-Lei n.º 152/2017 de 7 de dezembro de 2017, DR n.º 235 I Série. Ministério do Ambiente.

DGS. (2017). Execução do Programa de Vigilância Sanitária das Zonas Balneares Interiores. Relatório n.º 10/2017. Direção Geral da Saúde.

Dojlido, J., & Best, G. A. (1993). Chemistry of water and water pollution. Ellis Horwood Limited.

Du, Y., Ma, T., Deng, Y., Shen, S., & Lu, Z. (2017). Sources and fate of high levels of ammonium in surface water and shallow groundwater of the Jiangnan Plain, Central China. Environmental Science: Processes & Impacts, 19(2), 161-172.

EEA. (2015). European Bathing Water Quality in 2014. Publications Office of the European Union.

EEA. (2016a). European water policies and human health – Combining reported environmental information. Publications Office of the European Union.

EEA. (2016b). European Bathing Water Quality in 2015. Publications Office of the European Union.

EEA. (2017). European Bathing Water Quality in 2016. Publications Office of the European Union.

EEA. (2018a). European Bathing Water Quality in 2017. Publications Office of the European Union.

EEA. (2018b). Sources of Pollution. Acessível em: <https://www.eea.europa.eu/archived/archived-content-water-topic/water-pollution/figures-and-maps/sources-of-pollution/view> [consultado em 30 de agosto de 2019].

EEA. (2019). European Bathing Water Quality in 2018. Publications Office of the European Union.

EPA. (2001). Parameters of Water Quality: Interpretation and Standards. Environmental Protection Agency.

Faroon, O., Ashizawa, A., Wright, S., Tucker, P., Jenkins, K., Ingerman, L., & Rudisill, C. (2012). Toxicological profile for cadmium.

Feio, M. J., & Ferreira, V. (2019). Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações. Imprensa da Universidade de Coimbra.

Flores, C. E., Loureiro, L., Bessa, L. J., & da Costa, P. M. (2013). Presence of multidrug-resistant *E. coli*, *Enterococcus* spp. and *Salmonella* spp. in lakes and fountains of Porto, Portugal. *Journal of Water Resource and Protection*, 5(11), 1117.

Goldstein, S. (2011). Caracterização ambiental de praias fluviais de Portugal Continental. Dissertação para obtenção do Grau de mestre em Ecologia e Gestão Ambiental. Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.

Gonçalves, R. I. L. D. S. (2009). Metodologia para acreditação dos métodos de análise de sólidos suspensos e dissolvidos em águas. Dissertação para obtenção de Grau de Mestre em Engenharia Química. Universidade do Porto, Porto, Portugal.

Grundfos. (2019). Águas pluviais. Acessível em: <https://pt.grundfos.com/servico/encyclopedia-search/stormwater.html> [consultado em 19 de março de 2019].

Henriques, V. L. D. S. (2010). Monitorização da qualidade da água na bacia hidrográfica do Vouga V. Dissertação para a obtenção do Grau Mestre em Engenharia do Ambiente. Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.

ICNF. (2019a). Parque Natural Litoral Norte. Acessível em: <http://www2.icnf.pt/portal/ap/p-nat/pnlm> [consultado a 30 de junho de 2019].

ICNF. (2019b). Parque Nacional da Peneda-Gerês. Acessível em: <http://www2.icnf.pt/portal/ap/pnpg> [consultado a 30 de junho de 2019].

IPMA. (2017a). Boletim Climatológico julho 2017: Portugal Continental. Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P.

IPMA. (2017b). Boletim Climatológico agosto 2017: Portugal Continental. Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P.

IPMA. (2018). Boletim Climatológico novembro 2018: Portugal Continental. Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P.

IPMA. (2019a). Boletim Climatológico abril 2019: Portugal Continental. Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P.

IPMA. (2019b). Serviços de Clima - Cenários Climáticos para Portugal Continental no Século XXI. Acessível em: <http://www.ipma.pt/pt/oclima/servicos.clima/index.jsp?page=cenarios21.clima.xml> [consultado em 7 de julho].

Jesus, Â. V. D. (2012). Contributos para o estabelecimento de descargas máximas diárias de poluentes na bacia hidrográfica do rio Cávado. Dissertação para obtenção do Grau Mestre em Engenharia Civil. Universidade do Minho, Braga, Portugal.

Kistemann, T., Schmidt, A., & Flemming, H. C. (2016). Post-industrial river water quality—Fit for bathing again?. *International journal of hygiene and environmental health*, 219(7), 629-642.

