

Ana Isabel Gomes Moreira

AVALIAÇÃO DO IMPACTO DAS DESCARGAS DA ETAR DE CASTRO DAIRE NO RIO PAIVA



DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DO PORTO

Porto, 2012

Ana Isabel Gomes Moreira

AVALIAÇÃO DO IMPACTO DAS DESCARGAS DA ETAR DE CASTRO DAIRE NO RIO PAIVA

Tese submetida à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto para a
obtenção de grau de Mestre em Biologia e Gestão da Qualidade da Água



DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DO PORTO

Dissertação orientada por:

Professor Doutor Nuno Formigo

Porto, 2012

AGRADECIMENTOS

A elaboração deste trabalho não teria sido possível sem a colaboração de pessoas que amavelmente quero agradecer a sua contribuição.

Ao Prof. Doutor Nuno Formigo, expresso o meu sincero agradecimento, pela orientação, disponibilidade e esclarecimento de dúvidas ao longo de todo o ano. Assim como o empréstimo de material e acompanhamento nas horas passadas no laboratório. A confiança depositada pelo Prof. Nuno Formigo neste trabalho, e na minha capacidade em o executar, nunca serão esquecidas.

À Prof. Doutora Natividade Vieira pela amabilidade ao longo de todo o mestrado e pelo acompanhamento na elaboração deste trabalho.

Ao Sérgio Caetano, presidente da Associação SOS Rio Paiva (Associação de Defesa do Vale do Paiva), pela companhia nas saídas de campo, pelas longas conversas acerca do rio Paiva, e pela amizade. Aproveito também para o felicitar pelo enorme empenho e esforço que dedica à preservação do rio Paiva.

À Vereadora do Ambiente Dr^a Lila Pinto, pelas informações acerca do funcionamento e características da ETAR de Castro Daire.

À Juliana Monteiro, Hugo de Moura, Ricardo Pinto e Rui Manuel Teixeira, pela ajuda e companhia na recolha dos macroinvertebrados e pesca eléctrica. Sem dúvida não vou esquecer, estar nas margens do rio Paiva com vocês a ouvir as explicações do Prof. Nuno Formigo.

Aos meus pais fenomenais, que não cansei de agradecer durante todo o meu percurso académico, e que sem dúvida é um orgulho para mim sentir o dever cumprido para com eles. Agradeço toda a energia matinal, o carinho de final do dia, e a preocupação em cada deslocação a Castro Daire. Agradeço o amor, a confiança, a força e perseverança que me transmitem todos os dias.

À minha irmã pelo carinho, incentivo, companhia, e por ter feito parte deste trabalho, porque mesmo não sendo da área científica a sua ajuda, em conjunto com o meu cunhado, foram imprescindíveis.

Aos meus queridos amigos e amigas que me acompanharam neste percurso com vontade de auxílio constante, pela companhia, pela alegria, e pelo mais importante, amizade.

À turma do mestrado de Biologia e Gestão da Qualidade da Água de 2010-2012, pelo apoio prestado e acompanhamento excepcionais.

A todos os professores que tive o privilégio de conhecer ao longo destes dois anos de estudo na FCUP.

RESUMO

As Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) desempenham um papel importante na gestão dos recursos hídricos, no que trata na diminuição da quantidade de matéria poluente das águas residuais, posteriormente lançadas no ecossistema aquático. Por essa razão o desempenho das ETARs deve ser avaliado e atualizado periodicamente, de forma a mitigar os impactos das descargas de águas residuais que não cumprem os limites regulamentares, pondo em risco a qualidade da água dos rios, que terá influência na fauna e flora de todo o ecossistema aquático.

A duração deste trabalho compreendeu 8 meses, de Novembro de 2011 a Junho de 2012. Foram definidos quatro pontos de amostragem no rio Paiva, localizado a Norte de Portugal no concelho de Castro Daire. A metodologia incluiu a caracterização físico-química, com periodicidade mensal, biológica e caracterização do habitat, na época de Primavera.

Através da avaliação físico-química da água, apenas se verificaram resultados preocupantes no ponto de amostragem nº3 (situado imediatamente a jusante da ETAR), principalmente nos seguintes parâmetros: condutividade e concentração de amónia. A avaliação da comunidade de macroinvertebrados não indicou poluição no rio Paiva. No entanto a diversidade obtida foi reduzida, e denota-se claramente a elevada presença de indivíduos pertencentes à ordem Diptera, nomeadamente as famílias Chironomidae e Simuliidae. O ponto de amostragem situado mais próximo do local de descarga da ETAR apresentou os resultados piores na análise global dos parâmetros medidos.

Com os resultados obtidos na execução deste trabalho espera-se que possam contribuir para trabalhos futuros, bem como auxiliem na procura de soluções de gestão integrada dos habitats naturais do rio Paiva.

ABSTRACT

Wastewater treatment plant (WWTP) has an important role in the management of water resources, in dealing with the reduction of the quantity of wastewater pollutant matters, later released in the aquatic ecosystem. For this reason the performance of WWTP should be reviewed and updated periodically in order to mitigate the impacts of wastewater discharges that do not meet regulatory limits, endangering water quality of the rivers, which have influence on the flora and fauna of the whole aquatic ecosystem.

The duration of this work took eight months, November 2011 to June 2012. Four sampling points were defined in the Paiva River, located north of Portugal in the municipality of Castro Daire. The methodology included the physico-chemical characterization, with monthly periodicity, and biological habitat characterization, in the Spring.

By evaluating physico-chemical characteristics of the water, it occur some warring results at the sampling point No. 3 (situated immediately downstream of the WWTP), mainly in the following parameters: conductivity and concentration of ammonia. The evaluation of macroinvertebrate community did not indicate pollution in the river. However the diversity obtained was reduced, and clearly denotes the high presence of individuals of the order Diptera, especially the families Chironomidae and Simuliidae. The sampling point located closest to the place of unloading of the WWTP presented the worst results in overall analysis measured parameters.

With the results obtained in the execution of this work, it is expected that may contribute to future works, as well as to assist in the search for solutions of integrated management of natural habitats of the Paiva river.

ÍNDICE

1.	INTRODUÇÃO	2
1.1.	ÁGUA E A QUALIDADE DA ÁGUA	2
1.2.	GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA – DQA E OBJECTIVOS DO DESENVOLVIMENTO DO MILÉNIO	3
1.3.	ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUAL (ETAR).....	5
1.3.1.	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUAIS (AR).....	7
1.3.2.	DIMENSIONAMENTO DAS ETAR.....	8
1.3.3.	SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS.....	8
2.	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PAIVA.....	11
2.1.	LOCALIZAÇÃO	12
2.2.	CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA	12
2.3.	CARACTERIZAÇÃO GEOLÓGICA E GEOMORFOLÓGICA	13
2.4.	CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA	14
2.5.	CARACTERIZAÇÃO DA FLORA E FAUNA	15
2.6.	VALORES CONSERVACIONISTAS.....	15
2.7.	OCUPAÇÃO DO SOLO	17
2.8.	CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÓMICA	18
2.9.	AMEAÇAS NA BACIA DO RIO PAIVA.....	18
2.9.1.	ETAR DE CASTRO DAIRE	19
3.	OBJECTIVOS DO ESTUDO	20
4.	METODOLOGIA.....	22
4.1.	SELECÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM	22
4.1.1.	PERIODICIDADE DE AMOSTRAGEM	27
4.2.	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	27
4.2.1.	PARÂMETROS MEDIDOS “ <i>IN SITU</i> ” E MATERIAL	28
4.2.2.	PARÂMETROS MEDIDOS EM LABORATÓRIO E MATERIAL.....	28
4.3.	PARÂMETROS BIOLÓGICOS.....	28
4.3.1.	COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	30
4.3.1.1.	ÍNDICES E MÉTRICAS BIOLÓGICOS.....	34
4.3.1.2.	RECOLHA DE DADOS.....	38
4.3.2.	COMUNIDADE PISCÍCOLA	39
4.3.2.1.	RECOLHA DE DADOS.....	40
4.3.3.	QUALIDADE DO HABITAT	41
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1.	AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA	44
5.1.1.	PARÂMETROS MEDIDOS “ <i>IN SITU</i> ”.....	44
5.1.2.	PARÂMETROS MEDIDOS EM LABORATÓRIO.....	48
5.2.	AVALIAÇÃO BIOLÓGICA	51
5.2.1.	COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	51
5.2.2.	COMUNIDADE PISCÍCOLA	54
5.3.	QUALIDADE DO HABITAT	55
6.	CONCLUSÃO	56

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 - Representação da distribuição da água no planeta Terra	2
Figura 1.2 - Sistemas de tratamento secundário em cada Estado-Membro.....	6
Figura 1.3 - Percentagem de população ligada aos diferentes tipos de tratamento de águas residuais	7
Figura 1.4 - Exemplos de sistemas de tratamento biológico: Lamas activadas; Leitões percoladores e Discos biológicos	10
Figura 2.1 - Área da bacia hidrográfica do Douro	12
Figura 2.2 - Bacia Hidrográfica do rio Paiva e os seus afluentes	13
Figura 2.3 – Zona classificada ao abrigo da Directiva Habitats	16
Figura 2.4 - Identificação das espécies presentes nas zonas protegidas da RH Douro associadas a massas de água, ao abrigo da Directiva Habitats	17
Figura 2.5 - Classes de ocupação do solo por sub-bacia (2006).....	17
Figura 2.6 – ETAR de Castro Daire.....	19
Figura 4.1 – Pontos de amostragem no rio Paiva.	22
Figura 4.2 – Ponto de amostragem nº1.....	23
Figura 4.3 - Derrocada sobre a encosta. Janeiro 2012.....	23
Figura 4.4 – Ponto de amostragem nº2.....	24
Figura 4.5 – Ponto de amostragem nº3 – Local de descarga da ETAR de Castro Daire.....	25
Figura 4.6 – proliferação de algas no ponto de amostragem nº3	25
Figura 4.7 – Ponto de amostragem nº4.....	26
Figura 4.8 - Níveis hierárquicos de um ecossistema que respondem a perturbações antropógenicas ou naturais de stress.....	33
Figura 4.9 – Macroinvertebrados bentónicos bioindicadores da qualidade da água	37
Figura 5.1 – Variação espaço-temporal da temperatura da água (°C)	47
Figura 5.2 - Valor médio de temperatura da água obtido em cada ponto de amostragem	47
Figura 5.3 - Variação espaço-temporal do oxigénio dissolvido (mg/l).....	48
Figura 5.4 – Valor médio de oxigénio dissolvido obtido em cada ponto de amostragem.....	48
Figura 5.5 - Variação espaço-temporal do pH.....	49
Figura 5.6 - Valor médio de pH obtido em cada ponto de amostragem.	49
Figura 5.7 - Variação espaço-temporal da condutividade (µS/cm).....	50
Figura 5.8 - Valor médio de condutividade obtido em cada ponto de amostragem.....	50
Figura 5.9 - Variação espaço-temporal da carência bioquímica de oxigénio (mg O ₂ /l)	51
Figura 5.10 - Valor médio de carência bioquímica de oxigénio obtido em cada ponto de amostragem	51
Figura 5.11 - Variação espaço-temporal da amónia (mg/l)	52
Figura 5.12 - Valor médio de amónia obtido em cada ponto de amostragem.	52
Figura 5.13 – Variação espaço-temporal do nitrato (mg/l)	53
Figura 5.14 - Variação espaço-temporal do fosfato (mg/l)	53
Figura 5.15 - Variação espaço-temporal do número de indivíduos de cada unidade sistemática	55
Figura 5.16 – Resultados relativos à percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, nos quatro pontos de amostragem.....	56
Figura 5.17 – Resultados relativos à percentagem da ordem Diptera e da família Chironomidae, nos quatro pontos de amostragem.....	56
Figura 5.18 – Variação dos valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e do índice de equitabilidade de Pielou (E) da comunidade de macroinvertebrados bentónicos.....	57
Figura 5.19_ Valores obtidos para os índices de QBR e AVH.....	58
Figura I - Esquema conceptual do sistema de classificação no âmbito da Diretiva-Quadro da Água.....	XXIV

Figura II - Elementos de Qualidade Biológica relevantes para a avaliação do Estado Ecológico	XXIV
Figura III - Normas de Qualidade aplicáveis a troços caracterizados como águas piscícolas.	XXVI
Figura IV - Valores de temperatura do ar (°C) verificados na estação de Viseu, para o período de 1961-1990	XXVIII
Figura V - Valores de precipitação (mm) verificados na estação de Viseu, para o período de 1961-1990.....	XXVIII
Figura VI - Valores de velocidade média (km/h) e frequência (%) de vento verificados na estação de Viseu, para o período de 1961-1990	XXIX
Figura VII - Valores de humidade relativa do ar (%) verificados na estação de Viseu, para o período de 1961-1990	XXIX

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Disponibilidades hídricas em regime natural, em ano seco, médio e húmido.....	13
Tabela 2.2 - Dados da Estação climatológica de Viseu	14
Tabela 4.1 – Descrição sumária dos parâmetros medidos nas amostragens.	27
Tabela 4.2 – Características que definem uma espécie como sendo bom indicador biológico	33
Tabela 5.1- Resultados obtidos dos índices bióticos	54
Tabela 5.2- Resultados obtidos na amostragem da comunidade piscícola através da pesca eléctrica.....	57
Tabela 5.3 – Valores obtidos para as quatro métricas consideradas no índice QBR.....	58
Tabela 5.4 - Valores obtidos nos índices de qualidade do habitat (QBR e AVH).....	58
Tabela I - Resultados obtidos ao longo das amostragens realizadas referentes aos parâmetros físico-químicos	III
Tabela II - Classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as características de qualidade para usos múltiplos.....	V
Tabela III - Significado das classes de qualidade para usos múltiplos	V
Tabela IV - Resultados da colheita de macroinvertebrados no ponto de amostragem nº1	VII
Tabela V - Resultados da colheita de macroinvertebrados no ponto de amostragem nº2	VII
Tabela VI - Resultados da colheita de macroinvertebrados no ponto de amostragem nº3	VIII
Tabela VII - Resultados da colheita de macroinvertebrados no ponto de amostragem nº4	IX
Tabela VIII - Ficha de campo para amostragem de macroinvertebrados bentónicos	X
Tabela IX - Valores de referência para os diferentes tipos de rios de Portugal continental	XI
Tabela X - Mediana dos valores de referência e fronteiras para os tipos de rios de Portugal continental	XI
Tabela XI - Medidas bioindicadoras avaliadas e resposta esperada correspondente, após impacto negativo no ecossistema	XII
Tabela XII - Limites práticos de identificação considerados para a determinação do Índice Biológico Belga (IBB)l	XII
Tabela XIII - Quadro-Padrão de Tuffery e Verneaux, utilizado para o cálculo do Índice Biológico Belga (IBB)	XIII
Tabela XIV - Classes de qualidade, com significado dos valores IBB, e cores correspondentes a cada classe	XIII
Tabela XV - Pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para o cálculo de BMWP'	XIV
Tabela XVI - Classes de qualidade, significado dos valores do BMWP' e cores correspondentes a cada classe	XIV
Tabela XVII – Resultados da pesca eléctrica nos pontos de amostragem nº1 e nº3	XVI
Tabela XVIII – Ficha para calcular o índice de Avaliação Visual do Habitat (AVH)	XVI
Tabela XIX – Ficha para calcular o índice de Qualidade do Bosque de Ribeira (QBR)	XX
Tabela XX – Determinação do tipo geomorfológico da zona ripária para o cálculo do índice de QBR	XXI
Tabela XXI – Classes e respectivo significado dos valores do índice QBR e cores correspondentes a cada classe	XXII
Tabela XXII – Sensibilidade dos elementos de qualidade biológica a diferentes pressões antropogénicas em rios	XXV
Tabela XXIII – Limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do Bom Estado Ecológico em rios	XXV

INTRODUÇÃO

Água e a Qualidade da água

Gestão da Qualidade da água – DQA e Objectivos do Desenvolvimento do Milénio

Estações de Tratamento de Água Residual (ETAR)

1. INTRODUÇÃO

1.1. ÁGUA E A QUALIDADE DA ÁGUA

A água é essencial para a existência de todos os organismos, e a qualidade da água é fundamental para todas as funções que esta desempenha na subsistência de todos os seres vivos do planeta (Speight, 1999).

Os habitats de água doce ocupam uma pequena porção da superfície terrestre, quando comparados com os terrestres e os marinhos, no entanto, a sua importância para o Homem é de longe muito maior do que a respectiva área (Odum, 2004).

Mais de 70% da superfície do planeta Terra é coberta por água (Cortes, 1997), sendo que 97,5% é água salgada, e apenas 2,5% de água doce (Figura 1.1). Quase 70% da água doce está congelada nas grandes calotes polares da Antártica e Gronelândia, uma porção está presente como humidade do solo, ou encontra-se em aquíferos subterrâneos profundos não acessíveis ao uso humano. A quantidade de água doce acessível para uso humano directo é menor a 1% da totalidade de água doce no planeta (aproximadamente 0,007%) (Gordon *et al.*, 1992; Postel *et al.*, 1996). Esta percentagem de água encontra-se distribuída em lagos, rios, reservatórios e fontes subterrâneas possíveis de serem exploradas através de um custo acessível.

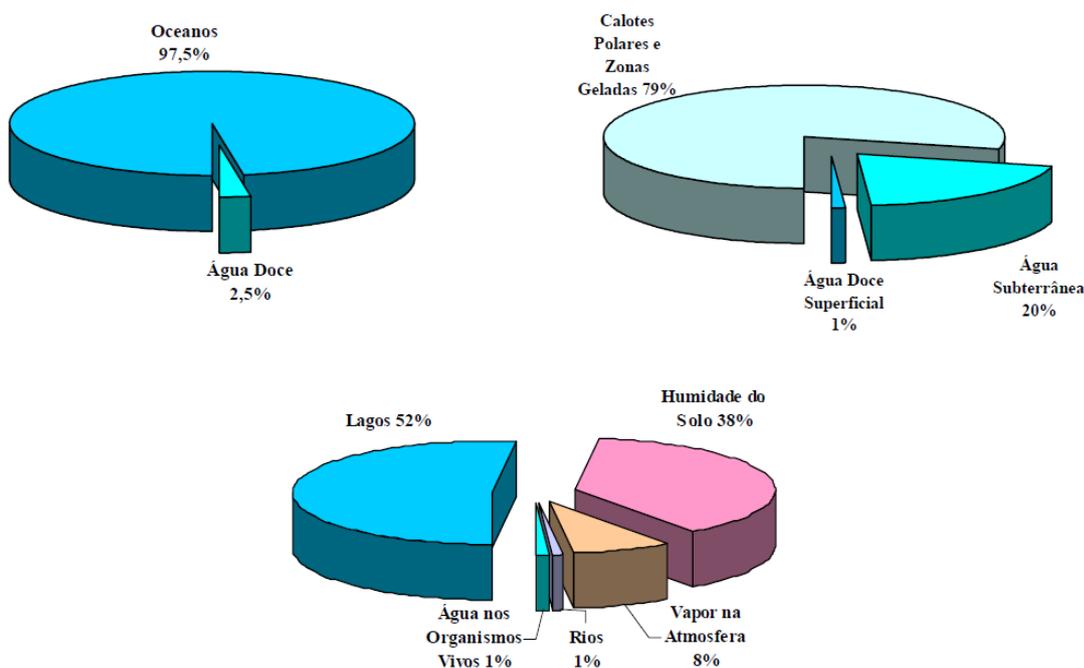


Figura 1.1 - Representação da distribuição da água no planeta Terra (MAOT, 2002).

Os rios caracterizados pelo seu carácter unidireccional são ecossistemas abertos e dinâmicos, interligados com a bacia de drenagem, e com papel importante no ciclo hidrológico. Os processos dominantes que operam nos sistemas dulciaquícolas são a erosão e deposição (Jeffries & Mills, 1990).

A história humana sempre foi moldada pelos rios, que fornecem água doce, permitem o transporte de pessoas e mercadorias, e por ser um local de despejo de águas sujas (Odum, 1993).

Uma fonte abundante de água potável e utilizável é um requisito básico para muitos dos usos fundamentais da água que os seres humanos dependem. Estes incluem, mas não estão limitados a (Carr & Neary, 2008):

- Água para consumo e abastecimento público;
- Água utilizada na agricultura e aquacultura;
- Água utilizada na indústria;
- Água usada para recreação, e
- Água usada para geração de energia eléctrica.

De acordo com Carr & Neary (2008), a qualidade de qualquer corpo de água, superficial e subterrâneo, é normalmente avaliada em função de influências naturais e/ou actividades humanas. Sem influências humanas, a qualidade da água seria determinada pela composição mineral das formações rochosas predominantes, pelos processos atmosféricos de evapotranspiração e de deposição de substâncias pelo vento, pela lixiviação natural da matéria orgânica e nutrientes do solo, por factores hidrológicos do escoamento, e por processos biológicos dentro do ambiente aquático que podem alterar a física e composição química da água. Como resultado, a água no estado natural e sem perturbações antropogénicas contém muitas substâncias dissolvidas e partículas não dissolvidas. Sais dissolvidos e minerais são componentes necessários da água de boa qualidade, pois ajudam a manter a saúde e vitalidade dos organismos que dependem deste serviço do ecossistema (Stark *et al.* (2000); UNEP GEMS (2007); Carr & Neary (2008)).

A disponibilidade e as características físicas, químicas, biológicas da água afectam a capacidade dos ambientes aquáticos para manter ecossistemas saudáveis, na medida em que os serviços do ecossistema podem ser perdidos (Carr & Neary, 2008). A contaminação por organismos patogénicos, metais pesados, e produtos químicos tóxicos; a introdução de espécies não nativas; e mudanças na acidez, temperatura e salinidade da água podem causar danos nos ecossistemas aquáticos e tornar a água imprópria para uso humano (UNEP, 2010).

Os problemas relacionados com a qualidade da água podem ser divididos em quatro categorias.

A primeira reside nas preocupações de contaminação biológica, tais como bactérias e organismos patogénicos. O tratamento inadequado de dejectos de humanos e de animais é a principal causa deste tipo de contaminação da água.

A segunda categoria diz respeito à poluição que surge de diferentes tipos de uso do solo e da gestão do mesmo e inclui sedimentos, nutrientes e produtos químicos para controlo de pragas.

O terceiro tipo engloba os compostos químicos que são subprodutos de diferentes tipos de produção industrial e são emitidos pelo uso desses produtos. Os poluentes nesta categoria variam significativamente e incluem tanto compostos orgânicos e inorgânicos. Têm um alto grau de processamento industrial em comum.

A quarta categoria contém os poluentes emergentes e inclui produtos farmacêuticos, xenobióticos e disruptores endócrinos. Estas substâncias são altamente activas biologicamente e podem ter efeitos significativos sobre os seres humanos e no ambiente, mesmo em doses baixas (World Water Week, 2010).

A sociedade actual, como a conhecemos, está a enfrentar uma crise global de qualidade da água. O contínuo crescimento populacional, a extensa urbanização, a rápida industrialização e a expansão e intensificação da

produção de alimentos estão a aumentar as pressões sobre os recursos hídricos, ao mesmo tempo que favorecem também as descargas desreguladas ou ilegais de água contaminada para os sistemas naturais aquáticos (Corcoran *et al.*, 2010). Os maiores efeitos sobre a hidrologia, qualidade da água e biologia aquática ocorrem em áreas com a maior densidade de população humana ou onde a interrupção da cobertura vegetal natural é substancial (Stark *et al.*, 2000).

A palavra poluição vem do latim *pollutionem* e significa sujar (Warren, 1971). A prevenção da poluição consegue-se pela redução ou eliminação dos contaminantes na fonte, antes que contaminem os recursos hídricos, e quase sempre constitui a forma mais barata, fácil e mais efectiva de protecção da qualidade da água. As estratégias de prevenção da poluição reduzem ou eliminam o uso de substâncias perigosas, poluentes, e de contaminantes (UNEP, 2010).

O estabelecimento de um padrão de qualidade de água define as metas para os cursos de água, ou uma parte deles, designando o uso ou usos que devem ser feitos da água, define critérios necessários para proteger esses usos, evitando a degradação da qualidade da água através de disposições que impeçam a deterioração da mesma (Barbour *et al.*, 1999).

1.2. GESTÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA – DQA E OBJECTIVOS DO DESENVOLVIMENTO DO MILÉNIO

A Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho comumente designada por Directiva Quadro da Água (DQA) entrou em vigor no dia 22 de Dezembro de 2000 e estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água (Lei 58/2005 e Decreto-Lei 77/2006).

De acordo com estes diplomas legais ficou estabelecido que os Estados-Membros devem procurar alcançar, pelo menos, o objectivo de um bom estado das águas em 2015, através da definição e execução de medidas necessárias em programas integrados de medidas, tendo em conta as exigências comunitárias em vigor. Nos casos em que o estado da massa de água já seja bom, esse estado deverá ser mantido. A DQA também tem como objectivo conseguir a eliminação das substâncias poluentes prioritárias.

Actualmente é imprescindível erradicar a visão antropocêntrica e utilitária da qualidade da água que o Homem tem sobre os recursos dulciaquícolas. A DQA veio introduzir uma visão ecológica da qualidade da água, que assentam em dois conceitos principais, que são o de que a avaliação da qualidade da água é feita através da caracterização das comunidades biológicas que nela habitam e o uso de bioindicadores como ferramenta importante na avaliação do estado ecológico das massas de água (INAG, 2006; UNEP, 2010).

Sendo assim, para as águas de superfície o bom estado é definido pela obtenção do bom estado ecológico e o bom estado químico. O estado ecológico para as massas de água de superfície é determinado principalmente pelo desvio entre as características das comunidades de organismos aquáticos que estão presentes em situações naturais de referência, e as características dessas mesmas comunidades quando sujeitas a uma pressão. O estado ecológico é também caracterizado por parâmetros físico-químicos, como por exemplo, a temperatura e o oxigénio dissolvido, e por características hidromorfológicas, como a vegetação ribeirinha, o caudal, a profundidade, entre outros (INAG, 2006).

Anteriormente à implementação da DQA era comumente utilizada a classificação da qualidade da água para usos múltiplos (INAG, 2004). Esta classificação permite obter informação sobre os usos que potencialmente podem ser considerados na massa de água classificada, que define cinco classes de qualidade da água superficial para usos múltiplos (Excelente a Muito Má).

Em 2000, na reunião do Milénio da Assembleia Geral das Nações Unidas foram estabelecidos oito objectivos do Desenvolvimento do Milénio, com metas a serem alcançadas até 2015, com a finalidade de acelerar a redução da pobreza e o desenvolvimento sócio-económico. A gestão da qualidade da água contribui directa e indirectamente para a consecução das metas definidas pelos oito objectivos, embora esteja mais intimamente ligada a metas específicas do sétimo objectivo, para garantir a sustentabilidade ambiental (Carr & Neary, 2008).

O futuro da qualidade da água às escalas local, regional e global depende de investimentos de indivíduos, comunidades e governos a todos os níveis para assegurar que os recursos hídricos são protegidos e geridos de forma sustentável (Millenium Ecosystem Assessment (2005); UNEP GEMS (2007)).

1.3. ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUAL (ETAR)

A gestão dos resíduos refere-se a um sistema organizado para a manipulação dos resíduos na qual substâncias químicas passam por percursos adequados levando à sua redução ou eliminação de forma a proteger o ambiente receptor (Speight, 1999).

Essa gestão em todas as fases, de produção, manipulação, armazenamento, transporte, processamento, tratamento e eliminação final, constitui um imperativo político e social relativamente recente (Petts & Eduljee, 1994).

Anteriormente à existência das Estações de Tratamento de Água Residual as águas “usadas” eram transportadas e despejadas em bruto no mar ou em rios. Além da imperativa necessidade de consumo e de fácil acessibilidade de água potável, a urgência de eliminar de forma rápida as águas residuais foi um dos importantes factores que contribuíram para que o início de muitas cidades fosse próximo a habitats aquáticos.

Com a construção de uma vasta rede de saneamento na Roma antiga com seu elemento central, a cloaca máxima, no século V a.C. (Platner, 2001), deu-se o pico de tratamento de águas residuais na antiguidade (Ruhrverband, *s/data*). No entanto, na idade média, as cidades literalmente estavam afogadas no lixo que produziam e que não eliminavam de forma coerente. A Revolução Industrial no século XIX agravou o problema das águas residuais, o crescimento das cidades tornou-se mais rápido, produzindo-se inéditas quantidades de águas residuais e, pela primeira vez na história da humanidade, essas águas continham grandes quantidades de resíduos tóxicos provenientes de processos industriais (Ruhrverband, *s/data*).

Actualmente a população da União Europeia, com os 27 Estados-Membros, é cerca de 500 milhões habitantes e as águas residuais geradas e provenientes das indústrias são a maior fonte de poluição das águas europeias. As descargas de águas residuais podem levar à contaminação dos recursos dulciaquícolas, à perda da biodiversidade, podem afectar o abastecimento de água potável e, portanto, têm consequências importantes para o público em geral, nomeadamente no que se incide sobre a saúde pública. Estes impactos, por sua vez podem ter sérias consequências negativas para a economia, em sectores como o turismo (UE, 2009).

