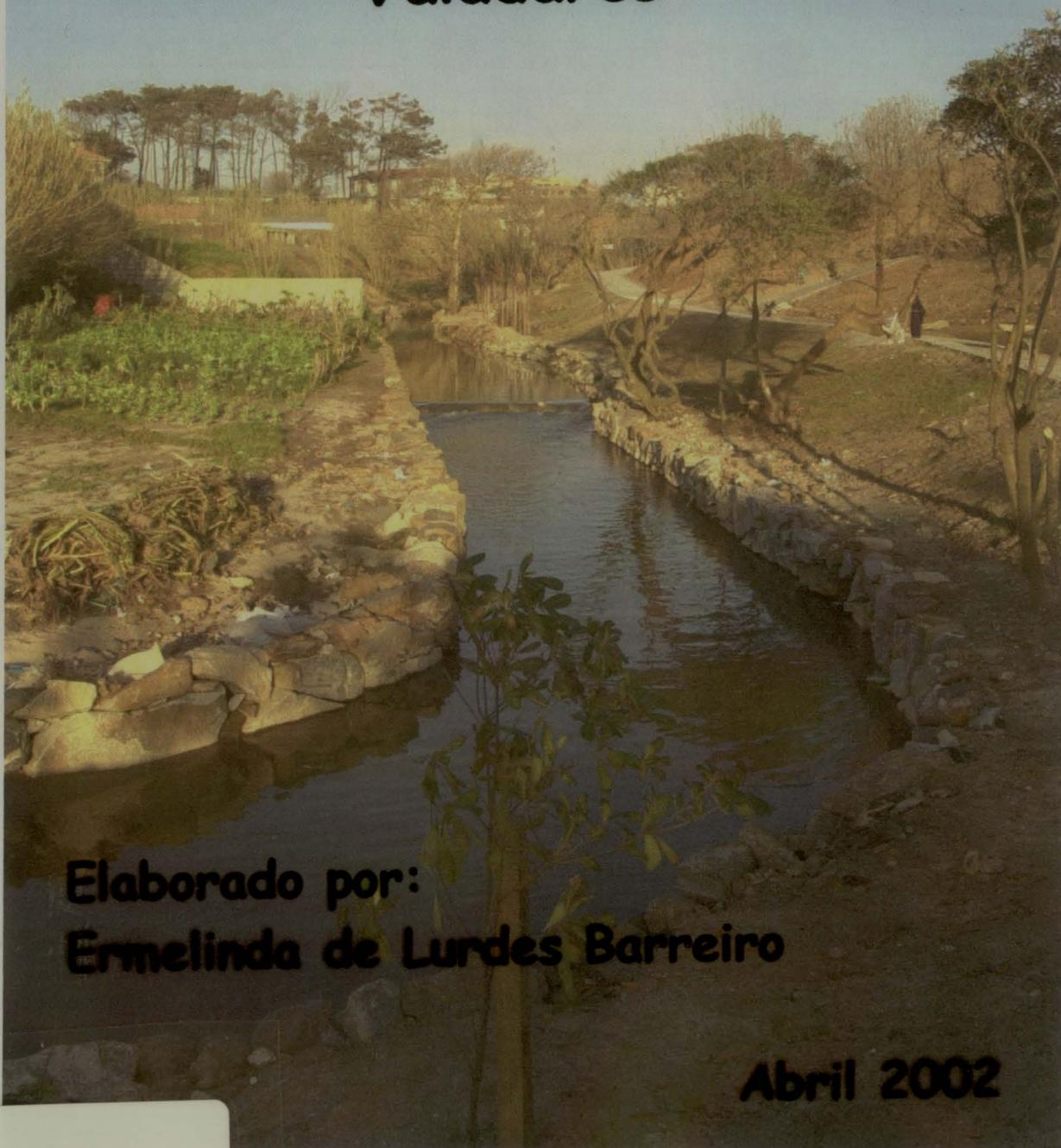


PRODEP III

Monitorização e Reabilitação Ecológica da Ribeira de Valadares



Elaborado por:
Ermelinda de Lurdes Barreiro

Abril 2002

66(047.3)
LEQ 2001/BARe





UNIÃO EUROPEIA
Fundo Social Europeu



Mais Educação

**Faculdade de Engenharia da
Universidade do Porto**

PRODEP III

Monitorização e Reabilitação Ecológica da Ribeira de Valadares

Elaborado por:

Ermelinda de Lurdes Barreiro

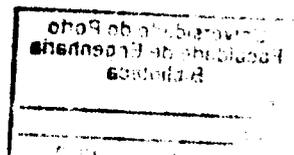
Em colaboração com:

Águas de Gaia, E.M.