Kundzewicz, Z. W., & Krysanova, V. (2010). Climate change and stream water quality in the multi-factor context. *Climatic Change*, 103(3-4), 353-362.

Lacasta, N. & Lacerda, M. (2012). Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça (RH2). Relatório de Base. Parte 2 – Caracterização e Diagnóstico da Região Hidrográfica. Agência Portuguesa do Ambiente.

Lacasta, N., Ribeiro, S. A., & Seixas, A. (2016a). Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça (RH2). Parte 2 - Caracterização e Diagnóstico. Agência Portuguesa do Ambiente.

Lacasta, N., Ribeiro, S.A., & Seixas, A. (2016b). Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Cávado, Ave e Leça (RH2). Resumo Não Técnico. Agência Portuguesa do Ambiente.

Loague, K., & Corwin, D. L. (2005). Point and non point source pollution. *Encyclopedia of hydrological sciences*.

Luis, J. C. M. (2013). Hidroconflitos na bacia hidrográfica do rio Cávado: uma análise geográfica a partir do contributo do Serviço de Proteção da Natureza e do Ambiente. Dissertação para obtenção do Grau Mestre em Geografia - Especialização em Planeamento e Gestão do Território. Universidade do Minho, Braga, Portugal.

Malcangio, D., Donvito, C., & Ungaro, N. (2018). Statistical Analysis of Bathing Water Quality in Puglia Region (Italy). *International journal of environmental research and public health*, 15(5), 1010.

Matos, A. (2009). Riscos para a saúde humana resultantes da exposição a Enterococos intestinais. Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo.

Medina, A. E. C. M. (2015). Implementação de planos de controlo de qualidade de água para consumo humano. Dissertação para o Grau de Mestre em Gestão Ambiental. Instituto Politécnico de Coimbra, Coimbra, Portugal.

Milieu Consulting SPRL. (2019). Support to the assessment of Member States' compliance with the Bathing Water Directive 2006/7/EC (BWD). Final EU Overview Report.

Moreira, C. O., & Santos, N. P. D. (2016). Turismo fluvial em Portugal Continental: Oferta e potencialidades. *Territórios de Água | Water Territoires*, 255-271.

Néry, F. (2007). Nomenclatura CORINE Land Cover: versão portuguesa comentada. Lisboa: Instituto Geográfico Português.

Nnaji, J. C., Uzairu, A., Harrison, G. F. S., & Balarabe, M. L. (2011). Effect of pollution on the physico-chemical parameters of water and sediments of river Galma, Zaria, Nigeria. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 3(4), 314-320.

Owa, F. W. (2014). Water pollution: sources, effects, control and management. *International Letters of Natural Sciences*, 3.

Patil, P. N., Sawant, D. V., & Deshmukh, R. N. (2012). Physico-chemical parameters for testing of water- A review. *International Journal of Environmental Sciences*, 3(3), 1194.

PORDATA. (2019). Densidade populacional segundo os Censos. Acessível em:

<https://www.pordata.pt/DB/Municipios/Ambiente+de+Consulta/Tabela> [consultado em 22 de maio de 2019].

Portal do Clima. (2019). Portal do Clima - Alterações Climáticas em Portugal. Acessível em: <http://portaldoclima.pt/pt/> [consultado em 21 de maio de 2019].

REA (2019). Águas balneares | Relatório do Estado do Ambiente. Acessível em: <https://rea.apambiente.pt/content/%C3%A1guas-balneares> [consultado em 3 de setembro de 2019].

Reis, V. (2018). Qualidade das Águas Balneares em Portugal: III Reunião sobre Análises Microbiológicas de Água. Agência Portuguesa do Ambiente.

SNIRH. (2018). Dados Sintetizados - Águas balneares. Acessível em: <https://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=1&idItem=2.1> [consultado em 16 de dezembro de 2018].

Sousa, E. R. (2001). Noções sobre qualidade da água. Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal.

Vasconcelos, A. S. B. D. (2015). Estudo da qualidade da água do Rio Ave: relevância da relação entre indicadores microbiológicos, macroinvertebrados e parâmetros físico-químicos. Dissertação para obtenção do Grau Mestre em Biologia e Gestão da Qualidade de Água. Universidade do Porto, Porto, Portugal.

Vieira, J. M. P. (2018). Água e Saúde Pública. Edições Sílabo (1ª ed.).

WHO. (2004). Guidelines for drinking-water quality (Vol. 1). World Health Organization.