Nos últimos 15-20 anos, o tratamento de águas residuais em todas as partes da Europa tem vindo a melhorar (Figura 1.2). De acordo com a Agência Europeia do Ambiente, cerca de 80% da população está ligada ao tratamento de águas residuais no Norte e nos países da Europa meridional. A taxa de ligação em países da Europa Central é ainda maior, com 90%. A percentagem da população ligada ao tratamento de águas residuais no sul, do Sudeste e leste da Europa tem aumentado durante os últimos dez anos, mas ainda é relativamente baixa em comparação com a Europa Central e Setentrional (EEA, 2011).

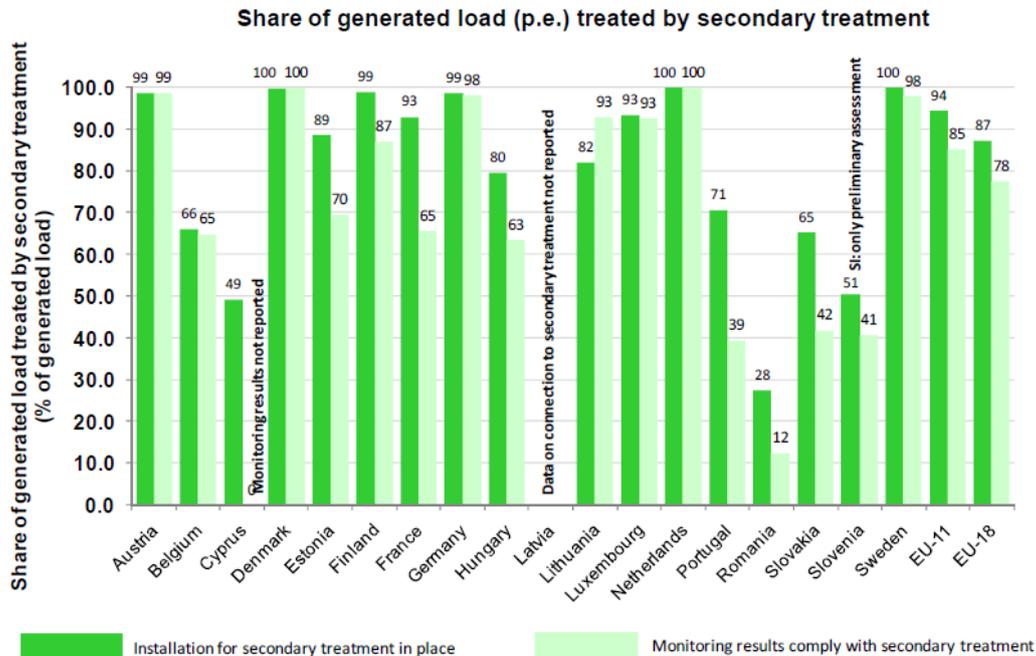


Figura 1.2 - Sistemas de tratamento secundário em cada Estado-Membro. Portugal tem dos níveis mais baixos de tratamento secundário, com 71% de carga de poluição (UE, 2009).

Portugal é um dos países que genericamente pode-se assumir que dispõe actualmente serviços de saneamento de águas residuais com qualidade aceitável, contudo existem muitas situações a melhorar (Figura 1.3). Na última década o país evoluiu em termos de cobertura de população de cerca de 62 para cerca de 71% em saneamento de águas residuais urbanas, sendo que a meta para 2006 era de 90% (IRAR, 2007).

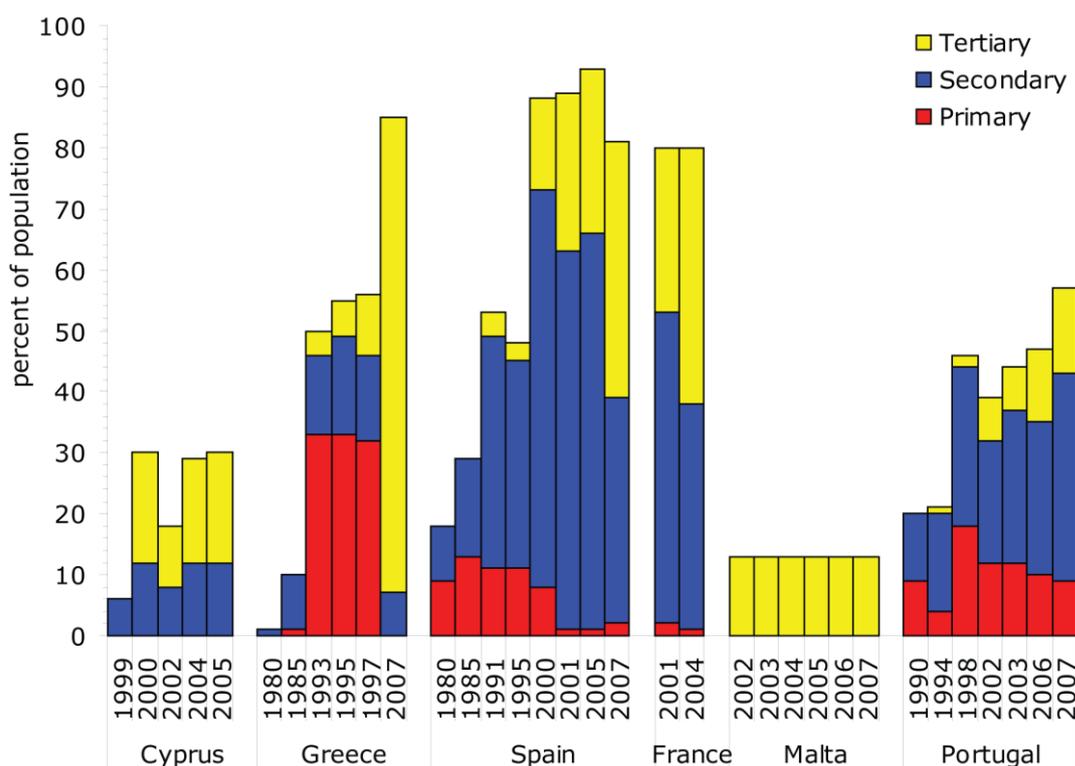


Figura 1.3 - Percentagem de população ligada aos diferentes tipos de tratamento de águas residuais (EEA, 2011)

1.3.1. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUAIS (AR)

De acordo com as definições presentes no Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de Agosto, as águas residuais podem ser classificadas por:

- Águas residuais domésticas: águas residuais de instalações residenciais e serviços, essencialmente provenientes do metabolismo humano e de actividades domésticas;
- Águas residuais industriais: todas as águas residuais provenientes de qualquer tipo de actividade que não possam ser classificadas como águas residuais domésticas nem sejam águas pluviais;
- Águas residuais urbanas: águas residuais domésticas ou a mistura destas com águas residuais industriais ou com águas pluviais.

As águas residuais domésticas e as provenientes das diferentes indústrias representam uma pressão significativa sobre o meio ambiente e o tratamento deve ser exigido antes da descarga (ONU (2008); UNEP (2010)). Dos efluentes de águas residuais pode resultar um aumento dos níveis de nutrientes, habitualmente relacionados com proliferação de plantas aquáticas (Tchobanoglous *et al.*, 2003), redução do oxigénio dissolvido, destruição dos habitats aquáticos devido à sedimentação e aumento de detritos, como também do fluxo de água, toxicidade aguda e crónica na comunidade aquática por contaminantes químicos, bem como a bioacumulação na cadeia alimentar (ONU, 2008).

A situação predominante é o tratamento integrado de águas residuais domésticas e industriais. Isto implica uma adaptação do sistema de tratamento às características das águas afluentes, principalmente das águas residuais industriais, pois estas têm uma composição muito variada, de acordo com a tipologia da sua origem (ONU, 2008).

As águas residuais são caracterizadas em termos físicos, químicos e biológicos, constituídas, entre outros, por matéria orgânica biodegradável e inorgânica, sólidos grosseiros, areias, gorduras, nutrientes, organismos patogénicos, poluentes prioritários, sendo necessário remover antes da sua descarga no meio hídrico receptor (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Após a descarga de águas residuais a concentração de poluentes em águas receptoras é inicialmente alta, diminuindo à medida que a distância ao ponto de descarga aumenta (Abel, 2006).

É frequente que a composição das águas residuais mostre um padrão, quer sazonal, diurno ou mesmo em algumas horas do dia. A maioria das estações de tratamento de AR apresenta picos periódicos de entrada de acordo com os padrões de uso da água (Abel, 2006).

1.3.2. DIMENSIONAMENTO DAS ETAR

O tratamento das águas residuais é caro, e para elaborar processos custo-benefício do tratamento é necessário identificar os componentes do efluente, que causam os maiores danos ao meio ambiente. Isto porque normalmente é impossível conceber um processo economicamente viável, que seja igualmente eficaz no tratamento de todos os componentes de um efluente complexo (Abel, 2006). As ETAR podem receber águas residuais com diferentes composições, o que implica a adopção de diferentes tipos de operações e processos de tratamento adequados em função do tipo de águas residuais a tratar (Simões *et al.*, 2008).

Os dois parâmetros mais importantes na caracterização de águas residuais afluentes à ETAR, e essenciais para o seu dimensionamento, são o caudal e a quantidade de carga poluente.

1.3.3. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

O tratamento de AR é constituído por duas fases distintas, que são (Simões *et al.*, 2008):

- Fase líquida: cujo objectivo é o tratamento da AR de forma a cumprir as condições exigidas na licença de descarga, para posterior rejeição no meio receptor.
- Fase sólida: constitui o tratamento adequado aos sólidos removidos da AR na fase líquida.

Os métodos de tratamento em que predominam a aplicação de forças físicas são conhecidos como operações unitárias, enquanto os métodos de tratamento em que a remoção de contaminantes é realizada por reacções químicas ou biológicas são conhecidos como processos de unidade. As operações unitárias e processos são agrupados para fornecer vários níveis de tratamento, conhecidos como preliminar, primário, secundário (com ou sem remoção de nutrientes) e tratamento terciário ou avançado (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Dado o âmbito deste trabalho será dada maior relevância à fase líquida do tratamento de águas residuais.

Tratamento Preliminar

O tratamento preliminar consiste num conjunto de operações físicas para remover da AR os materiais grosseiros, areias, gorduras, entre outros (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Os órgãos/ métodos possíveis de aplicação nesta fase são, por exemplo (Abel, 2006):

- Gradagem;
- Desarenação;
- Remoção de óleos e gorduras.

Tratamento Primário

O tratamento primário é constituído unicamente por processos físico-químicos, e tem como objectivo principal remover os sólidos facilmente sedimentáveis (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Nesta etapa procede-se ao pré-arejamento das águas, equalização do caudal, neutralização da carga do efluente a partir de um tanque de equalização e, seguidamente, procede-se à separação de partículas líquidas e/ou sólidas através de processos de floculação, para os sedimentos se tornarem maiores e serem mais facilmente decantados, e sedimentação (Cruz, 1997).

É pretendido que a carência bioquímica de oxigénio das AR seja reduzida, no mínimo, em 20% e que o total de partículas sólidas em suspensão seja reduzido, no mínimo, em 50% (UN, 2008).

Tratamento Secundário

O tratamento secundário é constituído normalmente por processos biológicos, e visa a remoção da matéria orgânica biodegradável existente no efluente (Warren, 1971), na forma coloidal, dissolvida ou suspensa, que não foi retirada no tratamento primário. O tratamento secundário pode ainda ser dimensionado para a remoção de nutrientes, como o fósforo e o azoto (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Tratam-se de processos biológicos pois a AR fica em contacto com um meio “rico” em microrganismos que vão metabolizar a matéria orgânica presente. Ao ser metabolizada a matéria orgânica é retirada da fase líquida e é incorporada na biomassa. É no denominado reactor biológico, que a matéria orgânica da água residual contacta com os microrganismos aeróbios que têm como função a oxidação dessas partículas orgânicas. Durante este processo formam-se flocos biológicos em suspensão, resultantes da floculação de partículas coloidais orgânicas e inorgânicas e dos microrganismos – lamas activadas. O material em suspensão é removido por decantação secundária. Os processos biológicos podem ocorrer em ambientes aeróbios (na presença de oxigénio), anaeróbios (sem oxigénio), anóxicos (ausência de oxigénio dissolvido e na presença de nitritos e/ou nitratos). Os reactores biológicos podem estar divididos em três partes, 1. Uma zona anaeróbia para remoção de fósforo, 2. Uma zona aeróbia (com injeção de oxigénio) para oxidação da matéria orgânica e 3. Uma zona anóxica (sem arejamento) onde ocorre a nitrificação e desnitrificação necessárias à remoção do azoto. É para esta fase que existe a maior variedade de sistemas de tratamento, podendo ser de biomassa fixa ou suspensa, ou sistemas combinados.

É possível atingir uma remoção no mínimo até 70% da carência bioquímica de oxigénio (CBO) e da carência química de oxigénio (CQO) no mínimo de 75% (UN, 2008).

Os sistemas de tratamento biológico de biomassa suspensa (os dois primeiros) e de biomassa fixa (os restantes) são (Figura 1.4):

- Lamas activadas,
- Lagoas,
- Leitões percoladores,

- Discos biológicos e,
- Biofiltros.



Figura 1.4 – Exemplos de sistemas de tratamento biológico: Lamas activadas; Leitões percoladores e Discos biológicos.

Tratamento Terciário

Por último, o tratamento terciário ou de afinação tem como finalidade complementar as etapas de tratamento anteriores, quer pela exigência de qualidade do meio receptor quer pelos usos previstos para o mesmo. Este tratamento poderá ter como objectivo a remoção de determinados poluentes que se mantêm na água após terem passado pelos tratamentos anteriores, como partículas dificilmente sedimentáveis, microrganismos patogénicos, nutrientes, principalmente azoto e fósforo, ou compostos como herbicidas e pesticidas (Simões *et al.* (2008); EEA (2011)).

As eficiências de tratamento que definem um tratamento terciário são os seguintes, até 95% de CBO, 85% de CQO, e pelo menos uma das condições seguintes (UN, 2008):

- Remoção de azoto – 70%
- Remoção de fósforo – 80%
- Remoção microbiológica atingir na densidade de coliformes fecais -menos 1000 em 100 ml

Tipicamente é realizada desinfecção como componente final deste tratamento (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Pode ser necessário o tratamento de odores resultantes em geral por gases produzidos pela decomposição de matéria orgânica ou por substâncias adicionadas às águas residuais. Os gases comumente encontrados nas águas residuais não tratadas incluem o nitrogénio (N_2), o oxigénio (O_2), o dióxido de carbono (CO_2), o sulfureto de hidrogénio (H_2S), a amónia (NH_3) e o metano (CH_4). Tendo em conta a importância dos odores no domínio da gestão das águas residuais, é apropriado considerar os efeitos que produzem, como eles são detectados, a sua caracterização e medição (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PAIVA

Localização

Caracterização Fisiográfica

Caracterização Geológica e Geomorfológica

Caracterização Climática

Caracterização da Flora e Fauna

Valores Conservacionistas

Ocupação Sócio-Económica

Ameaças na Bacia do paiva

ETAR de Castro Daire

2. BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PAIVA

Uma bacia hidrográfica compreende a área terrestre a partir da qual todas as águas fluem, através de uma sequência de ribeiros, rios e eventualmente lagos, para o mar, desembocando numa única foz, estuário ou delta (INAG, 2001).

2.1. LOCALIZAÇÃO

Situado a Norte de Portugal o rio Paiva é a linha de água principal das sub-bacia do Paiva, inserida, em termos hidrográficos, na bacia hidrográfica do Douro (ADDP, 2007; ARH-N, 2011b) (Figura 2.1).

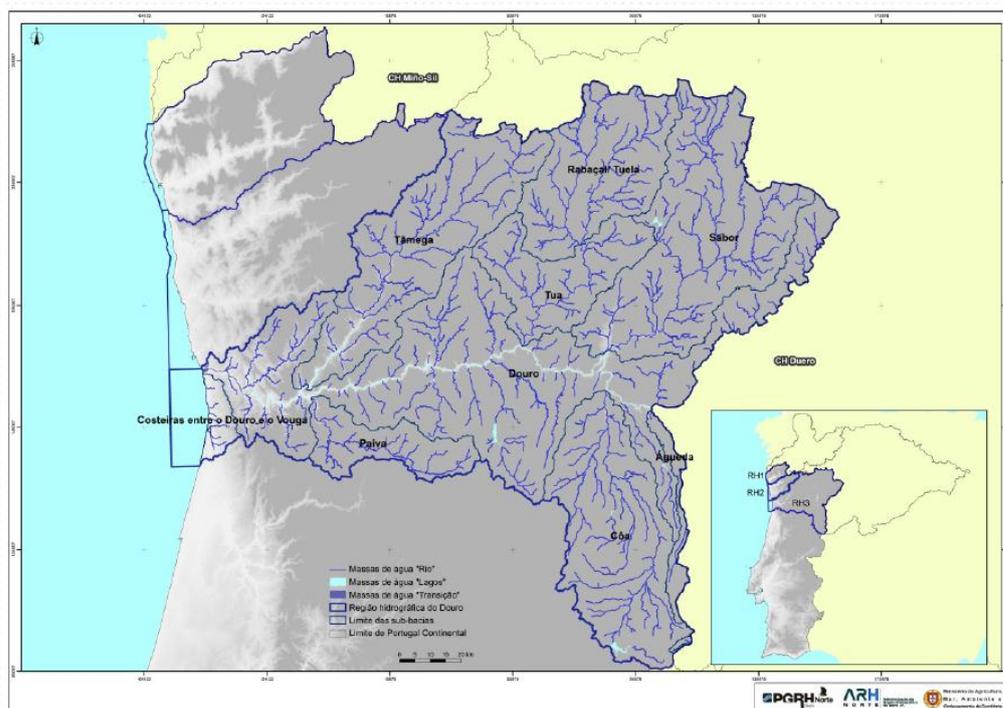


Figura 2.1 - Área da bacia hidrográfica do Douro (ARH-N, 2011a)

A sub-bacia do Paiva abrange doze concelhos: Arouca, Castelo de Paiva, Castro Daire, Cinfães, Lamego, Moimenta da Beira, São Pedro do Sul, Sátão, Sernancelhe, Tarouca, Vila Nova de Paiva e Viseu (ARH-N, 2011b). Sendo que, o rio Paiva atravessa nove concelhos (Moimenta da Beira, Sernancelhe, Sátão, Vila Nova de Paiva, Castro Daire, São Pedro do Sul, Arouca, Cinfães e Castelo de Paiva) (Boaventura, 2004).

2.2. CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA

O rio Paiva nasce no planalto da Nave, na Serra de Leomil, a cerca de 1 000 m de altitude, no concelho de Moimenta da Beira e desagua em Castelo de Paiva, na margem esquerda do rio Douro, no Lugar do Castelo em Castelo de Paiva depois de percorrer cerca de 110 km (Oliveira *et al.*, (1999); Boaventura (2004); ADPP (2007), ARH-N (2011b)).

Os rios Touro ou Côvo, rio Paivó, Mau, Videiro, Sonso, Tenente, Cabril e Ardena com nascentes, a maioria, na Serra do Montemuro desaguam na margem direita do Paiva e são rios de perfil longitudinal declivoso, de feição marcadamente torrencial, com grandes e impetuosos caudais nas épocas de maior pluviosidade (Oliveira *et al.*

(1999); Boaventura (2004)). Na margem esquerda o número de afluentes é significamente menor, sendo de salientar um outro rio chamado Paivó, que nasce na Serra da Coelheira, e a ribeira de Reriz (Oliveira *et al.* (1999); Boaventura (2004)) (Figura 2.2).

A sub-bacia do rio Paiva abrange 3 dos 15 tipos de rio definidos para Portugal continental, nomeadamente, os Rios Montanhosos do Norte (M), os Rios do Norte de Pequena Dimensão (N1; ≤ 100) e os Rios do Norte de Média-Grande Dimensão (N1; ≥ 100) (INAG, I.P. (2008a); PGRH Douro (2011)).

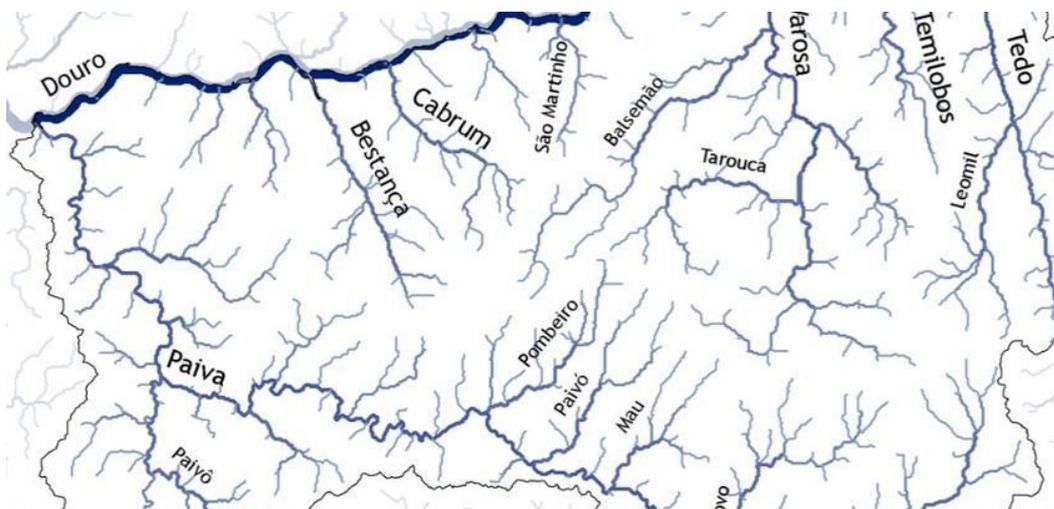


Figura 2.2 - Bacia Hidrográfica do rio Paiva e os seus afluentes (Boaventura, 2004)

As disponibilidades hídricas para a sub-bacia do Paiva, em regime natural, em seco (20% de probabilidade de não excedência), médio (50% de probabilidade de não excedência) e ano húmido (80% de probabilidade de não excedência), podem ser consultados na seguinte tabela, respectivamente (PGRH Douro, 2011) (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Disponibilidades hídricas em regime natural, em ano seco, médio e húmido (ARH-N, 2011c)

	Regime Natural		
	Ano seco	Ano médio	Ano húmido
Douro	7 362 635,51	11 142 511,91	16 434 853,49
Paiva	416 975,96	657 857,67	915 123,51
RH3	10 907 414,42	17 023 239,31	24 753 547,20

2.3. CARACTERIZAÇÃO GEOLÓGICA E GEOMORFOLÓGICA

Assim como todas as massas de água do território nacional, o Paiva inclui-se na eco-região Ibérico-Macaronésia (região 1).

A bacia hidrográfica do rio Paiva engloba uma área montanhosa na parte ocidental da Península Ibérica, na zona Centro-Ibérica do Maciço Hispérico ou Ibérico, constituído essencialmente por rochas antemesozóicas, metassedimentares e graníticas.

Ao atravessar o leito granítico, o rio Paiva é, quase sempre, menos sinuoso do que no complexo xisto-grauvático. O rio Paiva entre Castro Daire e o sector compreendido entre Ermida e Reriz sofre uma ruptura de

declive importante. Neste troço apresenta uma diminuição altitudinal de cerca de 150 m, numa distância aproximada de 7 km. Antes de chegar a Castro Daire, o declive médio que o Paiva apresenta é inferior a 1%, passando a registar cerca de 2,1%, posteriormente volta a valores de inferiores de 1%. Estas rupturas de declive estão relacionadas com o contacto entre rochas granitóides, presentes a montante do sector Ermida-Reriz, e rochas metassedimentares a jusante. Os granitóides, mais resistentes à erosão linear, poderão funcionar como obstáculo á erosão regressiva desencadeada pelo Paiva (Vieira, 2001).

O regime do Paiva é de feição torrencial, devido aos elevados índices de pluviosidade no Inverno e Primavera, apresentando grandes caudais, por vezes com níveis de inundação muito grandes. Contudo, nas áreas mais planas, por vezes por mais de uma dezena de quilómetros, apresenta um percurso mais calmo e sereno (Oliveira et al., 1999).

2.4. CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA

Os valores médios que caracterizam o clima de um dado local, dependem do intervalo de tempo utilizado e não apresentam os mesmos resultados quando se compara um ano com uma década, ou com um século, razão para a qual é importante dispor de séries longas de dados para se estudar as variações e as tendências do clima. Segundo a Organização Meteorológica Mundial (OMM), designam-se por normais climatológicas os apuramentos estatísticos em períodos de 30 anos que começam no primeiro ano de cada década (por exemplo, 1901-30).

Para a obtenção dos dados climáticos foi escolhida a estação climatológica de Viseu, localizada no planalto da Beira Alta. A área de estudo pertence a Castro Daire, concelho do distrito de Viseu (Tabela 2.2). Esta opção foi determinada pela ausência de uma estação climatológica em Castro Daire.

De acordo com a classificação climática de Thorntwaite, a região de Viseu apresenta um clima húmido, mesotérmico, com défice de água moderado no Verão e moderada eficácia térmica no Verão (PDM-Tondela, 2011).

Tabela 2.2 - Dados da Estação climatológica de Viseu (PDM-Tondela, 2011)

Local	Latitude (N)	Longitude (W)	Altitude (m)	Período
Viseu	40°40'	7°54'	443	1961-90

A temperatura média do ar no ano é de 13,4 °C, enquanto a temperatura média mínima do ar mensal é de 2,2 °C, registada no mês de Janeiro, e a temperatura média máxima do ar mensal é de 29,0 °C, registada no mês de Agosto (PDM-Tondela, 2011).

No que se refere à temperatura máxima absoluta, verificou-se no mês de Setembro com o valor de 39,6 °C, enquanto a temperatura mínima absoluta obteve-se em Fevereiro com o valor negativo de 7,3 °C. o maior número de dias com temperaturas superiores a 25 °C registou-se em Agosto, com 25,8 °C (Anexo 6).

A precipitação média total anual registada é 1200,2 mm. O mês de maior precipitação média total é o de Fevereiro, com valor médio de 176,9 mm. O mês de menor valor de precipitação média total é o mês de Agosto, apresentando um valor médio de 14,0 mm (Anexo 6) (PDM-Tondela, 2011).

É nos quadrantes nordeste (NE) e sudoeste (SW) que o vento apresenta maior frequência anual, com 20,6 % e 15,7 % respectivamente (Anexo 6).

Relativamente à humidade, o valor de humidade mais elevado verifica-se no mês de Janeiro às 9h. Os meses que apresentam valores de humidade relativa mais baixos são os meses de Julho e Agosto (Anexo 6).

Nesta estação, a neve foi pouco abundante, registando-se apenas em 1,1 dias ao ano, apresentando-se o valor mais elevado no mês de Janeiro. O granizo apenas se verificou nos meses de Fevereiro a Abril, Junho e Outubro, ambos com 0,1 dias, sendo que o valor médio anual é de 0,5 dias. Relativamente ao nevoeiro, apresenta-se em 24,2 dias por ano, sendo mais frequente no mês de Agosto, com 3,3 dias (PDM-Tondela, 2011).

2.5. CARACTERIZAÇÃO DA FLORA E FAUNA

Caracterização da flora

As galerias ripícolas do Paiva encontram-se relativamente bem conservadas, ao contrário da restante vegetação envolvente. Ao longo da maior parte do percurso do rio pode-se observar boas porções de galeria ripícola composta sobretudo por amieiros (*Albus glutinosa*), Salgueiros (*Salix spp*) e freixos (*Fraxinus salvifolia*) (Oliveira *et al.*, 1999; ADDP, 2007), frequentemente ladeada por carvalhais de *Quercus robur* fragmentários (CCDRC, 2002).

Pelo troço médio o rio Paiva corre num vale encaixado com matos e manchas de pinheiro, nas margens alternam troços rochosos com afloramentos e bancos de pedras e troços com margens de terra, apresentando na sua maioria uma vegetação ripícola desenvolvida (CCDRC, 2002). No entanto a composição destas galerias, e principalmente, da restante vegetação ribeirinha varia ao longo do curso do rio.

Caracterização da fauna

A bacia do Paiva alberga uma fauna muito rica e variada, resultante da diversidade de ecossistemas existentes ao longo dos cursos de água e margens.

Este curso de água assume grande importância para algumas espécies como a lontra (*Lutra lutra*), a salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*) e o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*), sendo que as últimas duas espécies referidas são endemismos ibéricos, e a primeira consta da lista de mamíferos raros e ameaçados do Conselho da Europa, Anexo II da Convenção de Berna.

A comunidade de mamíferos inclui muitas outras espécies, tais como, a raposa (*Vulpes vulpes*), ouriço-cacheiro (*Erinaceus europaeus*), o javali (*Sus scrofa*), entre as espécies cinegéticas, são de destacar o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) e a lebre (*Lepus europaeus*).

A águia-de-asa-redonda (*Buteo buteo*) é facilmente observável praticamente em toda a bacia, assim como o peneireiro-de-dorso-malhado (*Falco tinnunculus*), e o açor (*Accipiter gentilis*).