Orientadores:

Eng. Rui Boaventura (FEUP)

Prof. Doutor Joaquim Poças Martins (Águas de Gaia,
E.M.)



Abril 2002

66(0473)/LEQ 2001/BAR 2

Universidade do Porto Faculdade de Engenharia Biblioteca	
Nº	90137
CDU	
Data	02/07/2007

Sumário

O concelho de Vila Nova de Gaia possui cerca de 400 km de rios, ribeiras e linhas de água, dos quais, grande parte apresenta fortes índices de poluição.

Ao despoluir as ribeiras e requalificar as margens, estão criadas as condições para que estes locais voltem a ser aprazíveis e valorizados.

No âmbito deste espírito, este estágio consistiu na criação de uma base de dados biológicos e físico-químicos para uma futura monitorização periódica da ribeira de Valadares.

Diversos parâmetros foram analisados, nomeadamente: coliformes fecais, temperatura, pH, condutividade, turvação, CBO₅, CQO, nutrientes.

Estes valores sofrem muitas alterações ao longo da ribeira, pois, dependem essencialmente das descargas domésticas e industriais expelidas para a ribeira. Se a descarga não for contínua, as análises serão diferentes consoante o dia e a hora a que forem realizadas.

Os valores obtidos são comparados com os da legislação em vigor (Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto), verificando-se que os parâmetros analisados excedem estes valores.

Em termos de saúde do ecossistema, os elevados teores em amónia e nitritos, impedem a recolonização imediata da ribeira com espécies piscícolas.

Agradecimentos

Queria expressar o meu agradecimento ao Eng. Rui Boaventura (orientador de estágio - FEUP) e ao Prof. Doutor Joaquim Poças Martins (orientador na empresa - Águas de Gaia E.M.) pela forma como contribuíram para a realização deste estágio, bem como aos funcionários da empresa que bem me receberam, em particular à Dr^a. Liliana Carvalho que muito me ajudou durante o estágio. Não poderia deixar de agradecer ao Prof. Adriano Bordalo e Sá e a todas as pessoas que trabalham com ele (ICBAS e CIIMAR), pela ajuda disponibilizada.

Índice

Objetivos -----	1
I - Entidade Acolhedora de Estágio -----	2
II – Introdução -----	3
1 - Parâmetros de análises da qualidade da água -----	5
III - Material e Métodos -----	12
IV - Caracterização da ribeira de Valadares -----	14
V - Resultados e Observações -----	16
1 - 1ª Campanha de pré-amostragem -----	16
2 - 2ª Campanha de pré-amostragem -----	18
Conclusões -----	24
Referências Bibliográficas -----	25
ANEXOS -----	27

Objectivo

O objectivo deste estágio consistiu na colaboração para a monitorização e reabilitação ecológica da Ribeira de Valadares, no Concelho de Vila Nova de Gaia.

Dada a inexistência de dados de referência, a prioridade deste estágio foi a de criar uma base de dados de parâmetros biológicos e fisico-químicos da ribeira em estudo e a escolha de estações de amostragem para uma futura monitorização periódica. Os resultados obtidos ao longo do período de estágio são comparados com a legislação em vigor, nomeadamente com o Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de Agosto: anexos X, XIII, XVI e XXI.

Do ponto de vista pessoal, este estágio pretendeu a assimilação de um conjunto de filosofias e metodologias-chave para o desempenho de uma actividade profissional no futuro. Como primeira experiência profissional, as perspectivas consistiram em colocar à prova os conhecimentos teórico-práticos adquiridos ao longo do curso.

I. Entidade Acolhedora do Estágio

Criada em 12 de Abril de 1999 e situada na Rua 14 de Outubro, 343, 4431-954 em Vila Nova de Gaia, a empresa municipal Águas de Gaia, E.M. tem como principais campos de intervenção o abastecimento de água, o saneamento e o tratamento de águas residuais. Nesses campos, as principais acções em curso desenvolvidas pela empresa nesse campos são: a expansão acelerada da rede de saneamento a todo o concelho, a construção de cinco estações de tratamento de águas residuais (cobertura total do concelho) e a construção do interceptor da marginal para a despoluição do rio Douro e praias.