## 8. Anexos

### 8.1. Anexo I – Resultados das Análises Microbiológicas

Água Balnear de Alqueirão						
2014						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	03/06/2014	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	17/06/2014	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	08/07/2014	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	29/07/2014	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	19/08/2014	94	MPN/ 100 mL	77	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	09/09/2014	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
2015						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	02/06/2015	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	16/06/2015	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	07/07/2015	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	28/07/2015	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	18/08/2015	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	08/09/2015	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
2016						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	07/06/2016	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	28/06/2016	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	19/07/2016	-	MPN/ 100 mL	61	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	09/08/2016	46	MPN/ 100 mL	61	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	30/08/2016	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
2017						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	06/06/2017	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	27/06/2017	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	18/07/2017	110	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	08/08/2017	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	29/08/2017	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
2018						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	05/06/2018	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	26/06/2018	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	17/07/2018	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte

agosto	07/08/2018	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	28/08/2018	30	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte

Água Balnear de Cavadinho						
2014						
Mês	Data	<i>Enterococos Intestinais</i>	Método	<i>Escherichia coli</i>	Método	Fonte
junho	03/06/2014	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	17/06/2014	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	08/07/2014	-	MPN/ 100 mL	77	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	29/07/2014	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	19/08/2014	-	MPN/ 100 mL	45	MPN/ 100 mL	ARH Norte
2015						
Mês	Data	<i>Enterococos Intestinais</i>	Método	<i>Escherichia coli</i>	Método	Fonte
junho	02/06/2015	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/100 mL	ARH Norte
	16/06/2015	-	MPN/ 100 mL	61	MPN/100 mL	ARH Norte
julho	07/07/2015	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/100 mL	ARH Norte
	28/07/2015	-	MPN/ 100 mL	46	MPN/100 mL	ARH Norte
agosto	18/08/2015	15	MPN/ 100 mL	30	MPN/100 mL	ARH Norte
setembro	08/09/2015	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/100 mL	ARH Norte
2016						
Mês	Data	<i>Enterococos Intestinais</i>	Método	<i>Escherichia coli</i>	Método	Fonte
junho	07/06/2016	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	20/06/2016	32	UFC/ 100 mL	15	UFC/ 100 mL	CM Braga
	28/06/2016	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	04/07/2016	7	UFC/ 100 mL	3	UFC/ 100 mL	CM Braga
	11/07/2016	9	UFC/ 100 mL	4	UFC/ 100 mL	CM Braga
	19/07/2016	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	25/07/2016	9	UFC/ 100 mL	35	UFC/ 100 mL	CM Braga
agosto	01/08/2016	19	UFC/ 100 mL	11	UFC/ 100 mL	CM Braga
	09/08/2016	15	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	16/08/2016	15	UFC/ 100 mL	6	UFC/ 100 mL	CM Braga
	22/08/2016	6	UFC/ 100 mL	37	UFC/ 100 mL	CM Braga
	30/08/2016	-	MPN/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	05/09/2016	17	UFC/ 100 mL	41	UFC/ 100 mL	CM Braga
2017						
Mês	Data	<i>Enterococos Intestinais</i>	Método	<i>Escherichia coli</i>	Método	Fonte
junho	06/06/2017	-	MPN/ 100 mL	465	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	20/06/2017	10	UFC/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	CM Braga
	27/06/2017	-	MPN/ 100 mL	272	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	04/07/2017	24	UFC/ 100 mL	94	MPN/ 100 mL	CM Braga
	11/07/2017	75	UFC/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	CM Braga

	18/07/2017	-	MPN/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	25/07/2017	120	UFC/ 100 mL	61	MPN/ 100 mL	CM Braga
agosto	01/08/2017	40	UFC/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	CM Braga
	08/08/2017	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	16/08/2017	22	UFC/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	CM Braga
	22/08/2017	110	UFC/ 100 mL	77	MPN/ 100 mL	CM Braga
	29/08/2017	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	05/09/2017	40	UFC/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	CM Braga
<b>2018</b>						
<b>Mês</b>	<b>Data</b>	<b><i>Enterococos Intestinais</i></b>	<b>Método</b>	<b><i>Escherichia coli</i></b>	<b>Método</b>	<b>Fonte</b>
junho	05/06/2018	-	MPN/ 100 mL	127	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	19/06/2018	5	UFC/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	CM Braga
	26/06/2018	-	MPN/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	03/07/2018	9	UFC/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	CM Braga
	10/07/2018	11	UFC/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	CM Braga
	17/07/2018	-	MPN/ 100 mL	61	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	24/07/2018	820	UFC/ 100 mL	370	MPN/ 100 mL	CM Braga
	31/07/2018	7	UFC/ 100 mL	60	MPN/ 100 mL	CM Braga
agosto	07/08/2018	-	MPN/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	14/08/2018	2	UFC/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	CM Braga
	21/08/2018	38	UFC/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	CM Braga
	28/08/2018	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	04/09/2018	5	UFC/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	CM Braga