Quanto à fauna piscícola, o rio Paiva é povoado por inúmeras espécies, tais como, a boga (*Chondrostoma polylepis*), a truta-do-rio (*Salmo trutta fario*), o barbo (*Barbus barbus*), a enguia (*Anguilla anguilla*) e o escalo (*Leuciscus leuciscus*).

2.6. VALORES CONSERVACIONISTAS

O rio Paiva está qualificado na Lista Nacional de Sítios ao abrigo da Directiva Habitats (92/43/CEE) publicado em Resolução do Conselho de Ministros nº 76/2000 de 5 de Julho (CCDRC, 2002) (Figura 2.3). A dimensão da zona

classificada é de 14 562 ha, no que se refere a Castro Daire, 12 % do Concelho é abrangido pela zona classificada pela Rede Natura 2000, sendo que a percentagem do sítio no Concelho é de 31% (ICNB, 2008).

O Sítio Rio Paiva caracteriza-se por estar disposto em formato linear, ao longo do Paiva, onde predominam matos, campos agrícolas, prados e carvalhais, apresentando uma vegetação tipicamente continental (ARH-N, 2011a).

Sítio Rede Natura 2000 do Rio Paiva - PTCON0059: habitats naturais e semi-naturais constantes do anexo B-I do Decreto-Lei nº 49/2005 (PGRH Douro, 2011a):

- 3260 – Cursos de água dos pisos basal a montano com vegetação da *Ranunculion Fluitantis* e da *Callitricho-Batrachion*.
- 6410 – Pradarias com *Molinia* em solos calcários, turfosos e argilo-limosos (*Molinion caeruleae*).
- 6430 – Comunidades de ervas altas higrófilas das orlas basais e dos pisos montano a alpino.
- 91E0 – Florestas aluviais de *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*).
- 91F0 – Florestas mistas de *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* ou *Fraxinus angustifolia* das margens de grandes rios (*Ulmenion minoris*).
- 92A0 – Florestas – galerias de *Salix alba* e *Populus alba*.



Figura 2.3 – Zona classificada ao abrigo da Directiva Habitats

O rio Paiva é considerado um dos melhores rios a nível europeu, em termos de qualidade de água, o que o torna muito importante para a conservação da fauna aquática e ribeirinha, onde existe a presença de espécies importantes como o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*), o mexilhão-de-rio (*Margaritifera margaritifera*) (ARH-N, 2011a), e a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*), um endemismo ibérico classificado com o estatuto de vulnerável pela UICN, cujo habitat restringe-se a áreas muito limitadas do norte de Portugal e Espanha (CCDRC, 2002). Para o lobo (*Canis lupus*) constitui uma importante zona de passagem entre as Serras de Montemuro, Freita/Arada e Lapa/Leomil (CCDRC (2002), ADDP (2007)).

A RH3 apresenta uma estrutura de rotas e percursos com interesse paisagístico e interpretativo das massas de água, sendo que na sub-bacia do Paiva situam-se dois dos 99 percursos de pequena rota de toda a Bacia do Douro. O percurso Trilho do Paiva com uma extensão de 6,5 km e o percurso Rota do Paiva de 21 km (ARH-N, 2011a) (Figura 2.4).

Sítios	Numero de espécies com estatuto de protecção – Directiva Habitats				Total
	Espécies constantes do Anexo B-II do DL n.º 49/2005 de 24/2		Outras espécies constantes do Anexo B-IV e/ou V do DL n.º 49/2005 de 24/2		
	Flora	Fauna	Flora	Fauna	
Rios Sabor e Maçãs	5	10	6	5	26
Douro Internacional	4	16	7	8	35
Morais	3	8	2	6	19
Valongo	3	10	8	1	22
Montemuro	2	10	7	10	29
Samil	3	1	4	0	8
Minas de Santo Adrião	0	10	1	0	11
Romeu	0	7	4	2	13
Serras da Freita e Arada	4	12	7	8	31
Rio Paiva	1	10	6	3	20

Figura 2.4 - Identificação das espécies presentes nas zonas protegidas da RH Douro associadas a massas de água, ao abrigo da Directiva Habitats (ARH-N, 2011a)

2.7. OCUPAÇÃO DO SOLO

De acordo com a carta de ocupação do solo, com base na CORINE Land Cover (CLC) de 2006, salienta-se, na RH3, um predomínio das áreas afectas a florestas e meios naturais e seminaturais, seguindo-se as áreas agrícolas e agro-florestais (Figura 2.5). No período entre 2000 e 2006 verificou-se o crescimento dos territórios artificializados na sub-bacia do Paiva (ARH-N, 2011b).

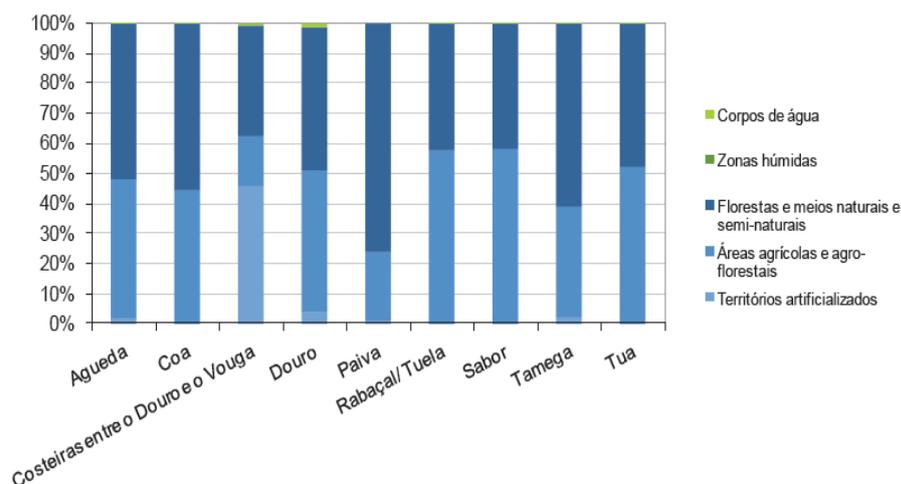


Figura 2.5 - Classes de ocupação do solo por sub-bacia, 2006 (ARH-N, 2011b)

2.8. CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÓMICA

Castro Daire situa-se na região Centro (NUT II), distrito de Viseu, e está inserido na sub-região Dão/Lafões (NUT III) (Santos, 2004). O concelho ocupa uma área equivalente a 380 Km², distribuída por 22 freguesias, contendo 16 990 habitantes (CLAS, 2005; Município de Castro Daire, 2012). Encontra-se situado num cume de um monte, e o seu topónimo tem origem num antigo castro que se encontrava na parte mais alta deste lugar (Município de Castro Daire, 2012). A Norte é delimitada com os concelhos de Tarouca, Lamego, Resende e Cinfães; a Este com Vila Nova de Paiva; a sul com Viseu e a Oeste com S. Pedro do Sul e Arouca (Município de Castro Daire, 2012). Enquadra-se numa intensa zona montanhosa de altas serras interiores — Montemuro, Gralheira e Caramulo.

Do ponto de vista demográfico tem-se registado perdas populacionais significativas desde meados do século XX até á actualidade, acompanhado por um aumento do respectivo índice de envelhecimento (CLAS, 2005). Este concelho é caracterizado por um sistema de povoamento bastante disperso e de reduzida urbanização (CLAS, 2005).

A agricultura, as principais culturas são a batata e o milho (CLAS, 2005), silvicultura e a criação de gado constituem o suporte básico da economia de uma região com baixa ocupação humana (Oliveira *et al.*, 1999). As principais actividades económicas são: agricultura e pecuária, transformação de madeira, hotelaria, serralharias de alumínio, fábrica de têxteis, panificação, construção civil, comércio e serviços (Município de Castro Daire, 2012).

2.9. AMEAÇAS NA BACIA DO RIO PAIVA

O despovoamento tem vindo a atingir nos últimos anos um grande número de aldeias. Os mais novos emigraram ou fixaram-se nas cidades, na procura de melhores oportunidades.

Uma forte ameaça provém da invasão pelas acácias e dos frequentes povoamentos monoculturais de eucaliptos (CCDRC, 2002). O impacto paisagístico provocado pelas manchas contínuas e monótonas desta espécie, oriunda de outra região biogeográfica, descaracteriza completamente as terras do Paiva.

Os fogos, que todos os anos, nos meses mais quentes, devastam consideráveis manchas de vegetação, trazem drásticas transformações ecológicas.

Outra ameaça a destacar na bacia do Paiva é a destruição dos habitats, através da construção de infra-estruturas para fins hidráulicos ou de produção de energia eléctrica.

Existem outros factores que constituem ameaças não menos importantes, como: a poluição da água e dos solos; as arborizações com fortes mobilizações de solo; a introdução de espécies exóticas; o abandono da agricultura tradicional; a utilização excessiva de adubos; e turismo desregrado; etc. (Oliveira *et al.*, 1999).

O sistema de águas residuais do concelho de Castro Daire é assegurado por 2 ETARs, 21 fossas sépticas, 1 estação elevatória e 2, 781km de emissário (Município de Castro Daire, 2010).

2.9.1. ETAR DE CASTRO DAIRE

Situada a montante da Ponte Pedrinha, localiza-se a ETAR urbana de Castro Daire (Figura 2.6), na margem direita do rio Paiva, em funcionamento desde 1984 (*com pess.*). A estrutura de funcionamento é do tipo, leito percolador, e o volume estimado de água máximo tratado é de 365 m³/dia. O número de habitantes do concelho servido pela ETAR é de 3040 hab (*com pess.*).

A jusante do ponto de descarga da ETAR, existe um ponto de monitorização, localizado no rio Paiva no concelho de Castro Daire, que integra o programa de monitorização do estado das massas de água estabelecido pela ARH Norte, no âmbito da DQA. O ponto denominado Ribeira, situa-se a cerca de 12km do ponto de descarga, sendo que a massa de água no qual este ponto se localiza registou, em 2010, um “bom estado”, de acordo com a classificação estabelecida pela DQA (Município de Castro Daire).



Figura 2.6 – ETAR de Castro Daire

Em certas alturas do ano é notório o odor desagradável (CNotícias, 2011) que se faz sentir ao chegar a Castro Daire. Além do mais, imediatamente após o local de descarga da ETAR, a água encontra-se muitas vezes com aspecto sujo, sem transparência e com formações algais excessivas. Em Setembro de 2011 foram tiradas as fotografias apresentadas anteriormente, que reflectem o estado em que se encontravam alguns dos tanques de tratamento de águas da ETAR de Castro Daire.

3. OBJECTIVOS DO ESTUDO

Neste trabalho, pretende-se:

Avaliar os impactes que a ETAR de Castro Daire tem sobre a qualidade da água do Rio Paiva num troço de aproximadamente 5km a jusante da mesma, nomeadamente:

- Avaliar o grau de perturbação antropogénica do leito e margens e identificação dos factores de perturbação;
- Avaliar os impactes da ETAR nas características físico-químicas e nas comunidades biológicas, em particular sobre os macroinvertebrados bentónicos.

METODOLOGIA

Seleccção e Caracterização dos pontos de amostragem

Parâmetros Físico-Químicos

Parâmetros Biológicos

4. METODOLOGIA

4.1. SELECÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

A área em estudo localiza-se no rio Paiva, no concelho de Castro Daire, distrito de Viseu. Os quatro pontos de amostragem localizam-se no concelho de castro Daire.

Na Figura 4.1 pode-se observar a localização e distribuição dos quatro pontos de amostragem definidos para este estudo.

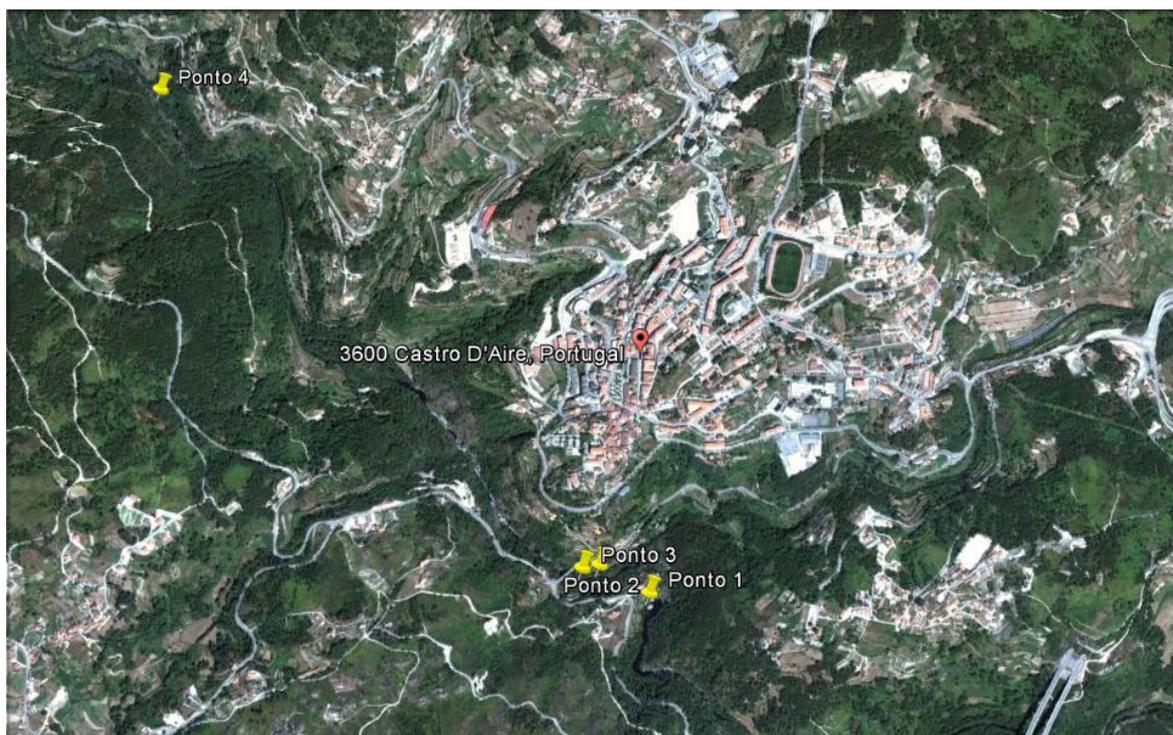


Figura 4.1 – Pontos de amostragem no rio Paiva

Ponto 1 (40°53'34.08"N; 7°55'59.97"O, 457m)

Fica situado a montante da mini-hidráulica para captação de água (Figura 4.2). Este ponto pretende servir de referência em comparação com o local situado abaixo do açude. A princípio será o ponto localizado menos alterado ecologicamente.



Figura 4.2 – Ponto de amostragem nº1

Ao longo das saídas de campo, no entanto, foram observadas duas situações negativas. Em Janeiro ocorreu uma derrocada da estrada (Figura 4.3), localizada no acima do acesso ao rio e no mês a seguir (Fevereiro 2012) ocorreu um incêndio nas margens do rio, ambas as ocorrências contribuem para o aumento considerável do volume de sedimentos e matéria orgânica no leito do rio.



Figura 4.3 - Derrocada sobre a encosta (Janeiro 2012)

Ponto 2 (40°53'36.88''N; 7°56'06.44''O, 451m)

Imediatamente a montante do local de descarga da ETAR de Castro Daire e a jusante do açude (Figura 4.4). Este local foi escolhido com duplo significado, primeiro verificar se existe um forte contraste com o local a montante, e compreender assim o impacte provocado pelo açude. Ao mesmo tempo que serve de comparação com o ponto imediatamente a seguir que se localiza a jusante da descarga das águas residuais da ETAR. Local onde desagua o rio Paivó.



Figura 4.4 – Ponto de amostragem n°2

Ponto 3 (40°53'36.58''N; 7°56'08.64''O, 457m)

O terceiro local de amostragem (Figura 4.5) foi seleccionado imediatamente a jusante da descarga da ETAR, perto da ponte Pedrinha de Castro Daire. Foi seleccionado para verificar o estado em termos de qualidade e verificar possíveis contaminações ou poluentes provenientes da descarga das AR da ETAR.



Figura 4.5 - Ponto de amostragem nº3 - Local de descarga da ETAR de Castro Daire

Em Janeiro de 2012 era visível a elevada distribuição de algas ao longo do troço amostrado (Figura 4.6), sendo que neste local o cheiro da ETAR fez-se sentir ao longo de todo o período em estudo.



Figura 4.6 – Proliferação de algas no ponto de amostragem nº3 (Janeiro 2012)

Ponto 4 (40°54'26.60''N; 7°57'77.64''O, 400m)

O quarto ponto de amostragem situa-se a cerca de 3 km a jusante do local da descarga da ETAR. A razão pela escolha deste ponto foi para verificar se o rio tem capacidade de diluir as possíveis cargas poluentes que poderão surgir a quando das descargas da ETAR, principalmente nos meses mais quentes de menor caudal do rio (Figura 4.7).

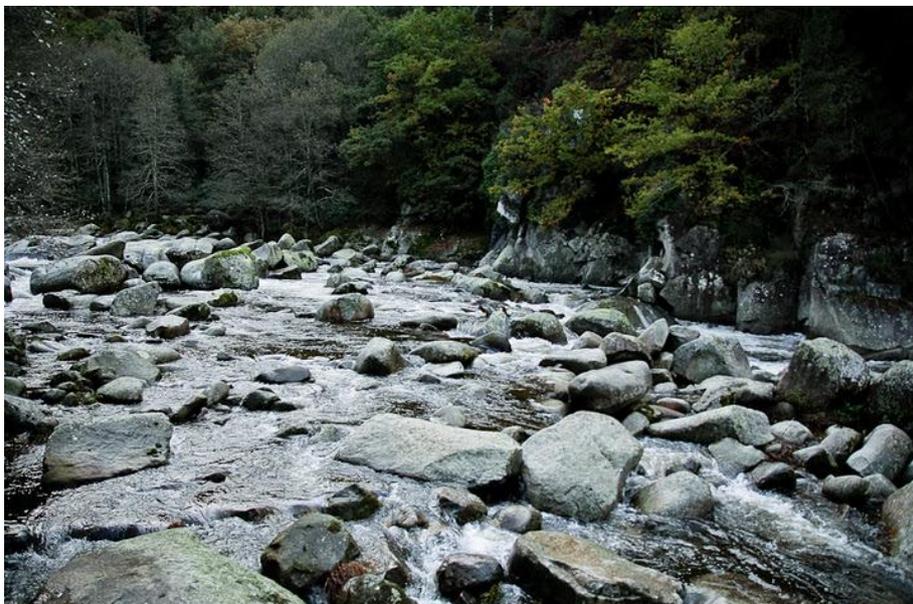


Figura 4.7 – Ponto de amostragem n°4

4.1.1. PERIODICIDADE DE AMOSTRAGEM

Este estudo decorreu de Novembro de 2011 a Junho de 2012, tendo sido recolhidas amostras de água, de macroinvertebrados bentónicos e peixes nos pontos de amostragem.

A recolha das amostras foi efectuada mensalmente, onde foram determinados parâmetros físico-químicos “*in situ*”, e recolhidas amostras de água para determinação de outros parâmetros em laboratório (Tabela 4.1).

A amostragem de macroinvertebrados efectuou-se nos quatro pontos de amostragem e a amostragem de peixes efectuou-se nos pontos 1 e 3, dado que os acessos dos restantes pontos não permitiam a realização da pesca eléctrica. As amostragens das comunidades biológicas realizaram-se em Maio.

Tabela 4.1 – Descrição sumária dos parâmetros medidos nas amostragens

	Parâmetro	Determinação	Unidades
Parâmetros medidos <i>in situ</i>	Temperatura da água Oxigénio dissolvido Condutividade	Sonda Multi 350i/SET 2F40-114B0E	°C mg O ₂ /l µS/cm
	pH	Medidor de pH & CE portátil – Combo HI 98129	Escala de Sorensen
Parâmetros medidos em laboratório	CBO ₅	Determinação OD com a sonda Multi 350i/SET - 2F40-114B0E	mg O ₂ /l
	Amónia (NH ₄) Nitratos (NO ₃ ⁻) Fosfato (PO ₄)	Fotómetro Multiparâmetros de bancada, da série C-200 – Hanna Instruments	mg NH ₄ /l mg NO ₃ ⁻ /l mg PO ₄ /l

4.2. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Grande parte das condições físicas e químicas dos rios, importantes na distribuição dos organismos, são facilmente quantificáveis. Porém nos últimos anos reconheceu-se que os indicadores químicos não fornecem informação suficiente para avaliar a integridade dos ecossistemas aquáticos, o que levou ao aumento da tendência para o uso de complementos pela monitorização biológica (González *et al.*, 2003).

Apesar de bem padronizados os métodos químicos para monitorização da qualidade das águas apresentam algumas desvantagens (Canhoto & Graça, 2009):

- É quase impossível determinar todos os parâmetros que possam afectar as comunidades biológicas;
- Os valores medidos na altura das colheitas não detectam alterações diárias nos teores de alguns compostos, especialmente em situações de poluição intermitente;
- O efeito de um poluente num organismo pode ser afectado pela presença de outro poluente – efeitos sinérgicos.

A análise dos parâmetros físico-químicos baseou-se nos limites máximos tabelados pela Directiva-Quadro da Água (Tabela XXIII, Anexo 5), assim como pela classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as características de qualidade para usos múltiplos (INAG, 2004)

4.2.1. PARÂMETROS MEDIDOS “ IN SITU” E MATERIAL

Nos ecossistemas lóticos, a colheita de amostras de água pode ser realizada junto às margens, a 30-60 cm de profundidade. Ao escolher-se um ponto de recolha, deve-se privilegiar um troço com uma certa velocidade de corrente, para assegurar uma boa mistura das massas de água (Cortes, 1997).

Os parâmetros físico-químicos medidos nos locais de amostragem foram os seguintes: temperatura do ar, pH, condutividade e oxigénio.

As amostras de água para posterior medição dos parâmetros físico-químicos em laboratório foram transportadas em frascos de polietileno de 1 litro, devidamente etiquetados, com indicação do local e data da colheita, e transportadas dentro de uma caixa térmica.

4.2.2. PARÂMETROS MEDIDOS EM LABORATÓRIO E MATERIAL

No laboratório foi determinado mensalmente a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅), a duas amostras de água por cada ponto de amostragem, transportadas em frascos de vidro escuro. O oxigénio inicial foi medido no laboratório no mesmo dia da recolha das mesmas. Ao fim de 5 dias de incubação a 20°C ± 1°C ao abrigo da luz, foi novamente medido o oxigénio de cada amostra.

A concentração de amónia (NH₃), de nitrato (NO₃) e de fosfatos (PO₄) foram determinadas por espectrofotometria.

4.3. PARÂMETROS BIOLÓGICOS

O carácter dos rios é alterável, mostrando diferenças desde a nascente à foz, não apenas na largura e volume de água, mas também na composição e diversidade de espécies (Odum, 1993).

Nos rios as comunidades bióticas variam em função de três dimensões (Canhoto & Graça, 2009):

- Longitudinal, com a sucessão de remanso e zonas de corrente;
- Largura, canal húmido vs canal activo, e área ripícola;
- Vertical, integrando a superfície da água, a coluna da água, a zona bentónica e a zona hiporreica.

Não é possível testar e monitorizar a qualidade da água em todos os locais e com grande frequência, utilizando apenas os métodos físicos-químicos, a utilização de bioindicadores assume-se assim uma ferramenta muito importante para monitorizar o estado das massas de água. Enquanto os métodos químicos fornecem informações sobre as condições no momento da colheita das amostras, os bioindicadores fornecem uma estimativa integrada no tempo, influenciada com as condições ambientais anteriores (AIMS, 2010). Pois os organismos vivem segundo uma gama de condições mais ou menos restritas, consoante a espécie. Por exemplo, apenas em substrato arenoso ou só em zonas de corrente forte. Alguns organismos são muito tolerantes a condições de hipoxia (baixo teor de

oxigénio) enquanto outros desaparecem ao mínimo sinal de perturbação, por este motivo, certos organismos podem ser indicadores de qualidade das águas (Canhoto & Graça, 2009).

O conceito de bioindicador aplicado na avaliação da qualidade da água é definido como “espécie (ou conjunto de espécies), que têm exigências específicas em relação a um ou conjunto de variáveis físicas e químicas, tais que as mudanças na presença/ausência, o número de indivíduos, o comportamento de determinadas espécies, indiquem que as variáveis físicas ou químicas consideradas estão perto dos seus limites de tolerância” (Gamboa *et al.*, 2008).

Alguns organismos desempenham um papel de indicadores bióticos, de águas enriquecidas organicamente ou em nutrientes. Os organismos que não se encontram presentes nesses ambientes são intolerantes ou dependem de organismos intolerantes para se alimentarem. Na maior parte das vezes, quanto maior for a densidade de organismos tolerantes, maior é o grau de poluição orgânica. Um dos pontos mais importantes no estudo de organismos indicadores é que estes podem assinalar a ocorrência de poluição mesmo se o poluente estiver temporariamente ausente na altura da amostragem (Abelho, 2007).

No entanto, nem todas as espécies ou comunidades podem servir como bioindicadores de sucesso, algumas características que uma espécie que funciona como bom bioindicador deve ter são apresentadas na tabela seguinte (Carignan & Villard (2002); Holt & Miller (2011)):

Tabela 4.2 – Características que definem uma espécie como sendo bom indicador biológico

Capacidade de bom indicador	Dar uma resposta mensurável (sensível à perturbação ou stress) Resposta reflecte toda a população/comunidade Resposta em proporção com o grau de contaminação ou degradação
Abundância	Densidade populacional local adequada (espécies raras não são ideais) Distribuição comum, incluindo na área em estudo Relativamente estável apesar de variações climáticas e ambientais moderadas
Bem estudada	Ecologia da espécie bem compreendida Taxonomicamente bem documentada e estável Levantamento fácil e barato
Importância económica e comercial	Espécies recolhidas com outros fins Interesse público ou sensibilização

A ideia básica de um índice de diversidade é a obtenção de uma estimativa quantitativa da variabilidade biológica que pode ser usada para comparar entidades biológicas, no espaço e no tempo (Magurran, 2004) (Figura 4.8).

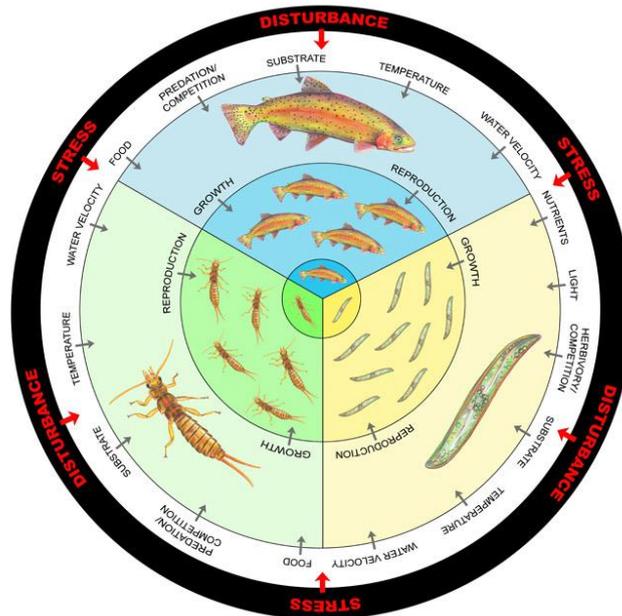


Figura 4.8 - Níveis hierárquicos de um ecossistema que respondem a perturbações antropogénicas ou naturais de stress. O anel branco de variáveis ambientais inclui factores que podem ser directamente alterados por perturbação ou stress. Estas alterações podem afectar posteriormente organismos individuais, populações, ou a comunidade como um todo. O primeiro anel colorido no exterior representa organismos individuais, o anel colorido do meio representa populações desses organismos, e o anel interior representa a comunidade em que as três espécies coexistem. As alterações ambientais podem aumentar ou diminuir o crescimento e a reprodução de um organismo, consequentemente, afectando o tamanho e produtividade da população e interações com outras espécies na comunidade (Holt & Miller, 2011).

Os índices bióticos combinam uma indicação de diversidade na base dos grupos taxonómicos observados, com uma indicação de poluição, de acordo com os grupos particulares estudados, para a obtenção de um índice. O esquema conceptual que traduz os índices biológicos baseia-se em dois efeitos da poluição, primeiro na redução da diversidade, em segundo, na perda progressiva de certos grupos que vivem em águas de boa qualidade e que são designados de organismos indicadores (Jesus, T. 2009).

Os métodos multimétricos são métodos de bioavaliação que fornecem a forma de integrar a informação composta de vários atributos biológicos denominados de métricas. Sendo que a métrica é uma característica do biota ou do meio físico-químico que se altera de uma forma preditiva com os indicadores de stress e da influência humana (Barbour *et al.*, (1999); González *et al.*, (2003)).