Para além destas acções, a empresa possui um programa de limpeza, renaturalização e reabilitação dos 400 km de ribeiras do concelho e respectivas margens, nomeadamente na construção de passadiços pedonais que, num futuro próximo, possibilitará passear a pé ou de bicicleta e permitirá criar acessos agradáveis e seguros às praias.

Todas estas acções representam um passo gigantesco numa política ambiental, com efeitos visíveis na qualidade da água das praias, rios e ribeiras, o que coloca o concelho de Gaia numa posição de relevo a nível nacional quanto à qualidade de vida e bem estar das populações.

Na seguinte figura (Figura 1) está representado, sob a forma de organigrama, a estrutura organizativa da empresa (modelo similar à estrutura municipal) :

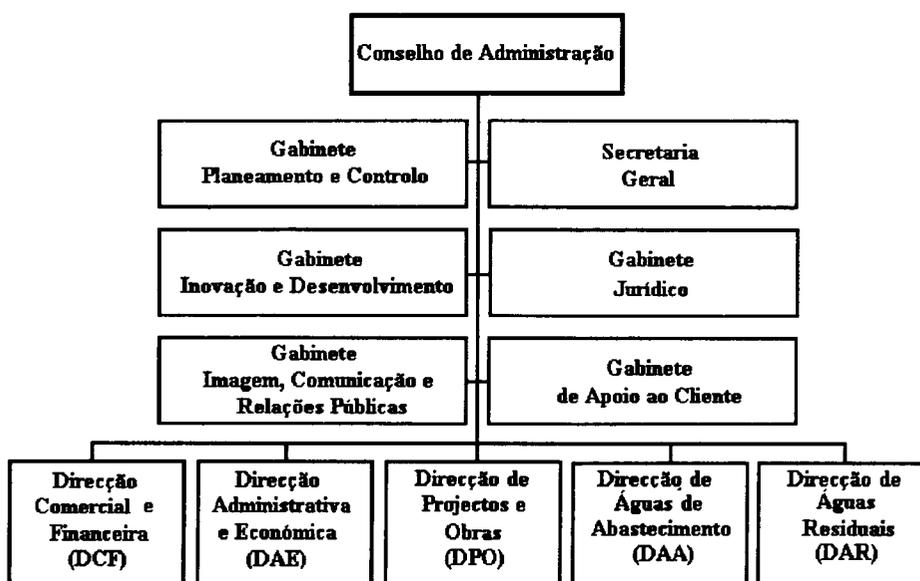


Figura 1 - Organigrama da Empresa Águas de Gaia, E.M.

II. Introdução

A restauração ecológica de ecossistemas consiste no restabelecimento das suas estruturas e funções, de modo a que estes possam regressar, tanto quanto possível, às condições e funções anteriores às das alterações induzidas pelo Homem [1]. No entanto, a restauração completa dos ecossistemas é quase impossível, devido à sua complexidade e dinâmica.

Os ecossistemas de água doce, apesar de ocuparem uma pequena porção da superfície da Terra, são de extrema importância para o Homem. Eles constituem a mais apropriada e barata fonte de água para as necessidades domésticas e industriais, sendo também os sistemas mais usados para o lançamento de resíduos. Uma vez que a pressão do Homem sobre estes cursos se tem vindo a agravar, torna-se cada vez mais necessário a preservação da sua qualidade, de forma a evitar que ela se torne num factor limitante, não só para a vida humana, como também para todos os outros seres vivos.

“A água pode considera-se poluída quando a sua composição ou o seu estado sejam, directamente ou indirectamente, modificados pelo Homem, em medida tal que sejam prejudicadas todas ou partes das utilizações que tinham no seu estado natural, isto é, antes da modificação ocasionada pelo Homem” - definição de água poluída (Genebra - 1961).

Quando um poluente é lançado num curso de água este vai imediatamente, a médio ou a longo prazo, provocar uma alteração das características físico químicas da água, o que implica uma alteração dos factores ecológicos e, conseqüentemente, o rompimento do equilíbrio existente.

Existem essencialmente dois métodos para avaliar a qualidade da água: métodos físico-químicos e métodos biológicos.