<b>Água Balnear de Navarra</b>						
<b>2014</b>						
<b>Mês</b>	<b>Data</b>	<b><i>Enterococos Intestinais</i></b>	<b>Método</b>	<b><i>Escherichia coli</i></b>	<b>Método</b>	<b>Fonte</b>
junho	03/06/2014	15	MPN/ 100 mL	110	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	17/06/2014	-	MPN/ 100 mL	61	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	25/06/2014	15	MPN/ 100 mL	461	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	01/07/2014	-	MPN/ 100 mL	476	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	08/07/2014	15	MPN/ 100 mL	232	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	15/07/2014	15	MPN/ 100 mL	289	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	22/07/2014	-	MPN/ 100 mL	234	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	29/07/2014	-	MPN/ 100 mL	327	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	05/08/2014	-	MPN/ 100 mL	195	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	12/08/2014	-	MPN/ 100 mL	640	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	19/08/2014	-	MPN/ 100 mL	327	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	26/08/2014	-	MPN/ 100 mL	195	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	02/09/2014	-	MPN/ 100 mL	591	MPN/ 100 mL	ARH Norte
<b>2015</b>						

Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	02/06/2015	-	MPN/ 100 mL	161	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	16/06/2015	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	23/06/2015	-	MPN/ 100 mL	861	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	30/06/2015	-	MPN/ 100 mL	534	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	07/07/2015	-	MPN/ 100 mL	94	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	14/07/2015	-	MPN/ 100 mL	232	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	21/07/2015	-	MPN/ 100 mL	94	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	28/07/2015	-	MPN/ 100 mL	144	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	04/08/2015	-	MPN/ 100 mL	93	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	11/08/2015	-	MPN/ 100 mL	126	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	18/08/2015	-	MPN/ 100 mL	127	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	25/08/2015	-	MPN/ 100 mL	600	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	01/09/2015	-	MPN/ 100 mL	549	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	08/09/2015	-	MPN/ 100 mL	77	MPN/ 100 mL	ARH Norte
<b>2016</b>						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	07/06/2016	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	21/06/2016	-	MPN/ 100 mL	234	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	28/06/2016	-	MPN/ 100 mL	61	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	05/07/2016	-	MPN/ 100 mL	93	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	11/07/2016	-	MPN/ 100 mL	697	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	19/07/2016	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	26/07/2016	15	MPN/ 100 mL	126	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	02/08/2016	-	MPN/ 100 mL	92	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	09/08/2016	-	MPN/ 100 mL	215	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	16/08/2016	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	23/08/2016	-	MPN/ 100 mL	142	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	30/08/2016	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	06/09/2016	-	MPN/ 100 mL	144	MPN/ 100 mL	ARH Norte
<b>2017</b>						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	06/06/2017	-	MPN/ 100 mL	61	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	20/06/2017	-	MPN/ 100 mL	232	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	27/06/2017	400	UFC/ 100 mL	161	MPN/ 100 mL	CM Braga
julho	04/07/2017	15	MPN/ 100 mL	126	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	11/07/2017	59	UFC/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	CM Braga
	18/07/2017	15	MPN/ 100 mL	253	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	25/07/2017	20	UFC/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	CM Braga
agosto	01/08/2017	-	MPN/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	08/08/2017	12	UFC/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	CM Braga
	16/08/2017	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte



	22/08/2017	48	UFC/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	CM Braga
	29/08/2017	-	MPN/ 100 mL	77	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	05/09/2017	6	UFC/ 100 mL	77	MPN/ 100 mL	CM Braga
<b>2018</b>						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	05/06/2018	-	MPN/ 100 mL	307	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	19/06/2018	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	26/06/2018	69	UFC/ 100 mL	110	MPN/ 100 mL	CM Braga
julho	03/07/2018	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	10/07/2018	77	UFC/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	CM Braga
	17/07/2018	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	24/07/2018	38	UFC/ 100 mL	190	MPN/ 100 mL	CM Braga
	31/07/2018	-	MPN/ 100 mL	94	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	07/08/2018	40	UFC/ 100 mL	1200	MPN/ 100 mL	CM Braga
	13/08/2018	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	21/08/2018	28	UFC/ 100 mL	61	MPN/ 100 mL	CM Braga
	28/08/2018	-	MPN/ 100 mL	234	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	04/09/2018	15	UFC/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	CM Braga