4.3.1. COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Os macroinvertebrados são animais invertebrados que vivem no leito do rio (entre rochas, plantas aquáticas submersas, areias, etc.), que permanecem durante todo seu ciclo de vida no rio (tais como moluscos) ou parte do ciclo de vida (como muitos insectos, em que a fase adulta é terrestre e o estágio larvar é aquático) (Alonso & Camargo, 2005). Por essa razão são denominados bentónicos ou bentos (Bentic = fundo, Macro = grande, Invertebrado = animal sem espinha dorsal). De acordo com Day *et al.*, 1989, citado por Sousa (2008), os macroinvertebrados bentónicos correspondem a um grupo de organismos com tamanho a partir de 1 mm, porém a escolha do tamanho mínimo não é unânime para todos os autores. Esta comunidade é caracterizada por uma elevada diversidade taxonómica.

Os ambientes de água doce são divididos em sistemas lóticos, ou de água corrente, como, rios, e riachos, e em sistemas lênticos, de água parada como lagos e barragens (Cortes, 1997). Algumas espécies de macroinvertebrados são encontradas exclusivamente em sistemas lóticos, enquanto outras vivem especificamente em sistemas lênticos. A maioria das espécies da ordem Plecoptera, da ordem Ephemeroptera, e da ordem Tricoptera, são exemplos do primeiro caso. Enquanto, *Anax imperator*, *Gomphus pulchellus*, *Orthetrum coeculescens* (Odonata), *Berosus affinis* (Coleoptera), o grupo *Chironomus thummi/plumosus* e Culicidae (Diptera) são exemplos que ocorrem quase exclusivamente em condições lênticas (Coimbra *et al.*, 1996).

No entanto a distribuição dos organismos aquáticos é principalmente determinada pelo tipo e diversidade de habitats disponíveis, assim como pela qualidade e quantidade de recursos alimentares disponíveis para as comunidades (Moreyra & Fonseca, 2007). A proximidade das áreas urbanas aos ecossistemas lóticos pode ser um factor importante que afecta as comunidades existentes, directamente através de mudanças específicas nos habitats, ou através da redução temporária na disponibilidade alimentar e de alteração em outras variáveis ambientais (Moreyra & Fonseca, 2007).

O uso de macroinvertebrados em estudos de monitorização ambiental apresenta muitas vantagens, tais como, segundo Calow & Petts (1992), Barbour *et al.* (1999), Alonso & Camargo (2005), Jesus, T. (2009), Pinto *et al.* (2010):

- Limitados padrões de migração ou modo de vida sésstil, o que os torna particularmente bem adaptados para avaliar impactos específicos num local;
- Integram os efeitos de variações ambientais a curto prazo. A maioria das espécies tem um complexo ciclo de vida de cerca de um ano ou mais. Fases da vida sensíveis irão responder rapidamente ao stress; a comunidade global irá responder mais lentamente;
- Servem como fonte de alimento principal para peixes, incluindo muitas espécies recreativamente e comercialmente importantes;
- A amostragem é relativamente fácil, de baixo custo e tem o mínimo efeito prejudicial sobre a biota residente;
- São fáceis de identificar em laboratório; A maioria é relativamente fácil de identificar até à família. Muitos *taxa* intolerantes podem ser identificados para níveis taxonómicos mais baixos com facilidade;
- São abundantes na maioria dos tipos de caudal, incluindo os pequenos riachos (ordem 1 e 2);
- As comunidades de macroinvertebrados bentónicos são compostas por espécies que englobam uma ampla gama de níveis tróficos e tolerâncias à poluição, fornecendo assim informações fortes para interpretar os efeitos cumulativos - São integradores de condições ambientais (Figura 4.9).

Breve descrição dos principais grupos de macroinvertebrados bentónicos dulciaquícolas:

Os oligoquetas pertencem ao vasto filo Annelida, pois apresentam o corpo constituído por anéis. Os organismos desta classe podem medir apenas alguns milímetros ou centímetros. Têm uma distribuição cosmopolita, associados principalmente a fundos lodosos, com grande quantidade de detritos, onde se enterram parcialmente no substrato. Sendo que toleram ambientes com baixa concentração de oxigénio (Moretti (2004); Serra *et al.* (2009); Bis & Kosmala (2010)), conseguindo viver em águas extremamente poluídas (Bouchard 2004).

A classe Hirudinea é constituída pelas sanguessugas, esta classe pertence também filo Annelida, como os oligoquetas, no entanto o que os diferencia é essencialmente pelo facto das sanguessugas possuírem duas ventosas, que usam para fixação ao substrato e para se alimentarem. São organismos tolerantes, capazes de sobreviver em habitats preferencialmente dulciaquícolas com baixa concentração de oxigénio (Moretti, 2004), como toleram vários poluentes químicos (Zelenskiĭ, 1955), é de assinalar que as populações de sanguessugas evitam a luz solar directa (Klemm, 1982).

Os organismos da classe Turbellaria (Filo Platyhelminthes) são semelhantes a pequenos vermes, com corpo plano e sem corpo segmentado. Encontram-se em rios, e em zonas pouco profundas de lagos, vivendo na superfície de rochas e plantas, preferindo os locais escuros (Bis & Kosmala, 2010). São organismos tolerantes à diminuição da qualidade da água doce e, tendem a viver onde há material em decomposição, de origem animal como de origem vegetal.

O filo Mollusca, inclui as classes Gastropoda (caracóis) e Bivalvia (bivalves). Os caracóis e as lapas dos rios têm uma dieta generalista, composta por algas, partículas orgânicas em decomposição e microorganismos aderidos aos substratos (protozoários, bactérias e fungos). Os bivalves alimentam-se por filtração de partículas em suspensão, como algas, bactérias e matéria orgânica, da coluna de água.

O grupo dos Crustacea (crustáceos) são relativamente pouco comuns em Portugal. Os camarões do rio podem ser muito numerosos, principalmente junto a plantas aquáticas ou detritos vegetais (Serra *et al.*, 2009). São organismos sensíveis à poluição química pois afectam as brânquias essenciais para respirarem. Podem sobreviver numa vasta gama de temperaturas da água (Bis & Kosmala, 2010).

As larvas dos efemerópteros, classe Insecta, ordem Ephemeroptera, são encontradas numa variedade de habitats, incluindo lagos, ribeiras e rios. Todas as larvas são aquáticas, enquanto os adultos são terrestres. Na maioria das espécies de Ephemeroptera o adulto vive apenas por 1-2 dias, consequentemente, a maioria do ciclo de vida é na água como larva. O tempo de vida adulta é tão curto, não há necessidade de na forma adulta se alimentarem e, portanto, o adulto não possui o aparelho bucal funcional, a sua função está reduzida ao acasalamento e postura de ovos (Serra *et al.*, 2009). São organismos que se identificam facilmente devido aos três filamentos caudais característicos, embora em algumas espécies o filamento intermédio é mais reduzido e por vezes indistinguível, o que leva a crer que o indivíduo possui apenas dois filamentos caudais e não três. Possuem brânquias na superfície dorsal do abdómen, sendo que o número e forma destas variam bastante entre os *taxon*.

Os efemerópteros são uma importante fonte de alimento para os peixes. Não toleram baixos níveis de oxigénio, são também intolerantes à poluição química da água, fraco fluxo de água e luz solar, por isso são bons indicadores da boa qualidade da água (Bouchard (2004); Bis & Kosmala (2010)).

Tricoptera é a maior ordem de insectos, também representativos de rios de água limpas e bem oxigenadas (Callisto *et al.* (2001); Moretti (2004)) com fases juvenis aquáticas e fase adulta voadora, habitando uma vasta gama de habitats aquáticos (Serra *et al.*, 2009). A melhor adaptação deste grupo é devida à construção de casulos a partir de substrato orgânico e mineral, para proteger o corpo mole. Possuem um gancho na extremidade do corpo para se prenderem ao substrato no fundo do rio ou para se deslocarem. Têm elevada importância nos ecossistemas aquáticos porque processam material orgânico e são uma importante fonte de alimento para os peixes. Este grupo

exibe uma variedade de hábitos alimentares, desde filtrados, colectores, raspadores, trituradores a predadores (Bouchard, 2004).

Como Ephemeroptera e Plecoptera, muitas espécies de Tricoptera são sensíveis à contaminação dos habitats aquáticos. Os Plecoptera são outro grupo de insectos, as larvas desta ordem vivem em água rápidas e bem oxigenadas (Moretti, 2004). Geralmente associados a substratos grossos, tais como pedras, aglomerados de folhas, galhos e troncos de grande porte. As larvas podem ser facilmente reconhecidas pela presença de duas garras na extremidade de cada perna, e dois longos filamentos segmentados na parte terminal do abdómen. Esta ordem é a mais sensível dos insectos aquáticos e muitas espécies estão restritas a ambientes com elevados níveis de oxigénio dissolvido (Serra *et al.*, 2009). Em comparação com o comprimento da fase juvenil (6 meses a 3 anos), o tempo de vida adulta é curta e, geralmente, dura apenas 1-4 semanas (Bouchard, 2004).

Dois grupos comuns de insectos são os Hemiptera e os Coleoptera, que podem ser encontrados nas águas tanto nas fases juvenis como adultas (Serra *et al.*, 2009).

A ordem Coleoptera é uma ordem extensa, dos quais a maioria dos membros são terrestres. No entanto, há um grande número de espécies adaptadas a uma grande diversidade de habitats aquáticos, podendo alcançar uma maior diversidade em ambientes lênticos (Moretti, 2004). As larvas são segmentadas e cilíndricas, com três pares de patas e uma cabeça distinta. Respiram através de brânquias ou espiráculos, não necessitando de vir à superfície para respirar. Alimentam-se de material animal e vegetal em decomposição, e são também predadores (Bis & Kosmala, 2010).

A ordem Hemiptera pertence igualmente à classe dos insectos, os adultos vivem na superfície dos rios com corrente reduzida. Devido à sua capacidade de utilizar oxigénio atmosférico, muitas vezes são capazes de existir em corpos de água com baixos níveis de dissolvido.

Existem mais espécies aquáticas da ordem Diptera do que existem de qualquer outra ordem, apesar do facto de que a maioria das espécies desta ordem é correspondem a organismos terrestres. Habitam uma grande variedade de habitats e algumas espécies são extremamente tolerante e ocorrem em massas de água fortemente poluídas (Bouchard, 2004) Devido à grande diversidade desta ordem e ao reduzido tamanho das larvas aquáticas, por vezes a identificação torna-se mais difícil, no entanto as características mais consistentes de identificação incluem a cápsula encefálica, número de segmentos torácicos e abdominais e o número e posição dos pseudópodes (Serra *et al.*, 2009).

A ordem Odonata está dividida em duas sub-ordens, a Anisoptera (libélulas) e Zygoptera (libelinhas). Assim como os adultos, as larvas (com ciclo de vida aquático) são predadores, possuindo um lábio inferior extensível para capturarem as presas. As larvas de libelinhas têm uma estrutura mais delgada e o abdómen termina em três filamentos caudais, enquanto as larvas das libélulas são mais robustas e possuem cinco filamentos terminais no abdómen (Serra *et al.* (2009); Bouchard (2004)).

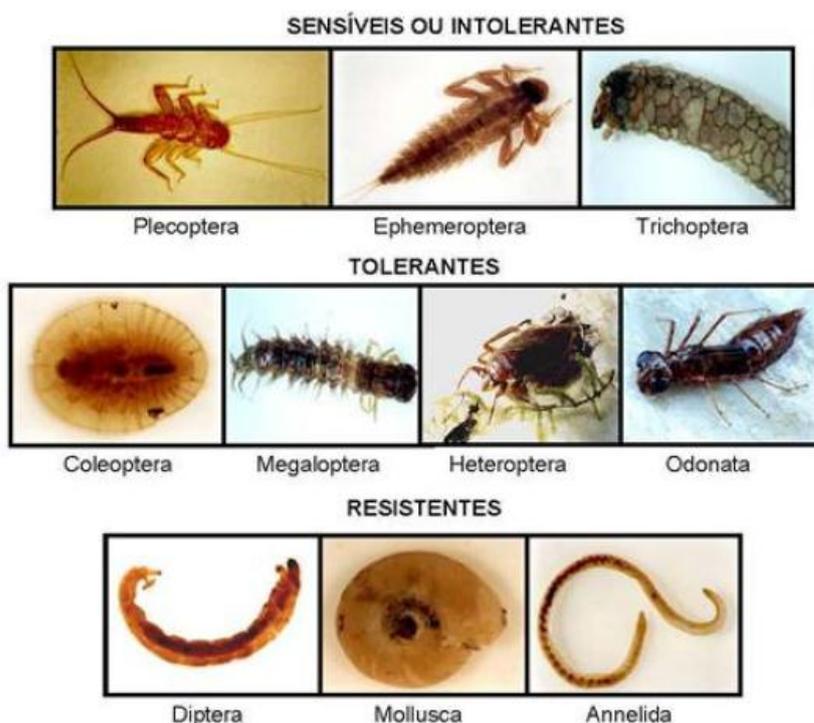


Figura 4.9 – Macroinvertebrados bentônicos bioindicadores da qualidade da água

4.3.1.1. ÍNDICES E MÉTRICAS BIOLÓGICOS

São cada vez mais utilizados os índices de avaliação da qualidade da água que tem como base os macroinvertebrados, principalmente após a aprovação da Directiva nº 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, a Directiva Quadro da Água (INAG, 2008c).

Actualmente existem as normas internacionais EN ISO 27828 (1994) *Water quality – Methods of biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macroinvertebrates*, que está em revisão, e a norma EN 14996 (2006): *Water quality – Guidance on assuring the quality of biological and ecological assessments in the aquatic environment*. A norma portuguesa das normas gerais de amostragem é a NP EN ISO 5667-2 (1996) *Qualidade da Água – Amostragem, Parte 2: Guia geral das técnicas de amostragem* (INAG, 2008*).

Os índices bióticos e métricas são usados para avaliar a integridade biológica dos ecossistemas. Os índices bióticos baseados nas comunidades de macroinvertebrados permitem avaliar o perigo ambiental e geralmente são específicos para áreas geográficas e/ou fontes de contaminação (Alonso & Camargo (2005), Pinto *et al.* (2010)). As métricas de macroinvertebrados, medidas que representam atributos da comunidade, têm sido usadas em vários índices diferentes. As métricas mais eficazes são aquelas que possuem diferenças na resposta a um leque de influências humanas (EPA, 1999).

Medidas de riqueza

Os índices de diversidade são medidores da estrutura da comunidade, ou seja, incorporam informação relativa ao número de espécies (riqueza específica) e na forma como os indivíduos se repartem pelas espécies (heterogeneidade) (Canhoto & Graça, 2009).

Geralmente consiste na identificação até ao nível da espécie, mas também pode ser avaliada muitas vezes com grupos taxonómicos mais elevados (isto é, géneros, famílias). As medidas de riqueza reflectem a diversidade da comunidade aquática. O aumento da diversidade está correlacionado com o aumento da robustez da comunidade e sugere que o habitat e fonte de alimentação são adequados para oferecer suporte a sobrevivência e desenvolvimento de muitas espécies (Barbour *et al.*, 1999).

Número total de espécies (Cortes & Oliveira, 2002)

Mede a total variedade de macroinvertebrados das amostras (EPA, 1999).

Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (1949)

Segundo Cancela da Fonseca *in* Fontoura (1985), o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') dá-nos a ideia da estabilidade da comunidade. Quando os níveis de poluição aumentam a comunidade fica sob stress, aumentando assim a instabilidade da mesma.

Requer a contagem dos organismos por grupos, até aos limites práticos de identificação, sendo que é independente do tamanho da amostra. O índice de Shannon-Weaver varia entre 0 (quando a amostra apenas contém uma espécie) e +00 valor máximo, que corresponde a S espécies (Krebs, 1999).

Determina-se através da seguinte equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \left[\left(\frac{n_i}{N} \right) \log_e \left(\frac{n_i}{N} \right) \right]$$

Onde (INAG, 2009):

S = número de grupos taxonómicos;

n_i = número de indivíduos do grupo taxonómico i;

N = número total de indivíduos.

Ln = logaritmo natural ou neperiano.

Evenness, Índice de Pielou ou Equitabilidade (1975)

A equitabilidade varia entre 0 e 1, atingindo o valor máximo quando todas as espécies de uma referida amostra são igualmente abundantes ($E=1$), e a diversidade mínima ocorre quando um dos taxa predomina ($E=0$) (Washington, 1984).

$$E = \frac{H}{\ln S}$$

Onde, (INAG, 2009):

H = índice de Diversidade de Shannon-Weaver;

S = número de taxa presentes;

Ln = logaritmo natural ou neperiano.

Medidas de composição

As medidas de composição podem ser caracterizadas por vários tipos de informações, como a abundância relativa de diferentes *taxa* ou a identidade de cada *taxa*. Os *taxa* principais (ou seja, aqueles que são de especial interesse ou ecologicamente importantes) fornecem informações importantes sobre a condição da comunidade. A presença de espécies exóticas ou tolerantes à poluição pode ser um aspecto importante de interações bióticas que dizem respeito à identidade e sensibilidade. (Barbour *et al.*, 1999).

Índice Português de Invertebrados Norte (IPTI_N) (INAG, 2009)

Este índice integra várias métricas, das quais o valor final depende, as várias métricas integrantes permitem dar resposta às componentes indicadas na DQA relativamente ao elemento biológico em questão (composição e abundância). Permitem também descrever gradientes de degradação gerar e discriminar classes de qualidade (INAG, I.P., 2009).

Para o cálculo deste índice é necessário realizar dois passos de normalização, de modo que seja expresso em termos de Rácio de Qualidade Ecológica (RQE). As normalizações determinam-se a partir do quociente entre o valor observado e o valor de referência de cada tipo de rio (mediana dos locais de referência) (INAG, I.P., 2009). Os valores de referência e a mediana para as diferentes tipologias de rios de Portugal Continental são apresentados nas Tabelas IX e X do Anexo II.

$$\text{IPTI}_N = \text{N}^\circ \text{ Taxa} \times 0,25 + \text{EPT} \times 0,15 + \text{Evenness}^* \times 0,1 + (\text{IASPT}^2 - 2) \times 0,3 + \text{Log} (\text{Sel. ETD} + 1) \times 0,2$$

*1 Evenness é também designado por índice de Pielou ou Equitabilidade

*2 IASPT – ASPT Ibérico, que corresponde ao BMWP Ibérico, dividido pelo n° de famílias incluídas no cálculo do BMWP Ibérico.

Percentagem de Efemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (%EPT) (INAG, 2009)

Esta métrica resume-se ao número de *taxa* da Ordem Efemeroptera, Plecoptera e Tricoptera. A resposta é sensível ao stress porque inclui *taxa* mais intolerantes na avaliação.

Os *taxa* de EPT considerados na métrica dependem da concentração de oxigénio, que decresce com o aumento da temperatura e poluição orgânica. As formas larvais dos mesmos exigem boa oxigenação da água e assim podem ser influenciados negativamente. A diversidade global das comunidades pode ser reduzida e os *taxa* generalistas podem tornar-se dominantes. O número de *taxa* EPT diminui quando aumenta a degradação do ecossistema Bouchard (2004).

Percentagem de Chironomidae (%C) (Cortes & Oliveira, 2002)

Esta métrica resume-se ao número de indivíduos da família Chironomidae. A resposta é sensível ao stress porque os organismos desta família são tolerantes na avaliação.

Medidas de tolerância / intolerância

Medidas que se destinam a ser representativas da sensibilidade relativa à perturbação e podem incluir números de *taxas* tolerantes e intolerantes à poluição. A tolerância é geralmente não específica para o tipo de stress. As medidas de tolerância/intolerância podem ser independentes da taxonomia ou podem ser adaptadas especificamente para *taxa* que estão associados com tolerâncias à poluição. Por exemplo, a percentagem de Hydropsychidae para Tricoptera total e a percentagem de Baetidae para Efemeroptera total são estimativas de

uniformidade dentro destas ordens de insectos que geralmente são considerados sensíveis à poluição (Barbour *et al.*, 1999).

Índice Biológico Belga (De Pauw & Vanhooen, 1983)

O índice Biótico Belga (IBB) determina-se através da consulta de uma tabela padrão de Tuffery & Verneaux (1968) (Anexo 2, Tabelas XII, XIII e XIV), em que a unidade sistemática utilizada para a sua determinação depende do grupo faunístico em questão.

Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) (Alba-Tercedor *et al.* 2002)

O BMWP' é resultante de uma adaptação à Península Ibérica dado que o índice estava adaptado aos habitats de Inglaterra, o Biological Working Party (BMWP) (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), servindo para classificar a qualidade das águas com base na sensibilidade ecológica das famílias presentes num determinado troço do rio em estudo (Canhoto & Graça, 2009).

Este índice é um método de classificação simples de macroinvertebrados, pois só se identificam os mesmos até à família, e que requer apenas dados qualitativos (presença-ausência). No entanto é um pouco limitado na classificação que estabelece, pois existem situações em que o somatório fica no limite intermédio entre duas classes (Alba-Tercedor, 1996).

Este índice ordena as famílias de macroinvertebrados em dez grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância à contaminação. A cada família corresponde uma pontuação que varia entre 1 e 10, Tabelas XV do Anexo 2.

Os macroinvertebrados recolhidos são separados de acordo com a Família a que pertencem, elabora-se um inventário e soma-se o total de pontuação para cada ponto de amostragem. O valor obtido pertence a uma Classe de Qualidade que indica a qualidade da água em estudo. A cada local de amostragem vai equivaler uma cor correspondente à Classe de Qualidade obtida, Tabela XVI do Anexo 2.

Estes dois índices a cima apresentados, interligam o factor tolerância com o factor de diversidade, especialmente o IBB. São os índices mais utilizados na Península Ibérica.

4.3.1.2. RECOLHA DE DADOS

O procedimento de recolha das amostras em campo e o material utilizado dependem do tipo de ecossistema aquático a estudar.

Quanto aos macroinvertebrados bentónicos, o método de recolha deve ter em atenção: a natureza do substrato dos diferentes locais de amostragem; a velocidade da corrente do rio; a profundidade do curso de água e o tipo de amostra pretendida.

Neste trabalho foi seguido o Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos adoptado para Portugal no âmbito da aplicação da DQA (INAG, 2008).

Após a selecção dos troços representativos do tipo de curso de água a amostrar, procedeu-se à colheita das amostras de macroinvertebrados, com uma rede de mão, com uma malha de 0,5 mm, suportada por uma armação metálica com largura de 25 cm. A amostragem foi efectuada contra a corrente, de jusante para montante, realizados 6 arrastos por ponto.

Concluída a colheita em cada ponto de amostragem, o material recolhido com auxílio da rede de mão foi transferido para frascos de plástico de 1l, devidamente etiquetados, registando-se o número da amostra e respectivo substrato, o local e a data da recolha.

Posteriormente o material recolhido foi transportado para o laboratório, onde se procedeu à lavagem das amostras com jactos de água corrente, utilizando-se crivos. O objectivo com este procedimento é o de separar o material grosseiro (folhas, pequenos ramos ou pedras) do material mais fino, a fim de facilitar a triagem dos macroinvertebrados. Durante esta fase teve-se o máximo de cuidado de forma a evitar ao máximo a destruição dos organismos. O material que foi recolhido com as lavagens foi disposto em tabuleiros separados.

De seguida com o auxílio de pinças, lupa, e agulhas de dissecação, procedeu-se ao levantamento dos macroinvertebrados dos tabuleiros, procedendo-se à sua separação para frascos de plástico com álcool a 70%. Os organismos foram separados e identificados por grupos taxonómicos com o auxílio de uma lupa binocular, com diferentes ampliações.

Procedeu-se à contagem dos indivíduos de cada grupo taxonómico, permitindo efectuar o cálculo dos diversos índices e métricas.

4.3.2. COMUNIDADE PISCÍCOLA

O inventário da comunidade piscícola é uma componente integral de muitos programas de gestão de qualidade de água em muitos países, sendo que a avaliação da estrutura geral e funcional da ictiofauna permite avaliar a integridade biológica e proteger a qualidade das águas superficiais adequadamente (EPA, 1999).

Com a aplicação da DQA surgiu a importância em classificar as águas doces que necessitam de ser protegidas ou melhoradas a fim de estarem aptas à vida dos peixes, designando-se como águas piscícolas. Esta designação determina a obrigatoriedade de ser realizada mensalmente a monitorização da qualidade de água (Figura III, Anexo 5) nos troços mediante o tipo de água que se refere: águas de salmonídeos, as águas onde vivem ou poderão viver espécies piscícolas da família *Salmonidae*, como a truta, ou águas de ciprinídeos, águas onde vivem ou poderão viver espécies piscícolas da família *Cyprinidae*, como o barbo, a boga e o escaló.

O rio Paiva tem uma extensão de 90,5 km, desde a nascente até à Ponte de Alvarenga, com a designação de águas de salmonídeos (DGF-Min.Agricultura, 2002).

Muitas espécies vivem e reproduzem-se numa determinada área, mais ou menos constante de um rio, enquanto algumas espécies são migratórias. Os peixes anádromos, como o salmão e sável, reproduzem-se e desovam em água doce mas desenvolvem-se até ao estado adulto no mar. Os peixes catádromos reproduzem-se no mar, mas desenvolvem-se até à forma adulta em água doce, como as enguias. (Goldman & Horne, 1983).

A biomassa total de peixes pode ser bastante constante de ano para ano, mas há geralmente uma considerável variação no tamanho das várias classes. O sucesso ou fracasso de uma classe num determinado ano é dependente de muitos factores ambientais. Para peixes de água fria como truta, a subida da temperatura da água no Verão é um factor determinante, no entanto, as inter- e intra- relações específicas como, a competição por alimento, predação e canibalismo também são relevantes (Goldman & Horne, 1983).

As modificações antropógenicas no fluxo dos rios, estuários e lagos levam à redução das populações de peixes nativos.

Vantagens em estudar a comunidade piscícola, segundo Calow & Petts (1992) e Barbour *et al.* (1999):

- Bons indicadores a longo prazo (vários anos) dos efeitos e condições do habitat porque têm uma duração de vida relativamente longa e são móveis;
- A comunidade de peixes geralmente inclui uma variedade de espécies que representam uma variedade de níveis tróficos (omnívoros, herbívoros, insectívoros, planctívoros, piscívoros). Tendem a integrar os efeitos de níveis tróficos mais baixos; assim, a estrutura da comunidade reflecte a saúde ambiental de uma forma integrada;
- Estão no topo da cadeia alimentar aquática e são consumidos pelos seres humanos, tornando-se importantes para avaliar a contaminação;
- São relativamente fáceis de colectar e identificar até ao nível de espécie. A maioria dos espécimes pode ser classificados e identificados no campo por profissionais experientes e posteriormente devolvidos ilesos ao meio aquático;

Os requisitos ambientais da maioria dos peixes são relativamente bem conhecidos. Informações sobre o histórico de vida e sobre distribuições de peixe são comumente disponíveis.

4.3.2.1. RECOLHA DE DADOS

Para a realização da amostragem de peixes em Castro Daire foi seguido o Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola adoptado para Portugal no âmbito da aplicação da DQA (INAG, 2008).

A recolha de peixes deve centrar-se numa abordagem multi habitat – amostragem de habitats na proporção relativa à sua representação nos pontos de estudo. A amostragem de cada amostra deve conter habitats de *riffle*, *run* e *pool*, quando possível (EPA, 1999).

A pesca eléctrica tem provado ser o mais abrangente e eficaz método para a captura de peixes em água doce (EPA, 1999). Os métodos eléctricos têm a vantagem sobre outros meios de colheita de peixes, como, não requerem uma preparação preliminar do local, e requisitos em termos de mão-de-obra e esforço físico pequenos. A utilização deste método não provoca a mortalidade ou danos aos peixes. A reacção de um peixe a uma corrente eléctrica é o resultado da estimulação do sistema nervoso, o que induz uma série de movimentos musculares involuntários, para uma natação involuntária dirigida, de acordo com a intensidade da estimulação. A extensão do diâmetro da pesca varia de acordo com a potência disponível, a condutividade da água - que pode mudar abruptamente - a temperatura, e a eficiência do tipo de corrente eléctrica (Backiel, 1980).

A pesca eléctrica deve começar num local de *riffle* superficial ou outra barreira física no limite a jusante da área de amostragem e terminar numa barreira semelhante a montante do ponto de amostragem (EPA, 1999).

Os peixes capturados foram identificados, medidos e pesados *in situ*, e posteriormente repostos no rio. Todos os peixes com menos de 50 mm não foram pesados.

4.3.3. QUALIDADE DO HABITAT

A avaliação do valor ecológico dos ecossistemas tem vindo a tornar-se uma ferramenta cada vez mais imprescindível na gestão dos recursos naturais, sendo o seu principal objectivo, a determinação do maior ou menor afastamento do ecossistema do seu estado natural. A determinação e consequente interpretação dos índices de qualidade do habitat têm consequências directas no planeamento e na gestão dos recursos hídricos, porque reconhecem-se as potencialidades que um determinado local tem para atribuir usos de forma a praticar o seu aproveitamento de forma mais eficiente (González *et al.*, 2003).