<b>Água Balnear de Adaúfe</b>						
<b>2014</b>						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	03/06/2014	-	MPN/100 mL	15	MPN/100 mL	ARH Norte
	17/06/2014	-	MPN/100 mL	61	MPN/100 mL	ARH Norte
	25/06/2014	-	MPN/100 mL	371	MPN/100 mL	ARH Norte
julho	01/07/2014	-	MPN/100 mL	289	MPN/100 mL	ARH Norte
	08/07/2014	15	MPN/100 mL	213	MPN/100 mL	ARH Norte
	15/07/2014	-	MPN/100 mL	232	MPN/100 mL	ARH Norte
	22/07/2014	-	MPN/100 mL	61	MPN/100 mL	ARH Norte
	29/07/2014	-	MPN/100 mL	-	MPN/100 mL	ARH Norte
agosto	05/08/2014	-	MPN/100 mL	94	MPN/100 mL	ARH Norte
	12/08/2014	-	MPN/100 mL	30	MPN/100 mL	ARH Norte
	19/08/2014	-	MPN/100 mL	77	MPN/100 mL	ARH Norte
	26/08/2014	-	MPN/100 mL	61	MPN/100 mL	ARH Norte
setembro	02/09/2014	-	MPN/100 mL	161	MPN/100 mL	ARH Norte
	09/09/2014	46	MPN/100 mL	197	MPN/100 mL	ARH Norte
<b>2015</b>						
Mês	Data	<i>Enterococos</i> Intestinais	Método	<i>Escherichia</i> <i>coli</i>	Método	Fonte
junho	02/06/2015	-	MPN/100 mL	195	MPN/100 mL	ARH Norte
	16/06/2015	-	MPN/100 mL	61	MPN/100 mL	ARH Norte
	22/06/2015	39	UFC/100 mL	180	UFC/100 mL	CM Braga

	30/06/2015	-	MPN/100 mL	144	MPN/100 mL	ARH Norte
julho	06/07/2015	40	UFC/100 mL	15	UFC/100 mL	CM Braga
	14/07/2015	-	MPN/100 mL	126	MPN/100 mL	ARH Norte
	20/07/2015	8	UFC/100 mL	720	UFC/100 mL	CM Braga
	28/07/2015	-	MPN/100 mL	127	MPN/100 mL	ARH Norte
agosto	03/08/2015	8	UFC/100 mL	124	UFC/100 mL	CM Braga
	11/08/2015	-	MPN/100 mL	127	MPN/100 mL	ARH Norte
	17/08/2015	22	UFC/100 mL	19	UFC/100 mL	CM Braga
	25/08/2015	15	MPN/100 mL	759	MPN/100 mL	ARH Norte
	27/08/2015	22	UFC/100 mL	68	UFC/100 mL	CM Braga
	31/08/2015	6	UFC/100 mL	90	UFC/100 mL	CM Braga
setembro	03/09/2015	49	UFC/100 mL	52	UFC/100 mL	CM Braga
	08/09/2015	-	MPN/100 mL	144	MPN/100 mL	ARH Norte
<b>2016</b>						
<b>Mês</b>	<b>Data</b>	<b><i>Enterococos</i> Intestinais</b>	<b>Método</b>	<b><i>Escherichia</i> <i>coli</i></b>	<b>Método</b>	<b>Fonte</b>
junho	07/06/2016	-	MPN/ 100 mL	144	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	20/06/2016	890	UFC/ 100 mL	44	UFC/ 100 mL	CM Braga
	28/06/2016	-	MPN/ 100 mL	126	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	04/07/2016	11	UFC/ 100 mL	16	UFC/ 100 mL	CM Braga
	11/07/2016	45	UFC/ 100 mL	380	UFC/ 100 mL	CM Braga
	19/07/2016	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	25/07/2016	88	UFC/ 100 mL	15	UFC/ 100 mL	CM Braga
agosto	01/08/2016	12	UFC/ 100 mL	23	UFC/ 100 mL	CM Braga
	09/08/2016	-	MPN/ 100 mL	251	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	16/08/2016	15	UFC/ 100 mL	6	UFC/ 100 mL	CM Braga
	22/08/2016	17	UFC/ 100 mL	49	UFC/ 100 mL	CM Braga
	30/08/2016	30	MPN/ 100 mL	1317	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	02/09/2016	25	UFC/ 100 mL	55	UFC/ 100 mL	CM Braga
	05/09/2016	13	UFC/ 100 mL	27	UFC/ 100 mL	CM Braga
	09/09/2016	31	UFC/ 100 mL	25	UFC/ 100 mL	CM Braga
<b>2017</b>						
<b>Mês</b>	<b>Data</b>	<b><i>Enterococos</i> Intestinais</b>	<b>Método</b>	<b><i>Escherichia</i> <i>coli</i></b>	<b>Método</b>	<b>Fonte</b>
junho	06/06/2017	-	MPN/100 mL	46	MPN/100 mL	ARH Norte
	20/06/2017	100	UFC/ 100 mL	61	MPN/100 mL	CM Braga
	27/06/2017	-	MPN/100 mL	800	MPN/100 mL	ARH Norte
	30/06/2017	50	UFC/ 100 mL	-	MPN/100 mL	CM Braga
julho	04/07/2017	20	UFC/ 100 mL	46	MPN/100 mL	CM Braga
	07/07/2017	1300	UFC/ 100 mL	4005	MPN/100 mL	CM Braga
	11/07/2017	44	UFC/ 100 mL	46	MPN/100 mL	CM Braga
	18/07/2017	-	MPN/100 mL	15	MPN/100 mL	ARH Norte
	25/07/2017	20	UFC/ 100 mL	270	MPN/100 mL	CM Braga
agosto	01/08/2017	20	UFC/ 100 mL	-	MPN/100 mL	CM Braga
	08/08/2017	-	MPN/100 mL	15	MPN/100 mL	ARH Norte

	16/08/2017	14	UFC/ 100 mL	30	MPN/100 mL	CM Braga
	22/08/2017	1400	UFC/ 100 mL	309	MPN/100 mL	CM Braga
	28/08/2017	230	UFC/ 100 mL	177	MPN/100 mL	CM Braga
	29/08/2017	-	MPN/100 mL	77	MPN/100 mL	ARH Norte
setembro	05/09/2017	170	UFC/ 100 mL	110	MPN/100 mL	CM Braga
<b>2018</b>						
Mês	Data	<i>Enterococos Intestinais</i>	Método	<i>Escherichia coli</i>	Método	Fonte
junho	05/06/2018	-	MPN/ 100 mL	161	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	19/06/2018	6	UFC/100 mL	30	MPN/ 100 mL	CM Braga
	26/06/2018	-	MPN/ 100 mL	272	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	03/07/2018	23	UFC/100 mL	30	MPN/ 100 mL	CM Braga
	10/07/2018	23	UFC/100 mL	30	MPN/ 100 mL	CM Braga
	17/07/2018	-	MPN/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	24/07/2018	32	UFC/100 mL	-	MPN/ 100 mL	CM Braga
	31/07/2018	33	UFC/100 mL	75	MPN/ 100 mL	CM Braga
agosto	07/08/2018	-	MPN/ 100 mL	110	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	14/08/2018	33	UFC/100 mL	30	MPN/ 100 mL	CM Braga
	21/08/2018	49	UFC/100 mL	177	MPN/ 100 mL	CM Braga
	28/08/2018	-	MPN/ 100 mL	215	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	04/09/2018	35	UFC/100 mL	15	MPN/ 100 mL	CM Braga

<b>Água Balnear de Prado Faial</b>						
<b>2014</b>						
Mês	Data	<i>Enterococos Intestinais</i>	Método	<i>Escherichia coli</i>	Método	Fonte
junho	03/06/2014	-	MPN/ 100 mL	160	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	17/06/2014	-	MPN/ 100 mL	213	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	25/06/2014	-	MPN/ 100 mL	1431	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	01/07/2014	15	MPN/ 100 mL	419	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	08/07/2014	-	MPN/ 100 mL	192	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	15/07/2014	-	MPN/ 100 mL	230	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	22/07/2014	-	MPN/ 100 mL	675	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	29/07/2014	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	05/08/2014	-	MPN/ 100 mL	529	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	12/08/2014	-	MPN/ 100 mL	955	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	19/08/2014	-	MPN/ 100 mL	585	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	26/08/2014	30	MPN/ 100 mL	1391	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	02/09/2014	-	MPN/ 100 mL	412	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	09/09/2014	46	MPN/ 100 mL	442	MPN/ 100 mL	ARH Norte
<b>2015</b>						
Mês	Data	<i>Enterococos Intestinais</i>	Método	<i>Escherichia coli</i>	Método	Fonte
junho	02/06/2015	-	MPN/ 100 mL	353	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	16/06/2015	-	MPN/ 100 mL	438	MPN/ 100 mL	ARH Norte