Assim, a avaliação do habitat é definida como a avaliação da estrutura do habitat físico circundante, que influencia a qualidade do recurso água e da condição da comunidade aquática residente (Barbour *et al.*, 1999). As margens ripícolas são um elemento chave no funcionamento do ecossistema aquático, e consequentemente na qualidade da água, pois funciona como corredor biológico estruturador da margem, servindo de protecção a erosão e as cheias, funciona como filtro da contaminação difusa e como tampão contra alterações ocorridas. A vegetação ribeirinha é directamente dependente do regime hidrológico da linha de água, assim como do substrato geológico (González *et al.*, 2003), caracteriza-se por ser um habitat único e vulnerável em equilíbrio com o canal (Jeffries & Mills, 1990).

O cálculo dos índices de Avaliação Visual do Habitat e de Qualidade do Bosque de Ribeira foram realizados “*in situ*”. A época escolhida de realização das amostragens foi a Primavera a fim de evitar possíveis erros na identificação e contabilização do número de espécies arbóreas devido a estarem sem folhas noutras estações do ano.

Índice de Avaliação Visual do Habitat (EPA, 1999)

Este índice de avaliação rápida do habitat baseada na observação visual é usado para recolher informações sobre as características hidrográficas e de fluxo que são úteis para a validação e interpretação de dados, avaliação do valor ecológico, e verificação de situações de impacte negativo sob o meio aquático. As observações e as impressões das equipas de campo são extremamente valiosas (EPA, 1999).

O processo para efectuar a avaliação rápida do habitat é feito através do preenchimento de um formulário de dados, com dez parâmetros (Anexo 5). A cada um dos dez parâmetros, é atribuída uma pontuação, entre 0 a 20, sendo 20 a pontuação mais alta, ou seja, que representa as condições "ideais" (EPA, 1999). As pontuações atribuídas a cada parâmetro são somadas no final, e comparadas com a pontuação de cada parâmetro respectivo, obtido para uma situação de referência, permitindo avaliar o grau de alteração da área de estudo.

Os cinco primeiros parâmetros são relacionados com as características do habitat e estão classificados especificamente para o alcance de amostragem. Os cinco seguintes parâmetros estão relacionados com efeitos em grande escala e podem exigir uma avaliação visual para além do alcance de amostragem (EPA, 1999).

Índice de Qualidade do Bosque de Ribeira (Munné *et al.*, 1998)

Abreviadamente designado por QBR, este índice, foi desenvolvido em Espanha por Munné *et al.* (1998), com aplicação principalmente em rios do Norte da Península Ibérica (González *et al.*, 2003), que permite comparar o estado ecológico actual de um habitat com um estado de referência.

Este índice permite avaliar a integridade do habitat, através da análise da composição e cobertura da galeria ripícola, com inclusão das características das margens e habitats fluviais (MAOTDR, 2002).

O cálculo deste índice consiste no preenchimento de uma tabela (Anexo 5), com quatro métricas com o fim de sintetizar diferentes aspectos qualitativos do estado do rio, entre 0 e 100 (González *et al.* (2003); Munné *et al.*, (2003)):

- Integridade – calcula-se considerando o coberto vegetal total e o grau de conexão entre a galeria ribeirinha e o ecossistema terrestre;
- Estrutura – determinada a partir do número de estratos da formação;
- Qualidade – esta métrica inclui a diversidade em espécies existentes e o seu carácter de autóctones ou alóctones, também inclui factores de perturbação humana;
- Naturalidade – expressa como o grau de alteração do canal fluvial do ponto de vista físico.

A cada sessão é atribuída uma pontuação independente de 0, 5, 10 e 25, indicando um estado da zona ribeirinha cada vez mais próxima do estado natural (González *et al.*, 2003). A pontuação pode ser modificada pela identificação de características suplementares especificadas para cada métrica, mediante a soma ou subtração de 5 a 15 pontos. No entanto a pontuação final da métrica não pode ser negativa nem superior a 25 pontos.

Para atribuir a pontuação na sessão do grau de naturalidade do canal, é necessário preencher primeiro a tabela referente ao tipo geomorfológico (Anexo 5).

O valor final de QBR é obtido através da soma das pontuações de cada uma das quatro métricas, variando entre 0 (qualidade mínima) e 100 (qualidade máxima), e o valor obtido é analisado com a tabela onde estão definidas as classes de qualidade do bosque de ribeira (Anexo 5).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação Físico-Química

Avaliação Biológica

Qualidade do Habitat

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA

A medição dos parâmetros físico-químicos foi efectuada, ao longo de 8 meses, nos meses de Novembro de 2011 a Junho de 2012. No mês de Janeiro não foi possível realizar a avaliação dos parâmetros no 4º ponto de amostragem devido a uma avaria no carro que impossibilitou a deslocação até esse ponto.

5.1.1. PARÂMETROS MEDIDOS "IN SITU"

Temperatura da água

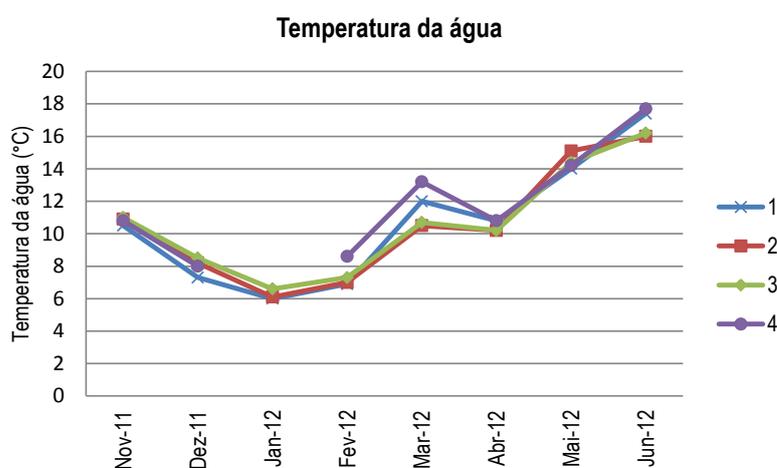


Figura 5.1 – Variação espaço-temporal da temperatura da água (°C)

As variações da temperatura da água observadas no gráfico apresentado (Figura 5.1) permitem verificar a existência de uma flutuação sazonal natural, exceptuando a descida de temperatura no mês de Abril. Verifica-se uma descida de temperatura de Novembro até Janeiro, e um aumento a partir desse mês. Os valores mais altos foram observados no mês de Junho, onde os valores de temperatura oscilaram entre os 17,7°C (ponto n°4) e os 16,0°C (ponto n°2). O valor mais baixo registado verificou-se em Janeiro, de 6 °C, no ponto de amostragem 1.

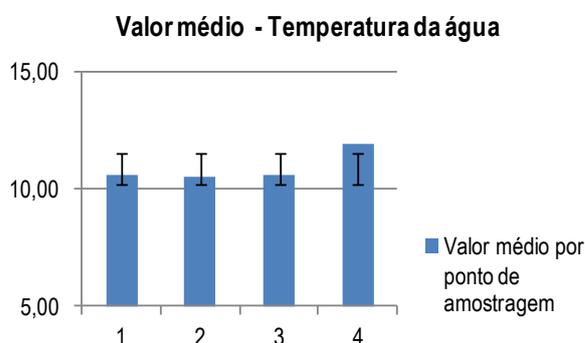


Figura 5.2 - Valor médio de temperatura da água obtido em cada ponto de amostragem

Não se verificou diferenças significativas entre os pontos de amostragem, sendo que os valores médios deste parâmetro em cada ponto foram: Ponto 1 – 10,61°C; Ponto 2 – 10,50°C; Ponto 3 – 10,61°C, e Ponto 4 – 11,90°C.

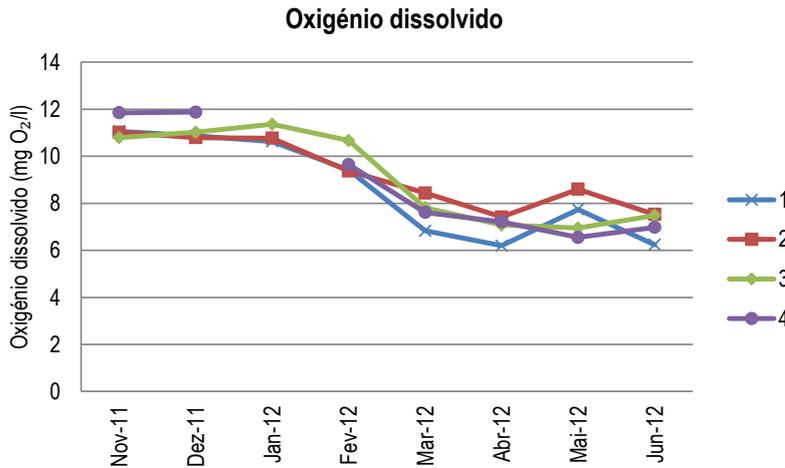
Oxigênio dissolvido

Figura 5.3 - Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido (mg/l)

Analisando a Figura 5.3 verifica-se que os valores de oxigênio mantiveram-se semelhantes nos meses de Novembro, Dezembro e Janeiro, e um decréscimo a partir do mês de Fevereiro. Os valores mais elevados foram observados no mês de Novembro em todos os pontos, oscilando entre 10,79 mg/l e 11,0 mg/l. Para estes 3 meses, incluindo o mês de Fevereiro observa-se uma clara correspondência entre os valores mais baixos de temperatura da água e os valores mais elevados de oxigênio registados. Segundo Marcy *et al.* (2010) a saturação de oxigênio ocorre com concentrações mais baixas em água com temperaturas baixas, pois a solubilidade de oxigênio dissolvido é inversamente correlacionado com a temperatura.

No mês de Abril obtiveram-se os valores mais baixos de oxigênio, de 6,20 mg/l (Ponto 1) e de 7,42 mg/l (Ponto 2). Em Maio ocorreu uma ligeira subida de oxigênio em comparação com os meses de Fevereiro, Março e Junho.

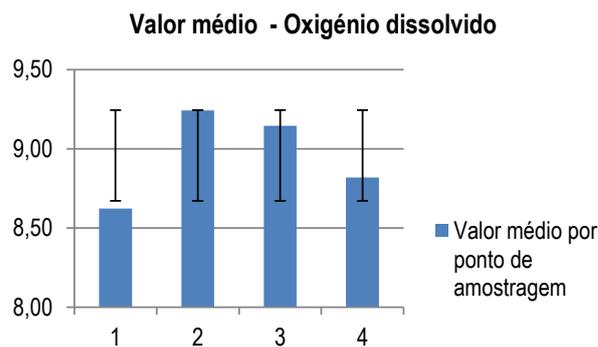


Figura 5.4 - Valor médio de oxigênio dissolvido obtido em cada ponto de amostragem

Os valores médios obtidos permitem concluir que assim como para a temperatura da água, não se verificou diferenças significativas entre os pontos de amostragem (Figura 5.4). Os valores obtidos de ambos os parâmetros estão de acordo com as classificações estabelecidas para a qualidade da água.

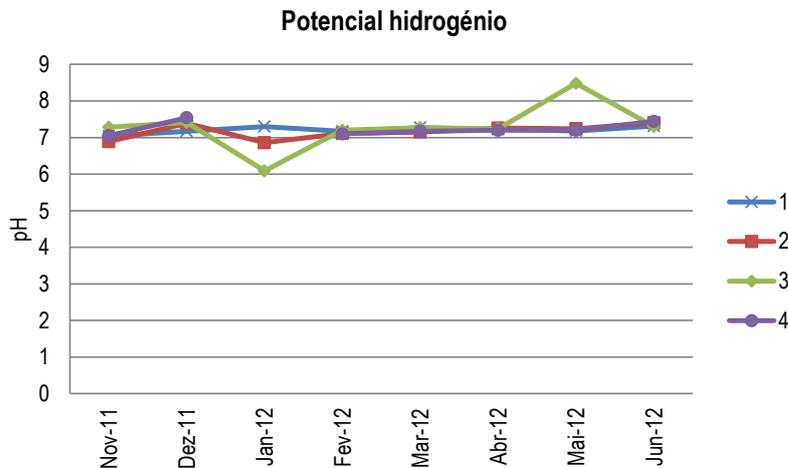
Potencial hidrogénio

Figura 5.5 - Variação espácio-temporal do pH

Pela análise da Figura 5.5, verifica-se que ao longo do período de amostragem não ocorreram variações muito significativas de pH, salientando-se uma ligeira subida em todos os pontos de amostragem de Novembro para Dezembro seguida de descida dos valores de pH em Janeiro nos pontos de amostragem 2 e 3, sendo que o valor mais baixo registado foi em Janeiro no ponto 3 de 6,09. Visto que os valores mais baixos foram registados no Inverno, pode ser explicada pelo aumento de caudal que aumenta o efeito de diluição e pela diminuição da produtividade primária. O valor mais alto registado foi de 8,48 em Maio, igualmente para o ponto 3.

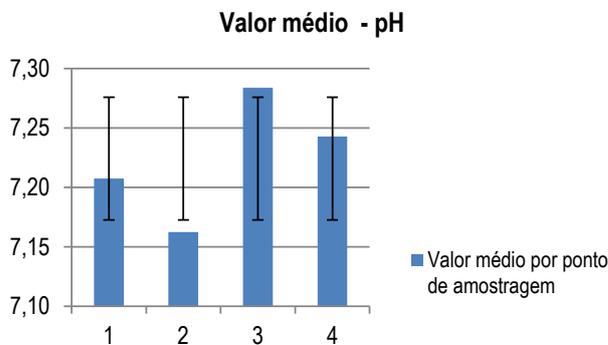


Figura 5.6 - Valor médio de pH obtido em cada ponto de amostragem

É de destacar que os valores limite toleráveis de pH para a maior parte da fauna e flora estão entre os 5,0 e 9,0 (Cortes, 1997), e que em nenhum ponto de amostragem foram registados valores de pH fora desses valores limites.

Condutividade

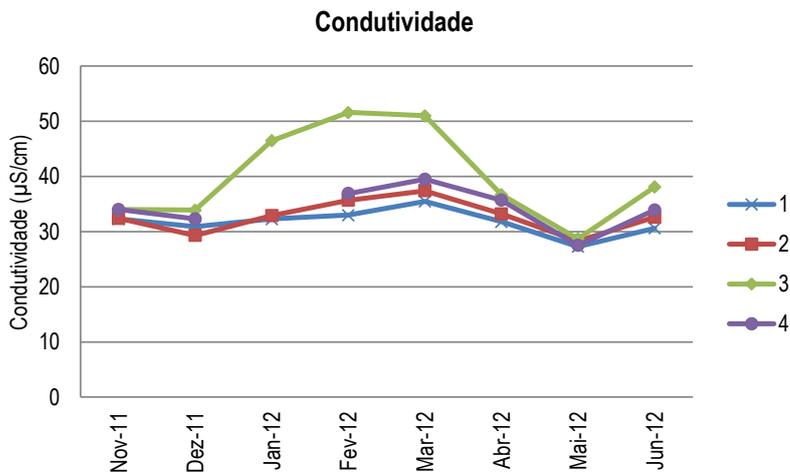


Figura 5.7 - Variação espaço-temporal da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

De Janeiro a Março os valores de condutividade aumentaram progressivamente, dado que foram meses com fraca precipitação este aumento, provavelmente, deve-se à menor quantidade de água no rio verificada nessa época.

De acordo com a Figura 5.7 verifica-se que foi no ponto de amostragem nº 3 que se obteve os valores mais elevados deste parâmetro. A grande discrepância de valores, comparativamente aos restantes pontos, verificou-se principalmente nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março. Sendo assim, o valor mais alto registado foi de 51,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no mês de Fevereiro.

O valor de condutividade mais baixo registou-se no mês de Maio, com 27,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no ponto 1.

Relativamente aos valores médios obtidos, como era de esperar, a média mais alta é referente ao ponto 3 (40,06 $\mu\text{S}/\text{cm}$), seguindo-se o ponto 4 com 34,26 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 5.8), tal facto pode dever-se ao aumento de sólidos dissolvidos totais provavelmente provenientes de lixiviação das margens ou devido a descargas de efluentes, salienta-se que o ponto 3 recebe directamente os efluentes da ETAR de Castro Daire.

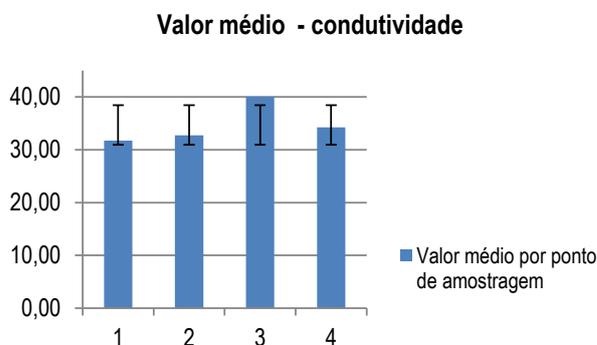


Figura 5.8 - Valor médio de condutividade obtido em cada ponto de amostragem

5.1.2. PARÂMETROS MEDIDOS EM LABORATÓRIO

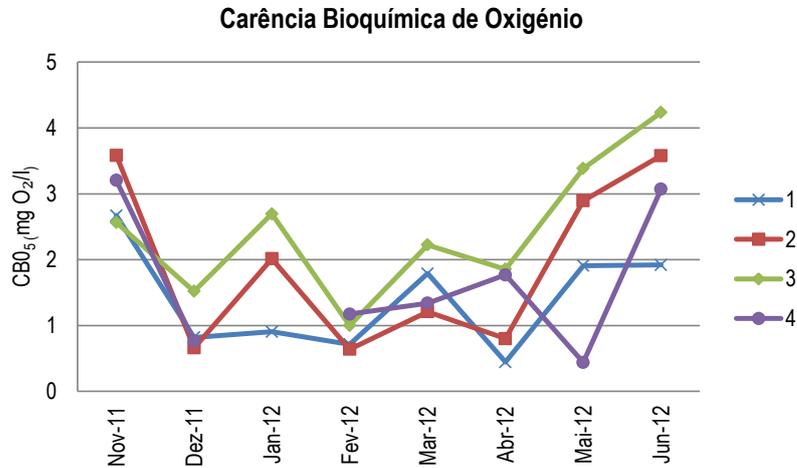
Carência Bioquímica de Oxigénio

Figura 5.9 - Variação espaço-temporal da carência bioquímica de oxigénio (mg O₂/l)

Acerca da CBO verifica-se através da análise da Figura 5.9 que o perfil deste parâmetro ao longo do período de estudo sofreu bastantes flutuações, em todos os pontos de amostragem.

O valor mais elevado foi registado no ponto 3 (4,24 mg O₂/l) no mês de Junho, e foi no ponto 4 (0,44 mg O₂/l), em Maio que se registou o valor mais baixo deste parâmetro.

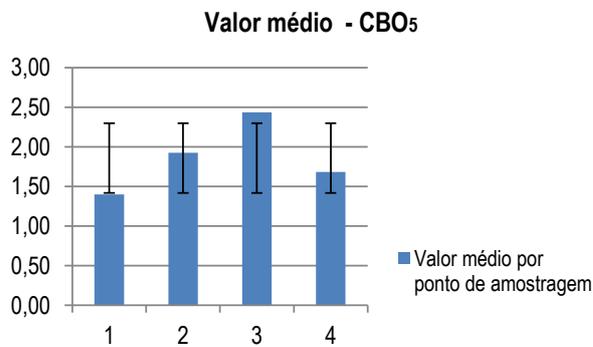


Figura 5.10 - Valor médio de CBO obtido em cada ponto de amostragem

Amónia

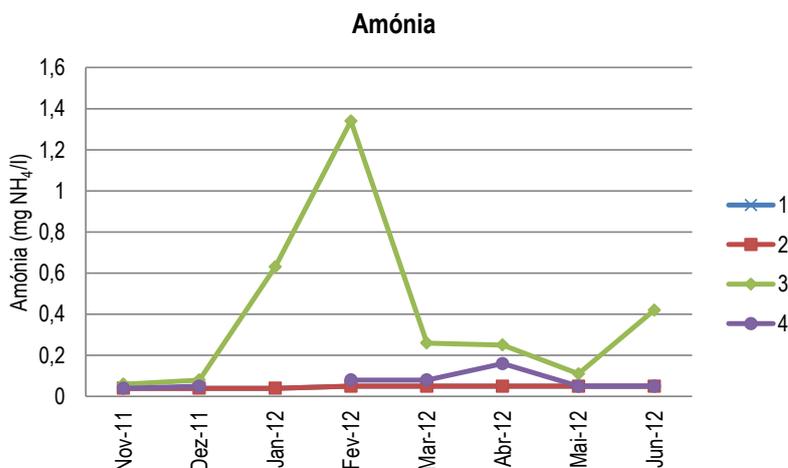


Figura 5.11 - Variação espaço-temporal da amónia (mg/l)

Analisando a Figura 5.11 verifica-se que para os pontos 2, 3 e 4 os valores de amónia, obtidos durante os oito meses de amostragem, foram lineares e especificamente baixos. Destaca-se, pelos valores altos o ponto 3, principalmente nos meses de Janeiro e Fevereiro. Estes elevados valores de amónia observados no ponto 3 poderão ser resultantes de uma diminuição de caudal, como já foi referido nos meses de inverno a precipitação foi fraca consequentemente o caudal verificou-se mais baixo nesses meses do que seria de esperar. No entanto estes resultados podem estar relacionados também com as descargas da ETAR, e aliado ao baixo caudal o efluente da ETAR não terá sofrido o efeito de diluição que anulasse a concentração deste parâmetro. Estes valores podem eventualmente ser justificados com efluente não tratado eficientemente, proveniente da ETAR ou retratar problemas de funcionamento da mesma.

Concluindo o valor obtido mais alto foi de 1,34 mg/l, no mês de Janeiro (ponto 3), sendo que na maioria dos meses para os pontos 1 e 2 os valores de amónia não excederam os 0,05 mg/l.

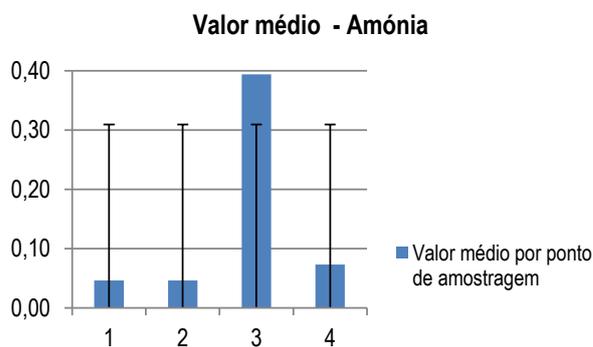


Figura 5.12 - Valor médio de amónia obtido em cada ponto de amostragem

Enquanto a média para este parâmetro, nos pontos 1 e 2 foi igualmente de 0,05 mg/l e de 0,07 mg/l para o ponto 4, o valor médio obtido para o ponto a jusante da ETAR (ponto 3), foi de 0,39 mg/l, denotando-se uma clara diferença entre os primeiros pontos salientados e o ponto 3 (Figura 5.12).

De acordo com os limiares máximos estabelecidos para o Bom estado ecológico dos parâmetros físico-químicos, os resultados de amónia ultrapassam o valor limite definido pela DQA (Tabela XXIII, Anexo 5), assim como os definidos pela classificação de qualidade para usos múltiplos (INAG, 2004).

Nitrato e Fosfato

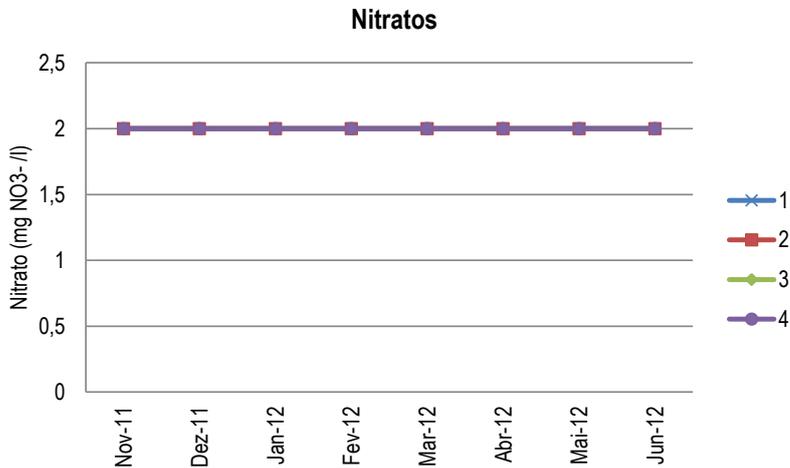


Figura 5.13 – Variação espaço-temporal do nitrato (mg/l).

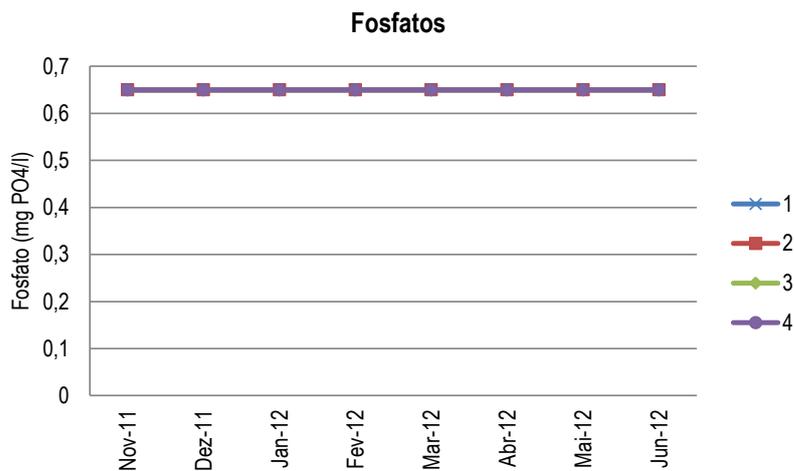


Figura 5.14 - Variação espaço-temporal do fosfato (mg/l)

Os valores obtidos, para ambos os parâmetros representados nas figuras acima apresentadas nunca excederam o valor mínimo limite lido através da sonda do fotómetro (Figura 5.13 e Figura 5.14). Estes resultados poderão estar relacionados com o efeito de diluição natural ou intensificado pela precipitação, como poderão dever-se à maior capacidade oxidante da água.

Relativamente aos resultados de nitritos, os baixos valores observados não implicam que as águas estejam isentas de poluição, pois estes não podem ser estudados separadamente da concentração da amónia.

5.2. AVALIAÇÃO BIOLÓGICA

As amostragens das comunidades de macroinvertebrados devem ser efectuadas durante a Primavera (INAG, I.P. 2008c). Sendo assim as colheitas foram realizadas no mês de Maio de 2012. No entanto de forma a ser possível retirar conclusões claras dos resultados obtidos, é essencial que se repitam as amostragens, na mesma época do ano. Como apenas se realizou uma campanha ao longo do período em estudo não é possível aprofundar a discussão dos resultados quanto à variabilidade sazonal na composição e abundância da comunidade de macroinvertebrados. Considera-se igualmente a importância dos resultados obtidos para futuros trabalhos realizados no rio Paiva.

5.2.1. COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

No Anexo 2 são apresentados os valores discriminados por grupos taxonómicos obtidos em cada um dos pontos de amostragem.

No total da recolha de macroinvertebrados realizada foram registados 792 indivíduos da comunidade de macroinvertebrados bentónicos, pertencentes a 12 grupos taxonómicos (Anexo 2).

O ponto de amostragem nº3 obteve maior número de indivíduos recolhidos durante o trabalho de campo, verificou-se também que para este ponto corresponderam os valores totais mais baixos para o índice de Shannon-Weaver (H'), índice de Pielou (E), Índice Português de Invertebrados Norte ($IPTI_N$) e percentagem de EPT.

A maior diversidade de espécies foi obtida no ponto nº2, igualmente para os índices %EPT, H' , IBMWP' e $IPTI_N$ verificou-se os resultados mais elevados.

De acordo com o IBB, IBWP e EQR as águas não se encontram poluídas.

Tabela 5.1 – Resultados obtidos dos índices bióticos

Ponto de amostragem	Medidas de Riqueza				Medidas de Composição			Medidas de tolerância / intolerância	
	Nº de indivs	T_{esp}	H'	E	$IPTI_N$	%EPT	%C	IBB	IBMWP'
1	95	18	2,32	0,80	0,689	44,44	19,23	10	108
2	179	27	2,50	0,76	0,870	51,85	39,40	10	163
3	285	20	1,71	0,57	0,684	40,00	57,58	10	115
4	233	21	2,47	0,81	0,723	42,86	18,82	10	112
Ponto de amostragem	Classe de Qualidade do IBMWP'				EQR			IBB	
1	Boa				Bom			Água não poluída	
2	Boa				Bom			Água não poluída	
3	Boa				Bom			Água não poluída	
4	Boa				Bom			Água não poluída	

Grupos taxonómicos

De acordo com a Figura 5.15, é possível verificar que a maioria dos grupos taxonómicos estiveram presentes em todos os pontos de amostragem.