	18/06/2015	33	UFC/ 100 mL	101	UFC/ 100 mL	CM Vila Verde
	23/06/2015	-	MPN/ 100 mL	194	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	30/06/2015	-	MPN/ 100 mL	177	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	07/07/2015	-	MPN/ 100 mL	415	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	09/07/2015	2	UFC/ 100 mL	9	UFC/ 100 mL	CM Vila Verde
	14/07/2015	-	MPN/ 100 mL	704	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	21/07/2015	77	MPN/ 100 mL	509	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	28/07/2015	-	MPN/ 100 mL	46	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	04/08/2015	-	MPN/ 100 mL	77	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	06/08/2015	13	UFC/ 100 mL	11	UFC/ 100 mL	CM Vila Verde
	11/08/2015	-	MPN/ 100 mL	77	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	18/08/2015	15	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	25/08/2015	-	MPN/ 100 mL	251	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	01/09/2015	-	MPN/ 100 mL	393	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	03/09/2015	49	UFC/ 100 mL	30	UFC/ 100 mL	CM Vila Verde
	08/09/2015	-	MPN/ 100 mL	442	MPN/ 100 mL	ARH Norte
<b>2016</b>						
<b>Mês</b>	<b>Data</b>	<b><i>Enterococos Intestinais</i></b>	<b>Método</b>	<b><i>Escherichia coli</i></b>	<b>Método</b>	<b>Fonte</b>
junho	07/06/2016	-	MPN/ 100 mL	606	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	21/06/2016	-	MPN/ 100 mL	234	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	28/06/2016	-	MPN/ 100 mL	127	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	05/07/2016	-	MPN/ 100 mL	893	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	11/07/2016	-	MPN/ 100 mL	212	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	19/07/2016	-	MPN/ 100 mL	110	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	26/07/2016	-	MPN/ 100 mL	109	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	02/08/2016	-	MPN/ 100 mL	408	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	09/08/2016	-	MPN/ 100 mL	415	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	16/08/2016	-	MPN/ 100 mL	412	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	23/08/2016	-	MPN/ 100 mL	270	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	30/08/2016	-	MPN/ 100 mL	251	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	06/09/2016	30	MPN/ 100 mL	160	MPN/ 100 mL	ARH Norte
<b>2017</b>						
<b>Mês</b>	<b>Data</b>	<b><i>Enterococos Intestinais</i></b>	<b>Método</b>	<b><i>Escherichia coli</i></b>	<b>Método</b>	<b>Fonte</b>
junho	06/06/2017	30	MPN/ 100 mL	1706	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	12/06/2017	-	MPN/ 100 mL	253	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	20/06/2017	-	MPN/ 100 mL	509	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	27/06/2017	-	MPN/ 100 mL	330	MPN/ 100 mL	ARH Norte
julho	04/07/2017	15	MPN/ 100 mL	292	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	11/07/2017	-	MPN/ 100 mL	434	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	18/07/2017	-	MPN/ 100 mL	234	MPN/ 100 mL	ARH Norte

	25/07/2017	15	MPN/ 100 mL	332	MPN/ 100 mL	ARH Norte
agosto	01/08/2017	15	MPN/ 100 mL	397	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	08/08/2017	15	MPN/ 100 mL	848	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	16/08/2017	-	MPN/ 100 mL	-	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	22/08/2017	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
	29/08/2017	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/ 100 mL	ARH Norte
setembro	05/09/2017	-	MPN/ 100 mL	61	MPN/ 100 mL	ARH Norte
<b>2018</b>						
Mês	Data	<i>Enterococos Intestinais</i>	Método	<i>Escherichia coli</i>	Método	Fonte
junho	05/06/2018	-	MPN/ 100 mL	215	MPN/100 mL	ARH Norte
	19/06/2018	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/100 mL	ARH Norte
	26/06/2018	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/100 mL	ARH Norte
julho	03/07/2018	-	MPN/ 100 mL	110	MPN/100 mL	ARH Norte
	10/07/2018	-	MPN/ 100 mL	61	MPN/100 mL	ARH Norte
	17/07/2018	-	MPN/ 100 mL	61	MPN/100 mL	ARH Norte
	24/07/2018	-	MPN/ 100 mL	15	MPN/100 mL	ARH Norte
	31/07/2018	-	MPN/ 100 mL	77	MPN/100 mL	ARH Norte
agosto	07/08/2018	-	MPN/ 100 mL	143	MPN/100 mL	ARH Norte
	13/08/2018	-	MPN/ 100 mL	30	MPN/100 mL	ARH Norte
	21/08/2018	-	MPN/ 100 mL	309	MPN/100 mL	ARH Norte
	28/08/2018	-	MPN/ 100 mL	94	MPN/100 mL	ARH Norte
setembro	04/09/2018	46	MPN/ 100 mL	61	MPN/100 mL	ARH Norte

## 8.2. Anexo II - Resultados das Análises Físico-Químicas

Parâmetros		A1		A2		A3	
		1ª colheita	2ª colheita	1ª colheita	2ª colheita	1ª colheita	2ª colheita
<b>Determinações em Laboratório</b>							
<b>Laboratório Microchem</b>	Alumínio total ( $\mu\text{g/L Al}$ )	< 200	55	< 200	83	< 200	103
	Amônio ( $\text{mg/L NH}_4^+$ )	< 0,20	<0,20	< 0,20	< 0,20	1,47	2,06
	Arsênio total ( $\mu\text{g/L As}$ )	0,46	0,18	0,44	0,24	2,19	0,73
	Bário ( $\mu\text{g/L Ba}$ )	0,0025	0,0019	0,0043	0,0026	0,0047	0,0071
	Bicarbonatos (hidrogenocarbonatos) ( $\text{mg/L HCO}_3^-$ )	7,32	6,59	8,05	6,83	23,7	21
	Cádmio total ( $\mu\text{g/L Cd}$ )	< 50	1,08	< 50	19,1	< 50	3,73
	Cálcio ( $\text{mg/L Ca}$ )	2,9	1,6	10,2	1,6	5,8	3,6

	Carência bioquímica de oxigénio (mg/L O <sub>2</sub> )	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4
	Carência química de oxigénio (mg/L O <sub>2</sub> )	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
	Cobre total (mg/L Cu)	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
	Crómio total (µg/L Cr)	< 500	< 0,05	< 500	< 0,05	< 500	0,45
	Ferro total (µg/L Fe)	< 300	45	< 300	57	< 300	126
	Glifosato (µg/L)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,11	< 0,02
	Lítio (µg/L Li)	0,0011	< 1,00	0,0012	1,1	0,0016	1,1
	Magnésio (mg/L Mg)	2,8	0,6	17,7	0,6	10,9	0,9
	Manganês total (µg/L Mn)	< 100	< 10	< 100	11	< 100	26
	Potássio (mg/L K)	0,6	< 0,5	0,6	0,6	3	1,9
	Sódio (mg/L Na)	< 5	2	< 5	2	14	6
	Sólidos dissolvidos totais (mg/L SDT)	12,4	13,1	12,6	16,6	59,2	43,1
	Turvação (NTU)	0,55	0,89	0,43	2,02	0,82	4,76
	Zinco (µg/L Zn)	< 40	< 40	< 40	< 40	50	< 40
Laboratório de Águas – Departamento de Ciências da Terra, Universidade do Minho	Alcalinidade total (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	4,52	3,93	4,75	33,29	8,68	16,92
	Brometo (mg/L Br)	< 0,01	0,017	< 0,01	0,121	< 0,01	0,07
	Cloreto (mg/L Cl)	3,508	3,308	3,601	4,072	17,092	8,968
	Condutividade (mS/cm)	20,5	20,8	21,8	72,3	105,8	87,7
	Fluoreto (mg/L F)	< 0,01	< 0,01	0,082	< 0,01	0,043	< 0,01
	Fosfato (mg/L PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,356	0,126
	Nitrato (mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0,597	0,914	0,763	1,471	2,742	3,405
	Nitrito (mg/L NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	0,083	0,081	0,089	< 0,01	2,217	< 0,01
	pH	6,523	6,411	6,505	8,163	6,291	6,982
Sulfato (mg/L SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	0,926	0,994	1,118	1,636	6,045	4,171	
<b>Determinações <i>in situ</i> (em campo)</b>							
Laboratório Microchem	Oxigénio dissolvido em campo (mg/L O <sub>2</sub> (°C))	8,87	10,42	9,08	10,85	8,2	9,48
	pH	6,5	6,8	6,2	6,7	6,1	6,9
Laboratório de Águas –	Condutividade elétrica (µs/cm)	43	37	27	34	131	93

Departamento de Ciências da Terra, Universidade do Minho	Eh (mV)	168	126	137	134	185	150
	Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	22	19	14	17	66	47
	Temperatura (°C)	14,6	12	14,2	12,3	14,2	13,2