A ordem mais abundante foi Ephemeroptera, com 350 exemplares (44,19%), distribuída por 9 famílias, sendo que a família com mais indivíduos identificados foi Ephemerellidae, com 233 indivíduos. A segunda ordem mais dominante foi Diptera (29,55%), com 234 indivíduos e 8 famílias registadas, sendo que as famílias mais abundantes foram Simuliidae e Chironomidae com 89 e 86 registos, respectivamente, o que revela a dominância destas duas famílias em relação à sua ordem.

No ponto 1 verificou-se menor número de grupos taxonómicos, nomeadamente um total de 6 grupos. O ponto com maior número de grupos taxonómicos foi o ponto 2, com 11 grupos, apenas não esteve presente a classe Hirudinea

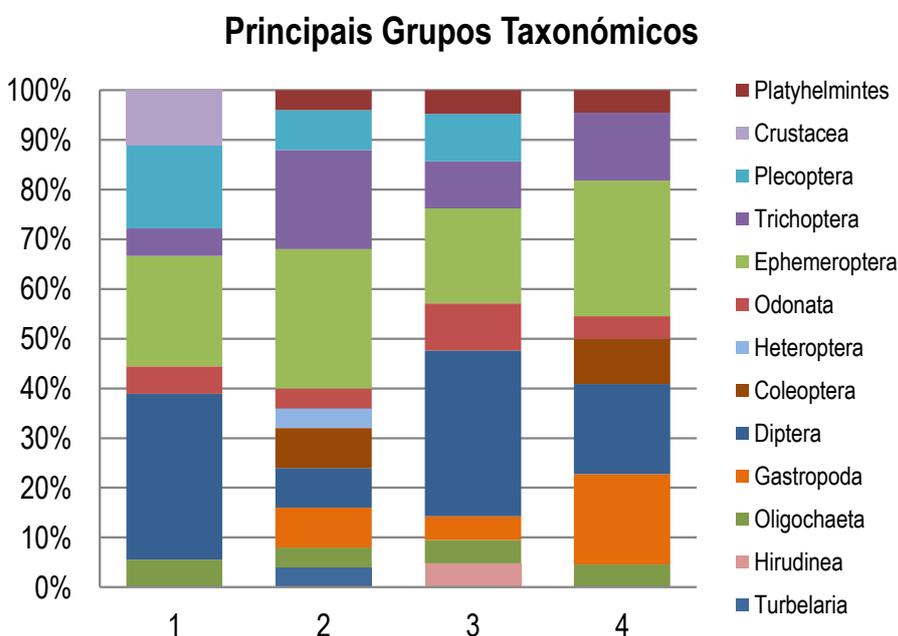


Figura 5.15 - Variação espaço-temporal do número de indivíduos de cada unidade sistemática

Foram recolhidos 382 exemplares destas ordens, o que corresponde a 48,23% do total de indivíduos (Figura 5.16).

A ordem Ephemeroptera foi a mais representativa com 350 indivíduos (91,62 % do total de indivíduos EPT), distribuída por 9 famílias. Destas as mais abundantes foram, Ephemerellidae (233 indivíduos), Leptophlebiidae (54 indivíduos) e Baetidae (28 indivíduos).

A ordem Trichoptera registou 19 indivíduos de 6 famílias (4,97% do total de indivíduos EPT, enquanto da ordem Plecoptera obteve apenas 13 indivíduos de 4 famílias (3,40%).

Estas ordens desempenham um papel fundamental na biomonitorização como indicadores de boa qualidade da água, devido à sua sensibilidade às perturbações do habitat e intolerância à poluição (Callisto *et al.*, 2001).

Observou-se uma predominância de EPT no ponto de amostragem nº 2, sendo que o valor mais baixo foi obtido no ponto nº3.

De referir que no ponto nº4 não foi encontrado nenhuma espécie da ordem Plecoptera, nos restantes três pontos de amostragem as três ordens obtiveram registos.

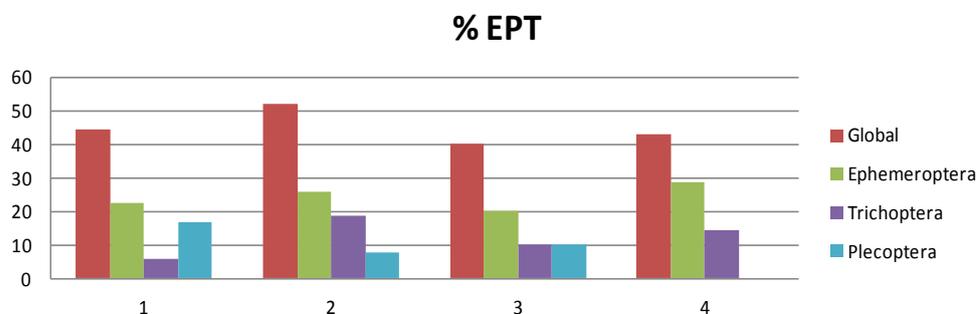


Figura 5.16 – Resultados relativos à percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, nos quatro pontos de amostragem

Relativamente ao índice de percentagem de Chironomidae, foram recolhidos 86 exemplares desta família, o que corresponde a 36,75% do total obtido na ordem Diptera (234 indivíduos). Os valores variaram de 18,82% C no ponto nº4 e 35% no ponto nº3. Assim sendo o ponto nº3, como se verifica na Figura 5.17, obteve o resultado mais elevado, tanto na percentagem total da ordem como na percentagem de Chironomidae. Salienta-se a discrepância referente aos resultados no ponto nº2, a baixa percentagem de Diptera em contraste com percentagem de Chironomidae, tal deve-se ao reduzido número de famílias obtido (famílias Chironomidae e Simuliidae, apenas).

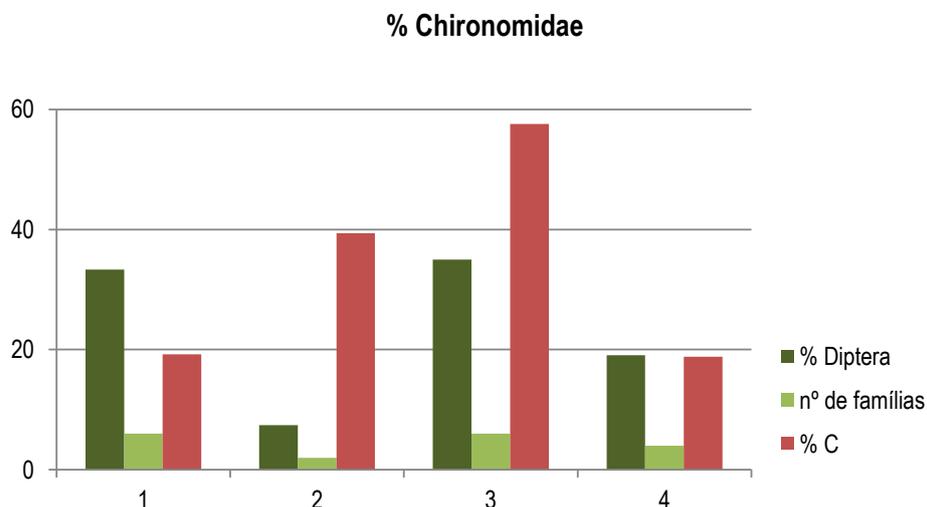


Figura 5.17 – Resultados relativos à percentagem da ordem Diptera e da família Chironomidae, nos quatro pontos de amostragem

Índice de Diversidade de Shannon-Weaver e índice de Evenness ou Equitabilidade

Na figura 5.18 é possível verificar que os valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver obtidos nos diferentes locais amostrados foram significativamente elevados, oscilando entre 1,71 (Ponto nº3) e 2,5 (Ponto nº2). Este índice integra a alta riqueza de espécies com as boas condições de integridade, sugerindo a adequada

disponibilidade de habitats, fontes de alimento e nichos que poderão ser ocupados, de forma a suportar a propagação e sobrevivência da comunidade aquática (Barbour *et al.*, 1999).

Os valores do índice de equitabilidade de Pielou verificaram-se positivamente elecados, variando entre 0,57 (Ponto nº3) e 0,81 (Ponto nº4). Os valores deste índice próximos de 1, traduzem um “Bom” estado ecológico, o que não se verificou apenas no ponto nº3.

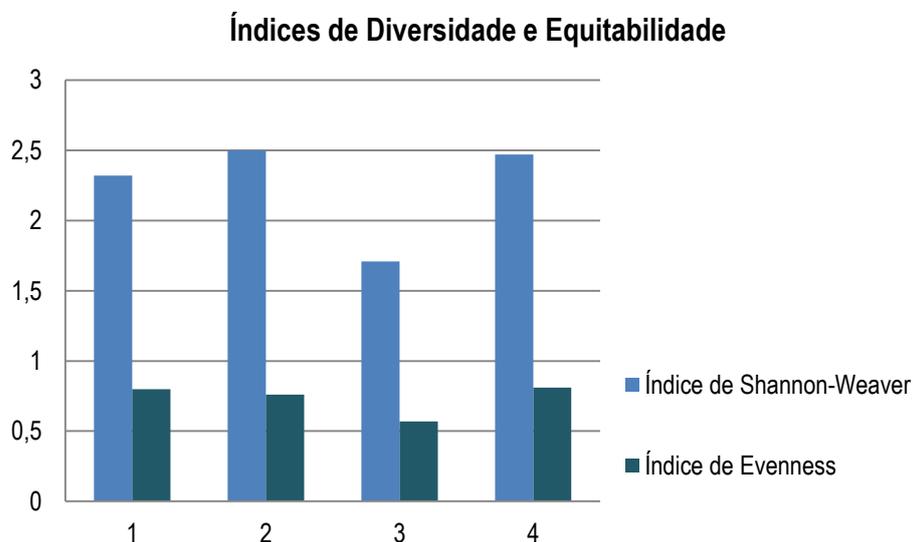


Figura 5.18 – Variação dos valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e do índice de equitabilidade de Pielou (E) da comunidade de macroinvertebrados bentónicos.

5.2.2.COMUNIDADE PISCÍCOLA

Foram recolhidos, através da pesca eléctrica, um total 39 peixes, pertencentes a 3 espécies, nomeadamente, 31 indivíduos de Boga-comum (*Chondrostoma polylepis*), 7 indivíduos da espécie Escalo (*Squalius carolitertii*), e um indivíduo de Truta-marisca (*Salmo trutta*) (Tabela 5.2).

O rio Paiva é conhecido por ser um bom local de pesca e as espécies detectadas são frequentemente enunciadas pelos pescadores habituais da zona.

Das espécies mencionadas apenas a espécie *Salmo trutta* está classificada como ameaçada, com estatuto “Criticamente em perigo”, de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2008).

Tabela 5.2 – Resultados obtidos na amostragem da comunidade piscícola através da pesca eléctrica.

Ponto 1 10/5/2012 Montante da ETAR	Nº de indivíduos salmonídeos capturados	0
	Nº de indivíduos ciprinídeos capturados	10
Ponto 3 10/5/2012 Jusante da ETAR	Nº de indivíduos salmonídeos capturados	1
	Nº de indivíduos ciprinídeos capturados	28

5.3. QUALIDADE DO HABITAT

Os valores obtidos nos índices de Avaliação Visual do habitat (AVH) e Qualidade do Bosque da Ribeira (QBR) em cada ponto de amostragem encontram-se na Tabela 5.3 e Tabela 5.4. Denota-se que globalmente os locais de amostragem apresentam reduzido afastamento ao estado natural do ecossistema (Figura 5.19), resultados esperados visto sofrerem reduzidas interferências antropogénicas. Salienta-se no entanto o ponto nº3, que obteve a pontuação total inferior de QBR, assim como o ponto nº2. Apesar da galeria ripícola nos pontos referidos estar relativamente estruturada e sem margens artificializadas, a localização transversal da ETAR de Castro Daire prejudica o crescimento de vegetação na margem esquerda em que está inserida a infra-estrutura.

Tabela 5.3 - Valores obtidos para as quatro métricas consideradas no índice QBR

Ponto de amostragem	Integridade	Estrutura	Complexidade	Naturalidade	Pontuação total
1	25+5	25+5	25+10	25-10	110
2	25	25	25+10-5	25	95
3	25	10+10	25+5	5	80
4	25+10	25+10	25+10-5	25	125

Tabela 5.4- Valores obtidos nos índices de qualidade do habitat (QBR e AVH)

Ponto de Amostragem	QBR	AVH
1	110	172
2	95	177
3	80	145
4	125	183

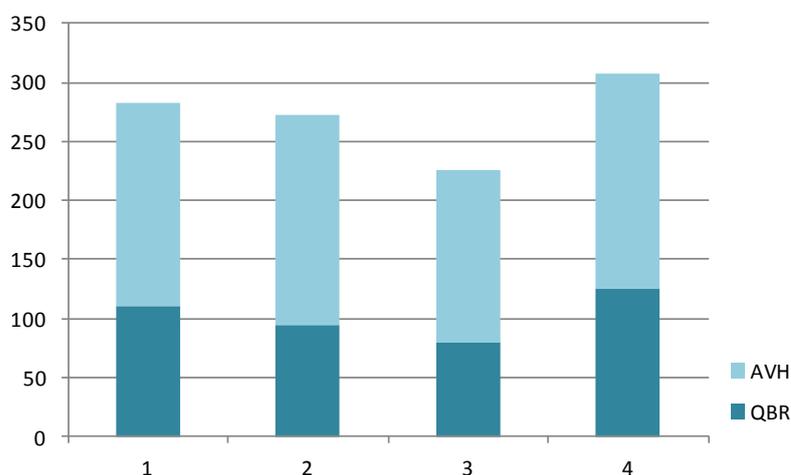


Figura 5.19 - Valores obtidos para os índices de QBR e AVH

6. CONCLUSÃO

Com a elaboração deste trabalho foi possível concluir, no que diz respeito ao impacto das descargas da ETAR de Castro Daire no rio Paiva, nomeadamente:

Na generalidade os quatro locais amostrados ao longo do troço seleccionado do rio Paiva não demonstraram influência de impactes negativos na qualidade da água, embora algumas variações tenham sido detectadas em alguns parâmetros físico-químicos e biológicos.

Relativamente à qualidade físico-química da água do rio Paiva, verificaram-se indícios de poluição a jusante da ETAR, devido à elevada condutividade e elevadas concentrações de amónia, aumentando o risco da situação verificada evoluir para eutrofização do meio, principalmente nos meses mais quentes. Neste caso, o lançamento de efluentes urbanos deve ter maior controlo, e dado que o funcionamento da ETAR poderá não estar em pleno desempenho, o risco de poluição das águas do rio Paiva é maior.

Através do estudo da comunidade de macroinvertebrados bentónicos não se quantifica a situação alarmante, que coloque em risco o “Bom” estado ecológico do rio. No entanto uma análise continuada e, através de um maior esforço de amostragem permitiria uma avaliação mais consistente do funcionamento do ecossistema aquático.

O ponto de amostragem nº3 revelou ser o local mais afectado, tanto através da avaliação físico-química, como pela avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentónicos, facto esperado visto estar posicionado imediatamente a jusante da ETAR de Castro Daire.

A avaliação do habitat através dos índices QBR e AVH revelou perturbações nos pontos nº 2 e nº3, dado serem influenciados pela localização da ETAR. Em nenhum local de amostragem se verificou a ocorrência de espécies alóctones e/ou exóticas. Dado que uma infra-estrutura construída nas margens de um rio tem sempre um impacte auferido, o mesmo deve ser mitigado ao máximo, a fim de reduzir o impacte no ecossistema. Salienta-se a importância na aplicação de medidas de recuperação dos ecótonos ripários, com a plantação de espécies arbustivas e arbóreas nativas, com proliferação natural ao longo da margem oposta e ao longo do rio. As espécies dominantes revelaram ser *Alnus glutinosa*, *Salix babylonica*, *Castanea sativa* e *Populus nigra*.

Actualmente, a ETAR de Castro Daire não possui qualquer licença válida para rejeição de águas residuais, sendo que esta situação já se verifica há 3 anos, o que levou à instauração de um processo Contra-Ordenacional, emitido pela Inspeção Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território (SEPNA – Anexo 7).

Em 2011, a Câmara Municipal de Castro Daire comunicou à ARH Norte, que tinha ocorrido uma avaria no distribuidor rotativo do leito percolador da ETAR (SEPNA – Anexo 7), pelo que é fundamental melhorar os equipamentos essenciais ao correcto tratamento das águas residuais, a fim de as descargas não colocarem em risco a qualidade da água do rio Paiva.

No sentido de se obterem resultados mais realistas acerca da variação especial e temporal dos parâmetros físico-químicos e biológicos, de forma a quantificar com mais rigor o impacte da ETAR de Castro Daire, salienta-se a necessidade da continuação deste estudo.

Findo este trabalho estou muito satisfeita com o resultado final. No que toca à execução não tive dificuldades de maior, tendo em conta a experiência adquirida e o apoio, que muito agradeço, do Professor Nuno Formigo.

BIBLIOGRAFIA

- ABEL, P. D. 2006. **Water Pollution Control**. 2ª edição. Taylor & Francis.
- ABELHO, M. 2007. **Manual de Ecologia Aquática**. Escola Superior Agrária, Sector de Biologia e Ecologia, Departamento de Ciências Exactas e do Ambiente. Instituto Politécnico de Coimbra.
- ADDP, 2007. **Os rios – Rio Paiva**. Águas do Douro e Paiva, Grupo Águas de Portugal. [Versão electrónica]. Acedido em 12 de Janeiro de 2012, em: <http://www.addp.pt/pt/dados.php?ref=rios>
- AIMS, 2010. **Bioindicators and water quality**. Australian Institute of Marine Science Queensland, Australia. Acedido em Abril, em: <http://www.aims.gov.au/docs/research/water-quality/runoff/bioindicators.html>
- ALBA-TERCEDOR *et al.* 2002. **Caracterización del estado ecológico de rios mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP)**. *Limnética*, 21: 175-185.
- ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. **Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el Hellawell (1978)**. *Limnética*, 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. **Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los rios**. IV Simposio del Agua en Andalucía. Vol. II, 203-213. Almería.
- ALONSO, A. & CAMARGO, J. A. 2005. **Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles**. *Ecosistemas*, 14: 1-12.
- APHA, 1975. **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association. 14ª edition. In CORTES, R. M. V., 1997. **Caracterização físico-química das águas dulcuaquícolas – Implicações biológicas**. 2ª edição. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- ARH-N, 2011a. **Plano de Gestão da Região hidrográfica do Douro, RH3. Parte complementar A – Avaliação ambiental estratégica. Relatório Ambiental**. Administração da Região Hidrográfica do Norte I.P.
- ARH-N, 2011b. **Plano de Gestão da Região hidrográfica do Douro, RH3. Relatório Técnico**. Administração da Região Hidrográfica do Norte I.P.
- ARH-N, 2011c. **Plano de Gestão da Região hidrográfica do Douro, RH3. Relatório Técnico. Anexo II – Informação adicional**. Administração da Região Hidrográfica do Norte I.P.
- BACKIEL, T. & R.L. Welcomme (eds), 1980. **Guidelines for sampling fish in inland waters**. EIFAC 1980 *Tech.Pap.*, (33):176 p.
- BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. 1999. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. 2ª edição. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C
- BIS, B. & KOSMALA, G. 2010. **Chave para identificação de macroinvertebrados Bentónicos de Água Doce**. Programa SOCRATES – Educação e Cultura. Polónia.
- BOAVENTURA, R. 2004. **Avaliação da qualidade da água do Rio Paiva em termos microbiológicos e de nutrientes**. Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- BOUCHARD, R. W., 2004. **Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest**. Water Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, MN. 208 pp.
- CABRAL, M. J. (Coord); ALMEIDA, J.; ALMEIDA, P. R.; DELLINGER, T.; FERRAND, N.; OLIVEIRA, M. E.; PALMEIRIM, J. M.; QUEIROZ, A. I.; ROGADO, L. & SANTOS-REIS, M. (Eds.) 2004. **Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal – Peixes**. 3ª edição. Lisboa.

- CALLISTO, M. MORETTI, M.; GOULART, M.D.C. 2001. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde dos rios.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos. V.1, p.71-82.
- CALOW, P. & PETTS, G. E. 1992. **The Rivers Handbook: Volume 1.** Blackwell Science.
- CANCELA DA FONSECA, J. P. 1980. **Le Concept de diversité, le Chevauchement des niches écologiques et l'organisation des Systèmes écologiques.** Acta Geologica. Geocl. Gener, 1 in FONTOURA, A. P. 1985. **Manual de Vigilância da Qualidade das Águas Superficiais – Avaliação Biológica da Qualidade da Água.** Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- CANHOTO, C & GRAÇA, M. A. S. 2009. **Biologia de campo – Factores abióticos e comunidades bióticas de um rio. Monitorização da qualidade das águas.**
- CARIGNAN, V. & VILLARD M. C. 2002. **Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review.** *Environmental Monitoring and Assessment* 78, 45–61.
- CARR, G.M. & NEARY, J.P. 2008. **Water Quality for Ecosystem and Human Health.** Second edition. UNEP Global Environmental Monitoring System (GEMS) Water Programme.
- CCDR, 2002. **Rio Paiva - Sítio da Rede Natura 2000 – PTCO0059.** Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro
- CHOATE, P. M., 1999. **Dichotomous keys to some families of Florida Coleoptera – Introduction to the identification of Beetles (Coleoptera).** Florida.
- CLAS, 2005. **Pré-diagnóstico Social.** Conselho Local de Acção Social de Castro Daire. Rede Social de Castro Daire.
- CNOTÍCIAS, 2011. **Castro Daire: “Os Verdes” defendem reabilitação da ETAR da Ponte Pedrinha.** [Versão electrónica]. Acedido em Fevereiro de 2012, <http://www.cnoticias.net/?p=29565>
- COIMBRA, C. N., GRAÇA, M. A.S. & CORTES, R. M. 1996. **The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary Mediterranean river.** *Environment Pollution*, vol. 94, no. 3, pp. 301-307.
- CORCORAN, E., C. NELLEMAN, E. BAKER, R. B., D. OSBORN, H. SAVELLI (eds) 2010. **Sick water? The central role of wastewater management in sustainable development.** A Rapid Response Assessment. United Nations Environmental Programme, UN-HABITAT, GRID-Arendal.
- CORTES, R. M. V. & OLIVEIRA, S. V. 2002. **Monitorização Ecológica das Bacias Hidrográficas em relação com a Directiva-Quadro da Água.** Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- CORTES, R. M. V., 1997. **Caracterização físico-química das águas dulcuaquícolas – Implicações biológicas.** 2ª edição. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
- CRUZ, L. P. V. 1997. **Principais Técnicas de Tratamentos de Águas Residuais.** *MILLENIUM* - Revista do Instituto Politécnico de Viseu, nº 7 – Ambiente.
- DE PAUW, N. & VANHOEN, G. 1983. **Method for biological quality assessment to watercourses in Belgium.** *Hydrobiologia*, 100, 153-168. In PINTO, A. L.; VARANDAS, S.; COIMBRA, A. M.; CARROLA, J. & FONTAÍNHAS-FERNANDES, A. 2010. **Mullet and gudgeon liver histopathology and macroinvertebrate indexes and metrics upstream and downstream from a wastewater treatment plant (Febros River – Portugal.)** *Environ Monit Assess*, 169: 569-585
- Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto. Diário da República nº176 – I Série – A. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

- DGF-Min.Agricultura, 2002. **Águas Piscícolas – Enquadramento Geral**. Direcção-Geral das Florestas, Ministério da Agricultura, de Desenvolvimento Rural e das Pescas. Lisboa
- Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, L372:1-72.
- EEA, 2011. Urban waste water treatment (CSI 024) - **Assessment published Dec 2010**. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/urban-waste-water-treatment/urban-waste-water-treatment-assessment-2>
- EPA, 2011. **Monitoring & Assessment – Chapter 5.4 - pH**. [Versão electrónica]. Acedido a 1 de Fevereiro de 2012, em: <http://water.epa.gov/type/rsll/monitoring/vms54.cfm>
- EPA, 1999. **Rapid bioassessment protocols use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2nd edition. United States.
- FONTOURA, A. P. 1985. **Manual de Vigilância da Qualidade das Águas Superficiais – Avaliação Biológica da Qualidade da Água**. Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- GAMBOA, M.; REYES, R. & ARRIVILLAGA, A. 2008. **Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental**. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, vol. 48, no. 2, 109-120.
- GOLDMAN, C. R. & HORNE, A. J. 1983. **Limnology**. McGraw-Hill Book Company. USA.
- GONZALÉZ, M. P. R.; FERREIRA, M. T. & ESPIRITO-SANTO, D. 2003. **Aplicação de um índice multimétrico para avaliação da qualidade ecológica de habitats e de galerias ribeirinhas**. *Recursos Hídricos*, vol. 24.
- GORDON, N.D., MCMAHON, T.A., FINLAYSON, B.L., GIPPEL, C.J. & NATHAN, R.J. 1992. **Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists**. 2^a edição. John Wiley & Sons, Ltd.
- HOLT, E. A. & MILLER, S. W. 2011. **Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts**. *Nature Education Knowledge* 2(2):8
- INAG, I.P. 2001. **Plano de Bacia Hidrográfica do rio Douro_Normas regulamentares**. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.
- INAG, 2004. Classificação dos **Cursos de Água Superficiais de Acordo com as suas Características de qualidade para Usos Múltiplos**. Disponível em: http://snirh.pt/snirh/_dadossintese/qualidadeanuario/boletim/tabela_classes.php
- INAG, I.P. 2006. **Implementação da Directiva Quadro da água, 2000-2005**. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.
- INAG, I.P. 2008a. **Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I – Caracterização Abiótica**. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.
- INAG, I.P. 2008b. **Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água – Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola**. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.
- INAG, I.P. 2008c. **Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água – Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos**. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.
- INAG, I.P. 2009. **CrITÉrios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais – Rios e Albufeiras**. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

- IRAR, 2007. **Série de Textos sobre Regulação**. Instituto Regulador de Águas e Resíduos. Volume 1. Lisboa.
- JEFFRIES, M & MILLS D. 1990. **Freshwater Ecology – Principles and Applications**. John Wiley & Sons.
- JESUS, T. 2009. **Utilização de Indicadores de Qualidade Biológica da água: determinação de alguns parâmetros hidromorfológicos, físico-químicos e de alguns índices de qualidade em ecossistemas lóticos**. Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade de Fernando Pessoa. Porto. X Jornadas – Conservação da Natureza e Educação Ambiental. Centro Cultural de Macedo de Cavaleiros.
- KENK, R. 1972. **Freshwater planarians (Turbellaria) of North America**. Identification manual no. 1. Washington, D: C: 20560.
- KLEMM, D., 1982. **Leeches (Annelida: Hirudinea) of North America**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/600/3-82/025 (NTIS PB82208679).
- KREBS, C.J. 1999. **Ecological Methodology**. 2nd ed. Benjamin Cummings, Menlo Park, California. 620 pp.
- MAGURRAN, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Blackwell. Oxford, UK.
- MAOT, 2002. **Plano Nacional da Água – Volumes I e II**. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- MARCY, S.K.M.; SUTER, G. W. & Cormier, S.M. 2010. **Sources, Stressors & Responses, Dissolved Oxygen: Introduction**. U.S. Environmental Protection Agency. [Versão electrónica]. Acedido a 1 de Fevereiro de 2012, em: http://www.epa.gov/caddis/ssr_do_int.html
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. **Ecosystem and Human Well-being: Wetlands and Water Synthesis**. World Resources Institute, Washington, DC.
- MORETTI, M. S. 2004. **Atlas de Identificação Rápida dos Principais Grupos de Macroinvertebrados Bentônicos**. Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral, Laboratório de Ecologia de Bentos. Belo Horizonte.
- MOREYRA, K. S. & FONSECA, C. P. 2007. **Variação temporal e espacial e importância ecológica de macroinvertebrados aquáticos num córrego periurbano do Distrito Federal**. Sociedade de Ecologia do Brasil.
- Município de Castro Daire, 2010. Revisão do PDM, Estudos sectoriais – Infraestruturas. [Versão electrónica]. Acedido em 11 de Abril de 2012, em http://www.cm-castrodaire.pt/index.php?option=com_rokdownloads&view=folder&Itemid=295&id=333:2-reuniao-ca
- Município de Castro Daire, 2012. Castro Daire. [Versão electrónica]. Acedido em 12 de Janeiro de 2012, em http://www.cm-castrodaire.pt/index.php?option=com_content&view=article&id=92&Itemid=138
- MUNNÉ, A.; PRAT, N.; BONDA, N. & RADEVALL, M. 2003. **A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index**. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 13: 147-163.
- Odum, E. P. 1993. **Ecology and Our Endangered Life-Support Systems**. 2nd edition. Sinaner Associates, Inc. USA.
- ODUM, E. P. 2004. **Fundamentos de Ecologia**. 7^a edição. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- OLIVEIRA, A., GOMES, A., PAIVA, J. & SILVEIRA, P. 1999. **Rio Paiva**. Águas do Douro e Paiva, Associação da Defesa do Património Arouquense. Campo das Letras – Editores, S.A.
- PDM-TONDELA, 2011. **04. Caracterização Física**. Câmara Municipal de Tondela. Gestão do território e cultura. Ventura da Cruz, Planeamento.
- PETTS, J. & EDULJEE, G. 1994. **Environmental Impact Assessment for Waste Treatment and Disposal Facilities**. John Wiley & Sons Inc. UK.

- PINTO, A. L., VARANDAS, S.; COIMBRA, A. M.; CARROLA, J. & FONTAÍNHAS-FERNANDES, A. 2010. **Mullet and gudgeon liver histopathology and macroinvertebrate indexes and metrics upstream and downstream from a wastewater treatment plant (Febros River – Portugal).** *Environ Monit Assess*, 169: 569-585.
- PINTO, M. C. F. 2007. Manual – **Medição *in loco*: Temperatura, pH, Condutividade eléctrica e Oxigénio dissolvido.** CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Belo Horizonte.
- PLATNER, S. B. 2001. *A 1929 Topographical Dictionary of Ancient Rome [Versão electrónica]. Oxford University Press, London.* **Acedido em 9 de Janeiro de 2012, em: http://penelope.uchicago.edu/Thayer/E/Gazetteer/Places/Europe/Italy/Lazio/Roma/Rome/_Texts/PLATOP*/home*.html**
- POSTEL, S.L.; DAILY, G.C. & EHRLICH, P.R. 1996. **Human Appropriation on Renewable Fresh Water.** *Science*, New Series, Vol. 271, No. 5250, pp. 785-788.
- QUEIROZ, J.; SILVA, M. & TRIVINHO, S. 2008. **Organismos Bentónicos: Biomonitoramento de Qualidade de Águas.** Embrapa, Meio Ambiente. Jaguariúna, SP.
- RUHRVERBAND, (s/data). **The development of sewage treatment [Versão electrónica].** Kronprinzenstraße. Acedido em 9 de Janeiro de 2012, em: <http://www.ruhrverband.de/en/abwasser/klaeranlagen/historischer-rueckblick/>
- SANTOS, L. 2004. **Caracterização Sócio-económica dos concelhos - Concelho de Viseu.** Direcção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano.
- SERRA, S., COIMBRA, N. & GRAÇA, M. 2009. **Invertebrados de Água Doce – Chave de Identificação das Principais Famílias.** Imprensa da Universidade de Coimbra.
- SIMÕES, C., ROSMANINHO, I. & HENRIQUES, A. 2008. **Guia para a Avaliação de Impacte Ambiental de Estações de Tratamento de Águas Residuais.** Agência Portuguesa do Ambiente. Instituto regulador de Águas e Resíduos. Lisboa.
- SOUSA, R. G. 2003. **Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes no estuário do rio Lima.** Tese de Mestrado em Ciências do Mar – Recursos Marinhos. Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar. Universidade do Porto.
- SPEIGHT, J. G. 1999. **Environmental Technology Handbook – Applied Energy Technology Series.** Western Research Institute. Taylor & Francis. USA
- STARK, J.R., HANSON, P. E., GOLDSTEIN, R.M., FALLON, J.D., FONG, A.L., LEE, K.E., KROENING, S.E., E, ANDREWS, W.J. 2000. **“Water Quality in the Upper Mississippi River Basin, Minnesota, Wisconsin, South Dakota, Iowa, and North Dakota, 1995-98”.** United States Geological Survey, Circular 1211.
- TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F. L. & STENSEL, H. D. 2003. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse. Fourth edition.** Mc Graw Hill Companies, Inc. USA.
- UE, 2009. **5th Comission Summary on the Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive.** Comission Staff Working Document. Brussels
- UN, 2008. **Wastewater Treatment.** United Nations.
- UNEP GEMS, 2007. **Water Quality Outlook.** United Nations Environmental Programme Global Environmental Monitoring System, Water Programme. National Water Research Institute, Canada.
- UNEP, 2008. **Vital Water Graphics - An Overview of the State of the World’s Fresh and Marine Waters.** United Nations Environmental Programme. 2nd Edition. UNEP, Nairobi, Kenya. ISBN: 92-807-2236-0
- UNEP, 2010. **Clearing the waters. A focus on water quality solutions.** UNEP, Nairobi, Kenya.

- VIEIRA, A. 2001. A Serra de Montemuro. Contributo da Geomorfologia para a análise da paisagem enquanto recurso turístico. Dissertação de Mestrado em Geografia, FLUC. Coimbra, 212 p.
- WALLACE, J. B. & WEBSTER, J. R. 1996. **The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function.** *Annual Reviews Entomology*, vol. 41, pp. 115-139.
- WARREN, C. E. 1971. **Biology and Water Pollution Control.** Department of Fisheries and Wildlife. W. B. Sanders Company. Oregon.
- WASHINGTON, H. G., 1984. **Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems.** *Water Research*, 18, 653-694.
- WORLD WATER WEEK, 2010. **Responding to Global Changes: The Water Quality Challenge – Prevention, Wise Use and Abatement.** Stockholm International Water Institute. Sweden.
- ZELENSKIĬ, V. D., 1955. **Studies on the morphology and classification of Hirudinea: 1. The organization of Ichthyobdellidae.** University of Maine, California. 160 pp.

ANEXOS

1_Parâmetros Físico-Químicos

2_Comunidade de macroinvertebrados Bentónicos

3_Comunidade Píscicola

4_Qualidade do habitat

5_Directiva-Quadro da Água

6_Caracterização Climática

7_Comunicação do SEPNA à Associação de Defesa do Vale do Paiva

Anexo_1

PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Resultados obtidos ao longo das amostragens realizadas referentes aos parâmetros físico-químicos
referentes aos quatro pontos de amostragem.

Classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as características de qualidade para usos
múltiplos.

Tabela I - Resultados obtidos ao longo das amostragens realizadas referentes aos parâmetros físico-químicos

Mês	Ponto de Amostragem	Parâmetro							
		Temp. da água (°C)	O ₂ (mg/l)	pH	Cond. (µS/cm)	CB0 ₅ (mg O ₂ /l)	NH ₄ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ (mg/l)
Novembro 2011	1	10,5	11,06	7,04	32,3	2,97	< 0,04	< 2	0,65
						2,37			
	2	10,9	11,02	6,89	32,4	4,4	< 0,04	< 2	< 0,65
						2,77			
3	11,0	10,79	7,28	34,0	2,85	0,06	< 2	0,65	
					2,28				
4	10,8	11,85	7,05	34,0	3,34	< 0,04	< 2	< 0,65	
					3,07				
Dezembro 2011	1	7,3	10,87	7,17	30,9	0,87	< 0,04	< 2	< 0,65
						0,77			
	2	8,2	10,79	7,39	29,3	0,62	< 0,04	< 2	< 0,65
						0,7			
3	8,5	11,02	7,41	33,9	0,92	0,08	< 2	< 0,65	
					2,12				
4	8,0	11,88	7,54	32,3	1,4	0,05	< 2	< 0,65	
					0,13				
Janeiro 2012	1	6	10,63	7,3	32,3	0,7	< 0,04	< 2	< 0,65
						1,11			
	2	6,1	10,77	6,86	32,9	1,27	< 0,04	< 2	< 0,65
						2,76			
3	6,6	11,36	6,09	46,5	1,85	0,63	< 2	0,65	
					3,54				
4	-	-	-	-	-	-	-	-	
Fevereiro 2012	1	6,9	9,42	7,17	33,0	0,85	< 0,05	< 2	< 0,65
						0,58			
	2	7	9,37	7,11	35,7	0,63	< 0,05	< 2	< 0,65
						0,65			
3	7,3	10,67	7,20	51,6	0,71	1,34	< 2	< 0,65	
					1,29				
4	8,6	9,65	7,10	36,9	0,73	0,08	< 2	< 0,65	
					1,62				
Março 2012	1	12	6,83	7,27	35,5	2,01	< 0,05	< 2	< 0,65
						1,57			
	2	10,5	8,44	7,15	37,4	1,17	0,05	< 2	< 0,65
						1,25			
3	10,7	7,81	7,27	51,0	2,63	0,26	< 2	< 0,65	
					1,82				
4	13,2	7,61	7,17	39,5	1,15	0,08	< 2	< 0,65	
					1,53				
Abril 2012	1	10,8	6,20	7,22	31,8	0,38	< 0,05	< 2	< 0,65
						0,51			
	2	10,2	7,42	7,26	33,2	0,74	< 0,05	< 2	< 0,65
						0,86			
3	10,2	7,08	7,24	36,7	2,42	0,25	< 2	< 0,65	
					1,29				
4	10,8	7,21	7,20	35,7	1,41	0,16	< 2	< 0,65	
					2,13				

Mês	Ponto de Amostragem	Parâmetro							
		Temp. da água (°C)	O ₂ (mg/l)	pH	Cond. (µS/cm)	CB0 ₅ (mg O ₂ /l)	NH ₄ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	PO ₄ (mg/l)
Maio 2012	1	14,0	7,74	7,18	27,3	2,53	< 0,05	< 2	< 0,65
						1,29			
	2	15,1	8,60	7,24	28,3	3,29	< 0,05	< 2	< 0,65
						2,5			
	3	14,4	6,95	8,48	28,7	2,92	0,11	< 2	< 0,65
						3,85			
	4	14,2	6,55	7,20	27,5	0,43	< 0,05	< 2	< 0,65
						0,45			
Junho 2012	1	17,4	6,24	7,31	30,6	1,9	< 0,05	< 2	< 0,65
						1,94			
	2	16,0	7,53	7,40	32,6	3,73	< 0,05	< 2	< 0,65
						3,43			
	3	16,2	7,48	7,30	38,1	4,33	0,42	< 2	< 0,65
						4,14			
	4	17,7	6,98	7,44	33,9	3,37	< 0,05	< 2	< 0,65
						2,77			

Tabela II - Classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as características de qualidade para usos múltiplos (INAG, 2004)

Parâmetro	Classe	A	B	C	D	E
pH ²		6,5–8,5	-	6,0–9,0	5,5–9,5	-
Temperatura (° C)		≤ 20	25	28	30	> 30
Condutividade (µS/cm, 20°C)		≤ 750	1 000	1 500	3 000	> 3 000
SST (mg/l)		≤ 25	30	40	80	> 80
Sat. OD (%)		≥ 90	70	50	30	< 30
CBO ₅ (mg O ₂ /l)		≤ 3	5	8	20	> 20
CQO (mg O ₂ /l)		≤ 10	20	40	80	> 80
Oxidabilidade (mg O ₂ /l)		≤ 3	5	10	25	> 25
Azoto amoniacal (mg NH ₄ /l)		≤ 0,1	1	2	5	> 5
Nitratos (mg NO ₃ /l)		≤ 5	25	50	80	> 80
Fosfatos (mg P ₂ O ₅ /l)		≤ 0,54	-	0,94	> 0,94	-
Coliformes Totais (/100 ml)		≤ 50	5 000	50 000	> 50 000	-
Coliformes Fecais (/100 ml)		≤ 20	2 000	20 000	> 20 000	-
Estrep. Fecais (/100 ml)		≤ 20	2 000	20 000	> 20 000	-
Ferro (mg/l)		≤ 0,5	1	1,5	2	> 2
Manganês (mg/l)		≤ 0,1	0,25	0,5	1	> 1
Zinco (mg/l)		≤ 0,3	1	5	-	> 5
Cobre (mg/l)		≤ 0,02	0,05	1	-	> 1
Crómio (mg/l)		≤ 0,05	-	-	-	> 0,05
Selénio (mg/l)		≤ 0,01	-	-	-	> 0,01
Cádmio (mg/l)		≤ 0,001	-	0,005	-	> 0,005
Chumbo (mg/l)		≤ 0,05	-	0,1	-	> 0,1
Mercúrio (mg/l)		≤ 0,0005	-	0,001	-	> 0,001
Arsénio (mg/l)		≤ 0,01	0,05	-	0,1	> 0,1
Cianetos (mg/l)		≤ 0,01	-	0,05	-	> 0,05
Fenóis (mg/l)		≤ 0,001	0,005	0,01	0,1	> 0,1
Agentes Tensioac. (LAS mg/l)		≤ 0,2	-	0,50	-	> 0,5

Tabela III – Significado das classes de qualidade para usos múltiplos (INAG, 2004)

Classe	Significado
A - Sem poluição	Águas consideradas como isentas de poluição, aptas a satisfazer potencialmente as utilizações mais exigentes em termos de qualidade.
B - Fracamente poluído	Águas com qualidade ligeiramente inferior à classe A, mas podendo também satisfazer potencialmente todas as utilizações (equivalente à classe 1B francesa).
C - Poluído	Águas com qualidade "aceitável", suficiente para irrigação, para usos industriais e produção de água potável após tratamento rigoroso. Permite a existência de vida piscícola (espécies menos exigentes) mas com reprodução aleatória; apta para recreio sem contacto directo.
D - Muito poluído	Águas com qualidade "mediocre", apenas potencialmente aptas para irrigação, arrefecimento e navegação. A vida piscícola pode subsistir, mas de forma aleatória.
E - Extremamente poluído	Águas ultrapassando o valor máximo da classe D para um ou mais parâmetros. São consideradas como inadequadas para a maioria dos usos e podem ser uma ameaça para a saúde pública e ambiental.

² O pH, sendo um parâmetro muito dependente de características geomorfológicas, pode apresentar valores fora deste intervalo, sem contudo significar alterações de qualidade devidas à poluição.

Anexo_2

COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Listagem e identificação dos macroinvertebrados recolhidos em campo

Ficha de campo

Medidas bioindicadoras avaliadas e resposta esperada correspondente, após impacto negativo no ecossistema.

Valores de referência das métricas para os diferentes tipos de rios de Portugal Continental

Mediana dos valores de referência e fronteiras para os tipos de rios de Portugal Continental

Limites práticos de identificação considerados para a determinação do Índice Biológico Belga.

Quadro-Padrão para o cálculo do índice Biótico Belga.

Classes de qualidade, com significado dos valores do Índice Biótico Belga, e cores correspondentes a cada classe.

Pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para o cálculo de BMWP'.

Classes de qualidade, significado dos valores do BMWP' e cores correspondentes a cada classe.

Tabela IV – Resultados da colheita de macroinvertebrados no ponto de amostragem nº1

Ponto 1							10/05/2012	
Nº de arrasto	Unidade de Sedimentação			Unidade de Erosão				
	Substrato	% na área amostrada	Tipo de corrente	Substrato	% na área amostrada	Tipo de corrente		
1	Pedras	5	Reduzida					
2	Areia	10	Reduzida					
3	Macrófitos	5	Reduzida					
4				Blocos	40	Rápida		
5				Macrófitos	40	Rápida		
6				Macrófitos		Rápida		
Ordem/Classe	Família	1	2	3	4	5	6	Total por família
Oligochaeta	Oligochaeta	0	17	0	0	0	0	17
Crustacea	CAMBARIDAE	0	0	0	0	0	1	1
Crustacea	GAMMARIDAE	0	0	6	0	0	0	6
Ephemeroptera	CAENIDAE	1	0	0	0	0	0	1
Ephemeroptera	EPHEMERELLIDAE	0	0	1	9	4	8	22
Ephemeroptera	OLIGONEURIIDAE	0	0	1	0	0	0	1
Ephemeroptera	PROSOPISTOMATIDAE	2	0	7	0	0	0	9
Plecoptera	CHLOROPERLIDAE	0	0	0	1	0	0	1
Plecoptera	PERLIDAE	0	0	0	0	0	1	1
Plecoptera	PERLODIDAE	0	0	6	0	0	0	6
Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	0	0	1	0	0	0	1
Diptera	ATHERICIDAE	0	1	1	0	0	0	2
Diptera	CERATOPOGONIDAE	0	1	0	0	0	0	1
Diptera	CHIRONOMIDAE	0	4	0	0	0	1	5
Diptera	SIMULIIDAE	0	0	10	0	4	1	15
Diptera	TABANIDAE	0	0	0	0	0	2	2
Diptera	TIPULIDAE	0	1	0	0	0	0	1
Odonata	CALOPTERYGIDAE	0	0	3	0	0	0	3
Total por amostra		3	24	36	10	8	14	95

Tabela V – Resultados da colheita de macroinvertebrados no ponto de amostragem nº2

Ponto 2							11/05/2012	
Nº de arrasto	Unidade de Sedimentação			Unidade de Erosão				
	Substrato	% na área amostrada	Tipo de corrente	Substrato	% na área amostrada	Tipo de corrente		
1	Blocos	25	Reduzida					
2	Pedras	20	Reduzida					
3	Macrófitos	5	Reduzida					
4				Blocos	40	Moderada		
5				Pedras	5	Moderada		
6				Macrófitas	5	Moderada		
Ordem/Classe	Família	1	2	3	4	5	6	Total por
Turbellaria	DUGESIIDAE	1	0	0	0	0	0	1
Gastropoda	ANCYLIDAE	0	5	0	0	1	0	6
Gastropoda	BITHYNIIDAE	5	1	1	0	0	0	7
Oligochaeta	Oligochaeta	18	0	2	0	0	0	20
Ephemeroptera	BAETIDAE	0	0	0	2	0	1	3
Ephemeroptera	EPHEMERELLIDAE	19	0	4	0	0	0	23
Ephemeroptera	EPHEMERIDAE	0	0	0	0	0	7	7
Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	0	0	0	0	1	0	1
Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	0	0	15	34	1	0	50
Ephemeroptera	OLIGONEURIIDAE	0	0	0	0	1	2	3
Ephemeroptera	POTAMANTHIDAE	0	0	1	0	0	0	1
Plecoptera	PERLODIDAE	0	0	2	0	0	0	2
Plecoptera	TAENIOPTERYGIDAE	0	0	1	0	0	0	1
Heteroptera	HYDROMETRIDAE	0	0	3	0	0	0	3

Megaloptera	SIALIDAE	0	0	1	0	0	0	1
Coleoptera	DRYOPIDAE	0	0	1	0	0	0	1
Coleoptera	HYDROPHILIDAE	0	0	1	0	0	0	1
Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0	0	0	0	0	2	2
Trichoptera	PHRYGANEIDAE	0	0	3	0	0	0	3
Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	0	2	0	0	0	0	2
Trichoptera	RHYACOPHILIDAE	0	0	0	1	0	1	2
Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE	0	1	0	0	0	0	1
Diptera	CHIRONOMIDAE	6	0	3	4	0	0	13
Diptera	SIMULIIDAE	0	0	1	2	0	17	20
Odonata	CALOPTERYGIDAE	0	0	1	0	0	0	1
	ACARINA	0	0	3	0	0	0	3
Platyhelminthes	PLATYHELMINTES	0	0	1	0	0	0	1
Total por amostra		49	9	44	43	4	30	179

Tabela IV – Resultados da colheita de macroinvertebrados no ponto de amostragem n°3

Ponto 3							11/05/2012	
N° de arrasto	Unidade de Sedimentação			Unidade de Erosão			Total por família	
	Substrato	% na área amostrada	Tipo de corrente	Substrato	% na área amostrada	Tipo de corrente		
1	Pedras	5	Reduzida					
2	Areia	5	Reduzida					
3	Blocos	20	Reduzida					
4				Blocos	50		Rápida	
5				Blocos				Rápida
6				Pedras	20		Rápida	
Ordem/Classe	Família	1	2	3	4	5	6	Total por família
Gastropoda	ANCYLIDAE	2	0	0	1	0	1	4
Oligochaeta	Oligochaeta	0	1	6	0	0	0	7
Hirudinea	ERPOBDELLIDAE	4	0	2	0	1	3	10
Ephemeroptera	BAETIDAE	0	0	2	2	1	0	5
Ephemeroptera	CAENIDAE	0	1	0	0	0	0	1
Ephemeroptera	EPHEMERELLIDAE	5	18	63	27	34	4	151
Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	1	1	0	0	2	0	4
Plecoptera	CHLOROPERLIDAE	1	0	0	0	0	0	1
Plecoptera	PERLODIDAE	0	0	0	0	0	1	1
Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0	0	0	0	1	2	3
Trichoptera	LEPTOCERIDAE	1	0	0	0	0	0	1
Diptera	ATHERICIDAE	0	0	1	1	0	0	2
Diptera	CERATOPOGONIDAE	0	0	17	5	1	0	23
Diptera	CHIRONOMIDAE	3	2	29	9	9	0	52
Diptera	LIMONIIDAE	0	0	0	4	1	1	6
Diptera	SIMULIIDAE	0	0	0	0	6	0	6
Diptera	STRATIOMYIIDAE	0	1	0	0	0	0	1
Odonata	CALOPTERYGIDAE	0	0	0	1	0	0	1
Odonata	GOMPHIDAE	1	0	1	0	0	0	2
Platyhelminthes	PLATYHELMINTES	3	0	0	0	0	0	3
Total por amostra		21	24	121	50	56	12	285

Tabela VII – Resultados da colheita de macroinvertebrados no ponto de amostragem nº4

Ponto 4								10/05/2012
Nº de arrasto	Unidade de Sedimentação			Unidade de Erosão			Tipo de corrente	
	Substrato	% na área amostrada	Tipo de corrente	Substrato	% na área amostrada	Tipo de corrente		
1	Blocos	5	Reduzida					
2	Macrófitos	5	Reduzida					
3				Blocos	45		Moderada	
4				Blocos			Rápida	
5				Macrófitos	45		Moderada	
6				Macrófitos			Rápida	
Ordem/Classe	Família	1	2	3	4	5	6	Total por família
Gastropoda	ANCYLIDAE	4	0	0	0	1	0	5
Gastropoda	BITHYNIIDAE	12	12	0	0	1	0	25
Gastropoda	PHYSIDAE	0	15	0	0	0	1	16
Oligochaeta	Oligochaeta	0	20	0	0	0	0	20
Ephemeroptera	BAETIDAE	2	0	4	0	6	8	20
Ephemeroptera	CAENIDAE	1	0	0	0	0	0	1
Ephemeroptera	EPHEMERELLIDAE	1	8	0	0	18	10	37
Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	1	0	1	0	1	1	4
Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	1	0	0	3	0	0	4
Ephemeroptera	OLIGONEURIIDAE	0	2	0	0	0	0	2
Coleoptera	ELMIDAE	0	2	0	0	0	0	2
Coleoptera	HYDROPHILIDAE	1	0	0	0	0	0	1
Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0	0	0	0	2	0	2
Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	0	1	0	0	0	0	1
Trichoptera	RHYACOPHILIDAE	0	1	0	0	0	0	1
Diptera	ATHERICIDAE	1	5	0	0	0	0	6
Diptera	CERATOPOGONIDAE	5	10	0	0	0	0	15
Diptera	CHIRONOMIDAE	3	9	1	0	2	1	16
Diptera	SIMULIIDAE	0	3	3	0	35	7	48
Odonata	CALOPTERYGIDAE	0	1	0	0	0	0	1
Platyhelminthes	PLATYHELMINTES	0	5	0	0	1	0	6
Total por amostra		32	94	9	3	67	28	233

Tabela VIII – Ficha de campo para amostragem de macroinvertebrados bentónicos

IDENTIFICAÇÃO DO LOCAL DE AMOSTRAGEM						
Código						
Designação do local						
Designação do curso de água						
Designação da bacia hidrográfica						
Tipologia do curso de água		M N1 N2 N3 N4 L S1 S2 S3 S4				
Localização						
Coordenadas		N		;W		
		X		;Y		
Data de amostragem		/		/		
Hora de início		:		:		
Hora de conclusão		:		:		
Equipa						
VARIÁVEIS AMBIENTAIS						
Nebulosidade		Limpo	Pouco nublado	Nublado	Muito nublado	Trovoada
Precipitação		Nula	Chuvisco	Aguaceiros	Chuva	Chuva forte
Substrato	Unidade de Sedimentação			Unidade de Erosão		
	Tipo de corrente	% na área amostrada	Arrasto nº	Tipo de corrente	% na área amostrada	Arrasto nº
Blocos	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6
Pedras	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6
Cascalho	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6
Areia silte argila	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6
Macrófitos e algas	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6
Matéria orgânica particulada grosseira	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6	Nula Reduzida Moderada Rápida Muito rápida	00 05 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100	1 2 3 4 5 6

Tabela IX - Valores de referência das métricas para os diferentes tipos de rios de Portugal Continental (INAG, I.P., 2009)

Tipos de Rios	EPT Taxa	Nb Taxa	IASPT-2	Evenness	Log (Sel ETD+1)	Log (Sel EPTCD+1)
Rios Montanhosos do Norte	16.00	29.00	4.48	0.65	1.86	-
Rios do Norte de Pequena Dimensão	16.00	30.00	4.52	0.71	1.95	-
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	13.00	26.00	3.97	0.63	1.68	-
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	14.00	31.50	3.80	0.64	1.48	-
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	18.00	39.00	4.17	0.61	2.00	-
Rios de Transição Norte-Sul	12.00	30.50	3.67	0.64	1.73	-
Rios do Litoral Centro	8.00	20.00	3.60	-	-	2.57
Rios do Sul de Pequena Dimensão	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	9.00	21.00	3.37	-	-	2.57
Rios Montanhosos do Sul	10.50	26.00	3.73	0.56	1.32	-
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	10.00	22.00	3.48	-	-	2.45
Calcários do Algarve	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48

Tabela X - Mediana dos valores de referência e fronteiras para os tipos de rios de Portugal Continental (INAG, I.P., 2009)

Tipos de Rios	EPT Taxa	Nb Taxa	IASPT-2	Evenness	Log (Sel ETD+1)	Log (Sel EPTCD+1)
Rios Montanhosos do Norte	16.00	29.00	4.48	0.65	1.86	-
Rios do Norte de Pequena Dimensão	16.00	30.00	4.52	0.71	1.95	-
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	13.00	26.00	3.97	0.63	1.68	-
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	14.00	31.50	3.80	0.64	1.48	-
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	18.00	39.00	4.17	0.61	2.00	-
Rios de Transição Norte-Sul	12.00	30.50	3.67	0.64	1.73	-
Rios do Litoral Centro	8.00	20.00	3.60	-	-	2.57
Rios do Sul de Pequena Dimensão	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	9.00	21.00	3.37	-	-	2.57
Rios Montanhosos do Sul	10.50	26.00	3.73	0.56	1.32	-
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	10.00	22.00	3.48	-	-	2.45
Calcários do Algarve	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48

Tabela XI - Medidas bioindicadoras avaliadas e resposta esperada correspondente, após impacte negativo no ecossistema (Queiroz et al., 2008)

Índice/Métrica	Resposta esperada
Número total de espécies (T_{esp})	Diminui
Nº famílias EPT	Diminui
Shannon-Weaver (H')	Diminui
% EPT	Diminui
% Chironomidae	Aumenta
Índice Biológico Belga (IBB)	Diminui
Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP')	Diminui

Tabela XII - Limites práticos de identificação considerados para a determinação do Índice Biológico Belga (IBB) (Adaptado de Fontura (1985); Peralta, 2004)

Grupo Faunístico	Limite de identificação
Filo Platyhelminthes	
Classe Turbellaria	
Ordem Tricladida	Género
Filo Annelida	
Classe Clitellata	
Sub-classe Oligochaeta	Família
Sub-classe Hirudinea	Género
Filo Mollusca	
Classe Gastropoda	Género
Classe Bivalvia	Género
Filo Arthropoda	
Classe Crustacea	
Sub-classe Malacostraca	Família
Ordem Isopoda	Família
Ordem Decapoda	
Classe Insecta	
Ordem Plecoptera	Género
Ordem Ephemeroptera	Género
Ordem Trichoptera	Família
Ordem Odonata	Género
Ordem Megaloptera	Género
Ordem Coleoptera	Família
Ordem Diptera	Família
Ordem Hemiptera/Heteroptera	Género
Classe Aracnidae	
Ordem Acari	Presença

Tabela XIII - Quadro-Padrão de Tuffery e Verneaux, utilizado para o cálculo do índice Biótico Belga (IBB) (Adaptado de Fontura, 1985)

I Grupos faunísticos	II Número de unidades sistemáticas presentes	III Número total de unidades sistemáticas presentes				
		0-1	2-5	6-10	11-15	≥ 16
		Índice biótico				
1_ Plecoptera ou HEPTAGENIIDAE	1_várias US	-	7	8	9	10
	2_ apenas 1 US	5	6	7	8	9
2_ Tricópteros com casulo	1_várias US	-	6	7	8	9
	2_ apenas 1 US	5	5	6	7	8
3_ ANCYLIDAE e Ephemeroptera (excepto Heptageniidae)	1_mais de 2 US	-	5	6	7	8
	2_ 2 ou menos de 2 US	3	4	5	6	7
4_ Aphelocheirus ou Odonata ou GAMMARIDAE ou Mollusca (excepto SPHAERIDAE)	Todas as US anteriores ausentes	3	4	5	6	7
5_ Asellus ou Hirudinea ou SPHAERIDAE ou Hemiptera (excepto Aphelocheirus)	Todas as US anteriores ausentes	2	3	4	5	-
6_ TUBIFICIDAE ou CHIRONOMIDAE do grupo thummi-plumosus	Todas as US anteriores ausentes	1	2	3	-	-
7_ ERISTALINAE (=SYRPHIDAE)	Todas as US anteriores ausentes	0	1	1	-	-

Tabela X IV - Classes de qualidade, com significado dos valores do Índice Biótico Belga (IBB), e cores correspondentes a cada classe

Classe	Índice Biótico	Significado	Cor representativa
I	10-9	Água não poluída	Azul
II	8-7	Ligeiramente poluída	Verde
III	6-5	Moderadamente poluída	Amarelo
IV	4-3	Muito poluída	Laranja
V	2-1-0	Fortemente poluída	Vermelho

Tabela XV - Pontuações atribuídas às diferentes famílias de macroinvertebrados aquáticos para o cálculo de BMWP'

Famílias	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae Athericidae, Blephariceridae	10
Astacidae Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae Cordullidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae Prosopistomatidae Nemouridae Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae Hydroptilidae Unionidae Corophiidae, Gammaridae, Atyidae Platycnemididae, Coenagrionidae	6
Oligoneuriidae, Polymitarcidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae Hydropschidae Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae	5
Baetidae, Caenidae Halplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae Rhagionidae Sialidae Piscicolidae Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Veliidae Nontonectidae, Corixidae Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae Bithniidae, Bythinellidae, Sphaeridae Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae	1

Tabela XVI - Classes de qualidade, significado dos valores do BMWP' e cores correspondentes a cada classe

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor representativa
I	Boa	> 150 101-120	Águas muito limpas, Águas não contaminadas ou não alteradas de modo sensível.	Azul
II	Aceitável	61-100	São evidentes alguns efeitos de contaminação.	Verde
III	Duvidosa	36-60	Águas contaminadas.	Amarelo
IV	Crítica	16-35	Águas muito contaminadas.	Laranja
V	Muito crítica	< 15	Águas fortemente contaminadas.	Vermelho

Anexo_3

COMUNIDADE PISCÍCOLA

Listagem e identificação das espécies encontradas no rio Paiva

Tabela XVII - Resultados da pesca eléctrica nos pontos de amostragem nº1 e nº3

Ponto 1 10/5/2012 Montante da ETAR		Nº de indivíduos salmonídeos capturados	0
		Nº de indivíduos ciprinídeos capturados	10
Nº de exemplar	Espécie	Peso (g)	Comprimento (mm)
1	<i>Chondrostoma polylepis</i>	1,1	60
2	<i>Squalius carolitertii</i>	-	40
3	<i>Chondrostoma polylepis</i>	2,8	71
4	<i>Squalius carolitertii</i>	-	43
5	<i>Squalius carolitertii</i>	3,8	76
6	<i>Squalius carolitertii</i>	-	46
7	<i>Squalius carolitertii</i>	-	48
8	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	40
9	<i>Squalius carolitertii</i>	-	33
10	<i>Squalius carolitertii</i>	-	35
Ponto 3 11/5/2012 Jusante da ETAR		Nº de indivíduos salmonídeos capturados	1
		Nº de indivíduos ciprinídeos capturados	28
Nº de exemplar	Espécie	Peso (g)	Comprimento (mm)
1	<i>Chondrostoma polylepis</i>	13,1	105
2	<i>Chondrostoma polylepis</i>	2,1	131
3	<i>Chondrostoma polylepis</i>	8	98
4	<i>Chondrostoma polylepis</i>	0,9	55
5	<i>Chondrostoma polylepis</i>	0,6	51
6	<i>Chondrostoma polylepis</i>	4,0	79
7	<i>Chondrostoma polylepis</i>	7,4	95
8	<i>Chondrostoma polylepis</i>	2,9	69
9	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	45
10	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	49
11	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	50
12	<i>Chondrostoma polylepis</i>	1,8	58
13	<i>Chondrostoma polylepis</i>	2,1	65
14	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	31
15	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	44
16	<i>Chondrostoma polylepis</i>	1,4	53
17	<i>Chondrostoma polylepis</i>	3,5	64
18	<i>Salmo trutta</i>	-	44
19	<i>Chondrostoma polylepis</i>	1,2	54
20	<i>Chondrostoma polylepis</i>	1,5	53
21	<i>Chondrostoma polylepis</i>	1,4	62
22	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	41
23	<i>Chondrostoma polylepis</i>	1,3	54
24	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	50
25	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	49
26	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	40
27	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	43
28	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	38
29	<i>Chondrostoma polylepis</i>	-	43

Anexo_4

QUALIDADE DO HABITAT

Classificação da zona ribeirinha dos ecossistemas fluviais para o cálculo Índice QBR.

Determinação do tipo geomorfológico da zona ripária para o cálculo Índice QBR.

Classes e respectivo significado dos valores do índice QBR e cores correspondentes a cada classe.

Tabela XVIII – Ficha para calcular o índice de Avaliação Visual do Habitat (AVH) (EPA, 1999)

Parâmetro do habitat	Categorias			
	Ótimo	Sub-ótimo	Marginal	Pobre
1. Capacidade do substrato para acolher a epifauna	Mais de 70% de habitat favorável á colonização pela epifauna e à utilização pelos peixes; mistura de ramos, troncos submersos, blocos ou outros habitats estáveis e com potencial máximo de colonização (ex. troncos já com um certo tempo de deposição)	40-70% de mistura de habitats estáveis; boas condições para a total colonização; habitat adequado para a manutenção das populações; presença de substrato adicional recentemente depositado no canal e ainda não completamente apto para a colonização.	20-40% de mistura de habitats estáveis; disponibilidade de habitat inferior ao desejável; substrato frequentemente removido ou perturbado.	Menos de 20% de habitats estáveis; evidente falta de habitats; substrato inexistente ou instável.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
2. Caracterização do substrato das poças	Mistura de diferentes tipos de substratos, com cascalho e areia como materiais dominantes; raízes e vegetação submersa comuns.	Mistura de areia, lama ou argila; a lama pode ser o tipo de material dominante; presença de algumas raízes e vegetação dominante.	Substrato constituído quase exclusivamente por lama, argila ou areia; poucas ou nenhuma raízes; ausência de vegetação submersa.	Substrato constituído por argila compacta ou rocha; ausência de raízes ou vegetação submersa.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
3. Variabilidade das poças	Presentes poças do tipo: <ul style="list-style-type: none"> • grandes e baixas; • grandes e profundas, • pequenas e baixas, • pequenas e profundas 	A maioria das poças são do tipo grandes e profundas; muito poucas são de baixa profundidade.	Dominância das poças de fraca profundidade relativamente às de muita profundidade.	A maioria das poças é de baixa profundidade; ou poças inexistentes.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
4. Deposição de sedimentos	Pouco ou nenhum aumento da superfície de ilhas e menos de 5% de substrato afectado pela deposição de sedimentos.	Algum aumento de formação de barreiras, constituídas, essencialmente, por cascalho, areia ou sedimentos finos; 5-30% do substrato afectado; pequena deposição de sedimentos nas poças.	Deposição moderada de cascalho, areia ou sedimentos finos em faixas novas ou antigas; 30-50% do substrato afectado; deposição de sedimento, nas obstruções e constrições do canal; deposição moderada de sedimento nas poças.	Pesados depósitos de materiais finos aumentam a formação de barreiras; mais de 50% do substrato em mudanças frequentes; quase ausência de poças devido à deposição de sedimentos.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
5. Homogeneidade do fluxo de água no canal	A água corre pelos dois lados do canal, podendo apenas uma pequena parte do leito do rio não estar coberta por água.	A água corre por mais de 75% do canal; ou menos de 25% d canal não está coberto por água.	A água corre por 25-75% do canal, e /ou o substrato encontra-se exposto nas zonas de rápidos.	Muito pouca água no leito do rio e a maior parte confinada a poças.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Parâmetro do habitat	Categorias			
	Ótimo	Sub-ótimo	Marginal	Pobre
6. Alteração do canal	Canalização débil ou ausente; rio com um padrão normal.	Presente alguma canalização, usualmente em áreas de pontes; podem existir evidências de canalização antiga (dragagens, com idade superior a 20 anos), mas não existir canalização recente.	A canalização do rio pode ser extensiva; taludes ou escoras podem estar presentes em ambas as margens; 40-80% do rio corre canalizado ou com interrupções.	Margens limitadas por cimento ou muros; mais de 80% do rio corre canalizado ou com interrupções; os habitats aquáticos estão fortemente alterados ou inteiramente removidos.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
7. Sinuosidade do canal	As curvas do rio aumentam 3 a 4 vezes o comprimento do rio, relativamente a um percurso linear. (Nota: a ramificação dos rios é considerada normal nas zonas costeiras e outras zonas muito planas, tornando difícil a avaliação)	As curvas aumentam o comprimento do rio 2 a 3 vezes relativamente a um percurso linear.	As curvas aumentam o comprimento do rio 1 a 2 vezes relativamente a um percurso linear.	O rio segue uma trajectória linear; geralmente em linhas de água canalizadas em longas distâncias.
Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
8. Estabilidade das margens (pontuação para cada margem)	Margens estáveis; pouca ou nenhuma evidência de erosão ou de derrocada das margens; fraco potencial para problemas futuros; menos de 5% das margens com problemas.	Mistura de areia, lama ou argila; a lama pode ser o tipo de material dominante; presença de algumas raízes e vegetação dominante.	Substrato constituído quase exclusivamente por lama, argila ou areia; poucas ou nenhuma raízes; ausência de vegetação submersa.	Substrato constituído por argila compacta ou rocha; ausência de raízes ou vegetação submersa.
Pontuação (M.E.)	M.E. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Pontuação (M.D.)	M.D. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
9. Corredor ripário (pontuação para cada margem)	Mais de 90% da superfície da margem e da zona ripária coberta por vegetação autóctone, incluindo árvores, vegetação herbácea; nudez do solo mínima ou não evidente; praticamente todas as plantas com um crescimento natural.	70-90% da superfície das margens coberta por vegetação autóctone, mas com um dos tipos de plantas mal representado; ruptura evidente da vegetação rasteira, mas que não afecta o seu potencial de crescimento.	50-70% da superfície das margens coberta por vegetação; grandes manchas sem vegetação; apenas metade do terreno apresenta potencial de crescimento.	Menos de 50% dos terrenos marginais se encontram com cobertura vegetal; grandes espaços sem vegetação; pouca ou nenhuma capacidade de crescimento de cobertura vegetal.
Pontuação (M.E.)	M.E. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Pontuação (M.D.)	M.D. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
10. Largura do corredor ripário (pontuação para cada margem)	Largura do corredor ripário maior que 18m; as actividades humanas (estacionamento, campismo, campos agrícolas) não têm impacto na área	Largura do corredor ripário entre 12 3 18m. O impacto de actividades humanas é mínimo.	Largura do corredor ripário entre 6 e 12m. O impacto das actividades humanas é considerável.	Largura do corredor ripário inferior a 6m; pouca ou nenhuma vegetação ripária devido a actividades humanas.
Pontuação (M.E.)	M.E. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Pontuação (M.D.)	M.D. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0

Tabela XIX – Ficha para calcular o índice de Qualidade do Bosque de Ribeira (QBR) (Munné *et al.*, 1998)**1 – Grau de cobertura da zona ribeirinha**

(Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação	
25	> 80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha (as plantas anuais não se contabilizam)
10	50-80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
5	10-50% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
0	< 10% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
+10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é total
+5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é superior a 50%
-5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é entre 25 e 50%
-10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é inferior a 25%

2 – Estrutura da cobertura (contabiliza-se toda a zona ribeirinha)

(Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação	
25	Cobertura de árvores superior a 75%
10	Cobertura de árvores entre 50 e 75% ou cobertura de árvores entre 25 e 50% e no resto da cobertura os arbustos superam os 25%
5	Cobertura de árvores inferior a 50% e o resto da cobertura com arbustos entre 10 e 25%
0	Sem árvores e arbustos abaixo dos 10%
+10	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é superior a 50%
+5	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é entre 25 e 50%
+5	Se existe uma boa conexão entre a zona de arbustos e árvores com um sub-bosque
-5	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é > 50%
-5	Se as árvores e arbustos se distribuem em manchas, sem uma continuidade
-10	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é < 50%

3 – Qualidade da cobertura vegetal (depende do tipo morfológico da zona ribeirinha*)

Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
25	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	> 1	> 2	> 3
10	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	1	2	3
5	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	-	1	1 - 2
0	Sem árvores autóctones			
+10	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio, uniforme e ocupando > 75% da zona ribeirinha (em toda a sua largura)			
+5	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio (entre 50 – 75% da zona ribeirinha)			
+5	Se existe uma disposição em galeria de diferentes comunidades			
+5	Se o número de espécies diferentes de arbustos é:	> 2	>3	>4
-5	Se existem estruturas construídas pelo homem			
-5	Se existe alguma espécie de árvore introduzida ** isolada			
-10	Se existem espécies de árvores introduzidas formando comunidades			
-10	Se existem lixos			

4 - Grau de naturalidade do canal fluvial

(Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação	
25	O canal do rio não está modificado
10	Modificações nos terraços adjacentes ao leito do rio com redução do canal
5	Sinais de alteração e estruturas rígidas intermitentes que modificam o canal do rio
0	Rio canalizado na totalidade do troço
-10	Se existe alguma estrutura sólida dentro do leito do rio
-10	Se existe alguma represa ou outra infraestrutura transversal no leito do rio

Tabela XX - Determinação do tipo geomorfológico da zona ripária para o cálculo do Índice Qualidade do Bosque de Ribeira (QBR). * Característica 3 - qualidade da cobertura vegetal.

Somar o tipo de desnível da margem direita e da esquerda, e somar a pontuação das restantes características.

Tipos de desnível da zona ripária

Pontuação

		Esquerda	Direita
Vertical côncavo (declive > 75°), com uma altura não superável pelas máximas cheias		6	6
Igual, mas com um pequeno talude ou margem inundável periodicamente (cheias normais)		5	5
Declive entre 45 e 75°, em escala ou não. O declive conta-se como o ângulo entre a horizontal e a recta entre a zona de inundação e o último ponto da zona de ribeira.		3	3
Declive entre 20 e 45°, em escala ou não.		2	2
Declive < 20°, zona ribeirinha uniforme ou plana.		1	1

Existência de uma ilha ou ilhas no meio do leito do rio

Largura do conjunto superior a 5 m		-2	-2
Largura do conjunto entre 1 e 5 m		-1	-1

Potencialidade de suportar uma massa vegetal ribeirinha. Percentagem de substrato duro com incapacidade para enraizar uma massa vegetal permanente

> 80%	Não se pode medir
60 – 80%	+6
30 – 60%	+4
20 – 30%	+2

Pontuação Total

Tipo geomorfológico segundo a pontuação

> 8	Tipo 1	Zonas ribeirinhas fechadas, normalmente de cabeceira, com baixa potencialidade para suportar um extenso bosque de ribeira.
Entre 5 – 8	Tipo 2	Zonas ribeirinhas com uma potencialidade intermédia para suportar uma zona com vegetação, sectores médios dos rios.
< 5	Tipo 3	Zonas ribeirinhas extensas, sectores baixos dos rios, com elevada potencialidade para possuir um bosque extenso.

Tabela XXI - Classes e respectivo significado dos valores do índice QBR e cores correspondentes a cada classe

Classe	Amplitudes de valores	Significado	Cor representativa
I	95-100	Cortina ripária sem alterações, estado natural	Azul
II	75 – 90	Cortina ripária ligeiramente perturbada, boa	Verde
III	55 – 70	Início de alterações importantes, qualidade aceitável	Amarelo
IV	30 – 50	Fortemente alterado, má qualidade	Laranja
V	0 – 25	Degradação extrema, péssima qualidade	Vermelho

Anexo_5

DIRECTIVA-QUADRO DA ÁGUA

Sistema de classificação no âmbito da Diretiva-Quadro da Água.

Elementos de Qualidade Biológica relevantes para a avaliação do Estado Ecológico.

Sensibilidade dos elementos de qualidade biológica a diferentes pressões antropogénicas em rios.

Limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do Bom Estado Ecológico em rios.

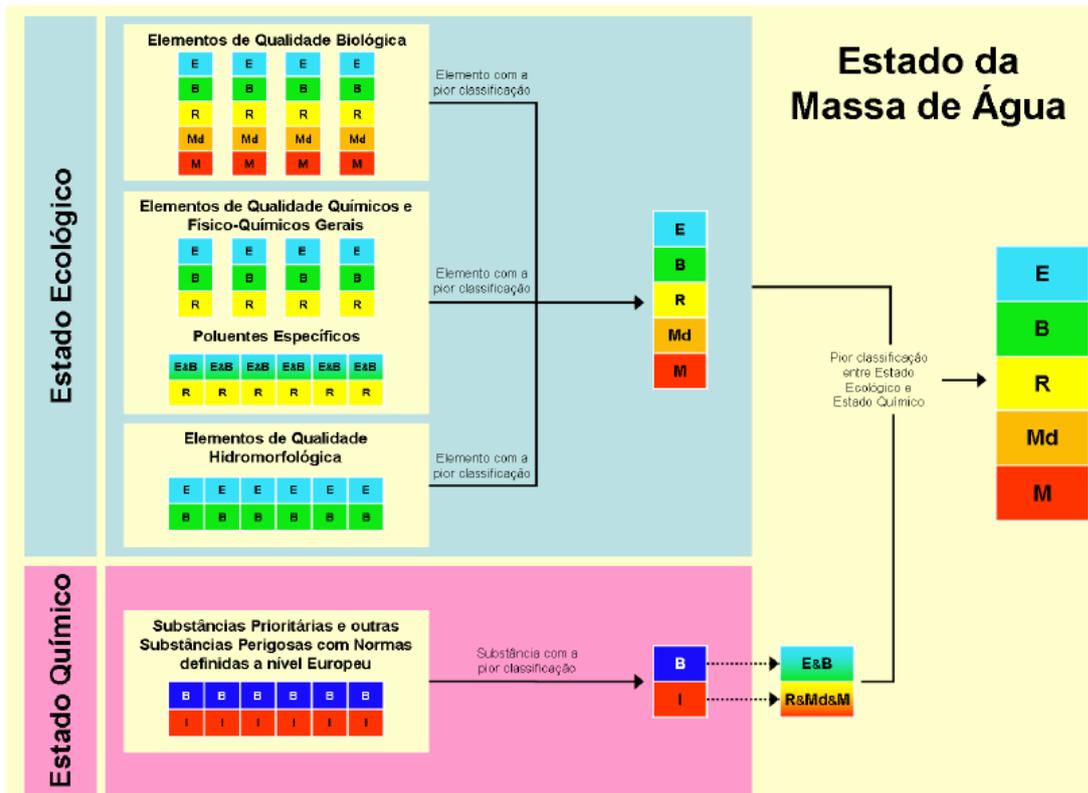


Figura I - Esquema conceptual do sistema de classificação no âmbito da Diretiva-Quadro da Água (INAG, 2009)

RIOS	
Elemento Biológico	Componente
Invertebrados Bentónicos	Composição e abundância
Fauna Piscícola	Composição, abundância e estrutura etária
Flora Aquática - Fitoplâncton - Fitobentos - Macrófitas	Composição e abundância

Figura II - Elementos de Qualidade Biológica relevantes para a avaliação do Estado Ecológico (INAG, 2009)

Tabela XXII - Sensibilidade dos elementos de qualidade biológica a diferentes pressões antropogênicas em rios (INAG, 2009)

Pressão	Fitobentos	Macrófitos	Invertebrados bentônicos	Fauna Piscícola
Nutrientes	X	X		
Poluição orgânica			X	X
Poluentes específicos, substâncias prioritárias e prioritárias perigosas			X	
Hidrológica	X	X	X	X
Morfológica		X	X	X
Acidificação	X		X	X
Degradação geral			X	

Tabela XXIII - Limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do Bom Estado Ecológico em rios (INAG, 2009)

Parâmetros	Limite para o Bom Estado	
	Agrupamento Norte Tipos: M, N1 \leq 100 km ² , N1 \geq 100 km ² , N2, N3, N4	Agrupamento Sul Tipos: L, S1 \leq 100 km ² , S1 \geq 100 km ² , S2, S3, S4
Oxigênio Dissolvido (1)	\geq 5 mg O ₂ /L	\geq 5 mg O ₂ /L
Taxa de Saturação em Oxigênio (1)	entre 60% e 120%	entre 60% e 120%
Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO ₅) (1)	\leq 6 mg O ₂ /L	\leq 6 mg O ₂ /L
pH (1)	Entre 6 e 9*	Entre 6 e 9*
Azoto Amoniacal (1)	\leq 1 mg NH ₄ /L	\leq 1 mg NH ₄ /L
Nitratos (2)	\leq 25 mg NO ₃ /L	\leq 25 mg NO ₃ /L
Fósforo Total (2)	\leq 0,10 mg P/L	\leq 0,13 mg P/L

- 80% das amostras se a frequência for mensal ou superior

- Média Anual

Os limites indicados poderão ser ultrapassados caso ocorram naturalmente

PARÂMETROS	AC	AGUAS DE SALMONÍDEOS		AGUAS DE CIPRINÍDEOS		OBSERVAÇÕES
		VMR	VMA	VMR	VMA	
Temperatura (°C)	100		≤ 21,5 (0)		≤ 28 (0)	
Oxigénio dissolvido (mg/l O ₂)	50		≥ 9		≥ 7	quando o teor de oxigénio descer abaixo de 6 ou 4 mg/l, respectivamente nas águas de salmonídeos ou nas águas de ciprinídeos, determina-se se essa situação é devida a uma circunstância fortuita, se é consequência de um fenómeno natural ou se é devida a uma poluição e adoptam-se as medidas adequadas.
pH (Escala de Sorensen)	95		6 - 9 (0)		6 - 9 (0)	
Sólidos suspensos totais (mg/l)	(1)	≤ 25 (0)		≤ 25 (0)		As inundações são susceptíveis de provocar concentrações muito elevadas
CBO ₅ (20) (mg/l O ₂)	95	≤ 3		≤ 6		
Fósforo total /mg/l PO ₄)	95	≤ 0,2		≤ 0,4		
Nitritos (mg/l O ₂)	95	≤ 0,01		≤ 0,03		
Compostos fenólicos (mg/l C ₆ H ₅ OH)			X		X	não devem estar presentes em concentrações que alterem o sabor do peixe; o exame gustativo realiza-se apenas se se presumir a sua presença.
Hidrocarbonetos (mg/l)			X		X	não devem estar presentes em concentrações que formem um filtro visível à superfície da água e confirmam sabor de hidrocarbonetos aos peixes; realiza-se exame visual; o exame gustativo só se realiza se se presumir a sua presença.
Amoníaco não ionizado (mg/l NH ₃)	95		≤ 0,025		≤ 0,025	os valores podem ser ultrapassados caso se trate de doses de pouca importância que apareçam durante o dia
Azoto amoniacal (mg/l NH ₄)	95		≤ 1,0		≤ 1,0	

Figura III - Normas de Qualidade aplicáveis a troços caracterizados como águas piscícolas

Anexo_6

CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA

Valores de temperatura do ar (°C).

Valores de precipitação (mm).

Valores de velocidade média (km/h) e frequência (%) de vento.

Valores de humidade relativa do ar (%).

Temperatura do Ar (°C)								
Mês	Média das Máximas	Média das Mínimas	Máximas Absolutas	Mínimas Absolutas	Min	Máx	Min	Mensal
					< 0,0°	> 25°	> 20°	
Janeiro	11,5	2,2	20	-6,6	9,6	0	0	6,8
Fevereiro	12,5	3,4	22,5	-7,3	4,6	0	0	8
Março	14,9	4,3	27,4	-3,5	2,5	0,2	0	9,6
Abril	16,8	5,7	27,8	-3,8	0,7	0,7	0	11,3
Mai	20,4	8,2	34	-0,5	0	6,2	0	14,3
Junho	25,1	11,4	39	2	0	16,1	0	18,3
Julho	28,8	13,2	39,5	5,5	0	24,6	0,4	21
Agosto	29	12,3	39,5	5,6	0	25,8	0,1	20,7
Setembro	26,1	11,6	39,6	2	0	17	0	18,8
Outubro	20,1	8,5	31,2	-2,8	0,2	4,3	0	14,3
Novembro	14,6	4,9	27,4	-4	3	0,2	0	9,8
Dezembro	11,8	3	22,5	-6,5	7,7	0	0	7,4
Ano	19,3	7,4	39,6	-7,3	28,3	95,1	0,5	13,4

Figura IV - Valores de temperatura do ar (°C) verificados na estação de Viseu, para o período de 1961-1990 (PDM-Tondela, 2011)

Precipitação (mm)					
Mês	Total	Máxima (diária)	R > 0,1 mm	R > 1,0 mm	R > 10,0 mm
Janeiro	167,9	72,5	13,9	12,9	6,0
Fevereiro	176,9	81,4	13,2	12,2	5,9
Março	98,7	66,5	11,7	9,8	3,2
Abril	102,6	69,5	11,9	10,2	3,1
Mai	83,3	45,0	9,6	8,2	3,3
Junho	55,7	51,0	7,3	6,1	2,1
Julho	16,3	49,3	2,7	2,0	0,6
Agosto	14,0	28,5	2,5	1,9	0,5
Setembro	54,4	63,5	6,3	4,9	1,8
Outubro	121,5	85,4	11,1	9,7	4,2
Novembro	149,1	95,5	12,4	10,8	5,1
Dezembro	159,8	80,6	12,4	11,1	5,8
Ano	1200,2	95,5	115,0	99,8	41,6

Figura V - Valores de precipitação (mm) verificados na estação de Viseu, para o período de 1961-1990 (PDM-Tondela, 2011)

Rumos	Vento							
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
Frequência (%)	5,2	20,6	5,4	3,0	3,9	15,7	8,5	10,1
Velocidade Média (km/h)	3,9	6,9	5,4	4,1	4,5	6,6	6,3	5,5

Figura VI - Valores de velocidade média (km/h) e frequência (%) de vento verificados na estação de Viseu, para o período de 1961-1990 (PDM-Tondela, 2011)

Mês	Humidade Relativa do Ar (%)				
	Viseu		Caramulo		
	9h	18h	9h	15h	21h
Janeiro	87	78	83	80	85
Fevereiro	83	71	82	76	84
Março	76	63	75	69	78
Abril	74	60	76	69	78
Mai	71	57	75	68	76
Junho	68	56	72	64	74
Julho	66	48	66	56	66
Agosto	66	45	66	58	64
Setembro	72	59	70	63	72
Outubro	81	73	76	71	79
Novembro	85	78	80	78	83
Dezembro	86	80	81	79	84
Ano	76	64	75	69	77

Figura VII - Valores de humidade relativa do ar (%) verificados na estação de Viseu, para o período de 1961-1990 (PDM-Tondela, 2011)

Anexo_7

ETAR DE CASTRO DAIRE

Comunicação do SEPNA à Associação de Defesa do Vale do Paiva.



MINISTÉRIO DA ADMINISTRAÇÃO INTERNA
GUARDA NACIONAL REPUBLICANA



Comando – Operacional

Direcção do Serviço de Protecção da Natureza e do Ambiente

Exmo. Senhor
Associação de Defesa do Vale do Paiva

sos.rio.paiva@gmail.com

S/ referência:
VDenúncia de 09MA11

Nº Referência SEPNA:
Pº: Linha SOS nº 1588/2011

Nº comunicação
1213/2011 DSEPNA

ASSUNTO: ETAR DE CASTRO DAIRE

Sobre o assunto em epígrafe, encarega-me o Exm.º Major-General, Comandante - Operacional, de informar que após averiguação feita à situação comunicada por V.º Ex.º em 09 de Maio de 2011, cuja denúncia ficou registada com o número 1588/2011, o Serviço de Protecção da Natureza e do Ambiente (SEPNA) da GNR, através do Núcleo de Protecção Ambiental do Destacamento Territorial de Viseu, deslocou-se ao local visado, a fim de verificar as condições da referida ETAR.

Contactada a engenheira Ambiental do Município de Castro Daire, a mesma referiu que de facto o braço rotativo se encontra avariado, tendo já o município lançado um Concurso Público para a sua substituição.

Questionada sobre a licença de rejeição de águas residuais, a mesma disse não possuir, facto que levou a instauração do processo Contra-Ordenacional, emitido pela Inspeção Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território, com o nº CO/000824/08, tendo já sido efectuado o referido pedido de emissão do respectivo título, dirigido à Administração da Região Hidrográfica do Norte.

Questionada sobre o tratamento das lamas, a mesma apresentou Guia de acompanhamento de resíduos nº 9627206 de 18/08/2010, com encaminhamento para o aterro sanitário.

Face a estes factos, o Núcleo de Protecção Ambiental, irá continuar a proceder a diligências com vista ao cumprimento das imposições legais da referida ETAR, acompanhando os trabalhos que a Câmara Municipal se disponibilizou em realizar.

Estando a Guarda profundamente empenhada na defesa dos valores ambientais e numa melhor segurança e bem-estar das populações, o SEPNA agradece a sua participação, continuando sempre disponível a novos contributos que poderão ser feitos através da Linha SOS Ambiente e Território nº 808 200 520, da denúncia On-line no site www.gnr.pt ou do mail sepna@gnr.pt.

Com os melhores cumprimentos.

O DIRECTOR DO SEPNA

JOSÉ MANUEL AMARAL GRISANTE
COR INF.º

h