Os métodos físico-químicos estabelecem-se no princípio de que a água é um complexo definido por várias substâncias. A designação de qualidade depende da presença ou ausência destas substâncias que determinam se a água satisfaz ou não um determinado critério, para determinado fim. Estes baseiam-se, então, na análise dos seus principais parâmetros físicos e químicos por forma a avaliar as suas variações. Estes parâmetros podem variar muito, tanto no aspecto qualitativo como quantitativo, sendo necessária uma monitorização de valores durante um longo período para se demonstrar o impacto de uma determinada acção.

Depois de analisado o significado dos vários indicadores procuram-se saber os limites correspondentes. Assim, a determinação química da qualidade da água pode fazer-se após doseamento desses indicadores (oxigénio, nitritos, nitratos, fosfatos, amónia, etc.).

Os métodos biológicos podem-se dividir em dois principais tipos:

- **Métodos fisiológicos ou indirectos**, através dos quais se estima a bio-actividade ou se faz contagem de bactérias. Igualmente dentro deste grupo situa-se o estudo de organismos em laboratório, em face da água cuja qualidade se pretende avaliar: são os ensaios de toxicidade.

- **Métodos ecológicos ou directos**, em que as amostras de animais ou plantas são colhidos directamente das águas a testar e a qualidade avaliada com base na ocorrência e frequência de certos organismos indicadores.

Os métodos físico-químicos são, evidentemente, de natureza muito diferente da dos biológicos. Por esta razão, não se podem comparar directamente e, por outro lado, uns não poderão substituir os outros. Eles são naturalmente complementares. No entanto, quando vistos separadamente, os métodos físico-químicos apresentam certas desvantagens em relação aos biológicos:

- Se a descarga não for contínua corre-se o risco de analisar a água num momento em que certos compostos químicos não estão presentes em concentrações normais;
- Se a concentração for baixa, os métodos químicos podem não detectar o poluente;
- O efeito de algumas substâncias químicas e, nomeadamente, de algumas misturas dessas substâncias não é inteiramente conhecido [7].

O estudo dos organismos presentes num dado ecossistema aquático permite realizar o diagnóstico da qualidade biológica da água desse local. Este tipo de diagnóstico tem a vantagem de reflectir os efeitos acumulados de eventuais perturbações do sistema. Estes métodos baseiam-se no facto dos seres vivos se associarem para construir biocenoses que sofrem variações muito específicas face às alterações que ocorrem no meio [7].

No entanto, os peixes (organismos cuja mobilidade lhes permite, normalmente, a fuga aos poluentes), são utilizados como indicadores biológicos da qualidade da água, uma vez que são de fácil identificação e ocupam, geralmente, o topo da cadeia alimentar, reflectindo as alterações de toda a comunidade aquática.

A quantificação destes parâmetros permite a caracterização de uma água, sendo possível estabelecer a sua aptidão para as várias utilizações possíveis.

1 - Parâmetros de análise da qualidade da água

Do que foi dito anteriormente, facilmente se depreende que existe uma grande diversidade de parâmetros que podem ser estudados. Contudo, tendo presentes os objectivos deste trabalho, seleccionaram-se apenas aqueles que se consideram mais relevantes para o estudo do ecossistema em causa.

O diagnóstico da qualidade da água passa pela determinação das diferentes variáveis hidrológicas (profundidade, velocidade de corrente, caudal), dos parâmetros físico-químicos gerais (temperatura do ar e da água, condutividade, oxigénio dissolvido, pH, alcalinidade, dureza e sólidos suspensos totais), dos nutrientes existentes (compostos azotados, compostos fosfatados), da quantidade de matéria orgânica presente na amostra (CBO₅, CQO) e ainda dos métodos biológicos (determinação de coliformes, macro-invertebrados).

De seguida apresentam-se alguns dos parâmetros mais relevantes neste tipo de estudos.

Caudal

O regime de caudais destes cursos de água (ribeiras e pequenos rios) apresentam uma variação acentuada, a qual é induzida por factores naturais (nomeadamente a variação sazonal da pluviosidade). A variação dos caudais vai ter importantes repercussões não só na comunidade biótica, como também nas restantes características físico-químicas do local, pelo que será de grande importância na interpretação das variações observadas nos parâmetros estudados [5].

Temperatura (do ar e da água)

A variação deste parâmetro manifesta-se directamente sobre os restantes factores abióticos e sobre as comunidades bióticas. A sua importância como factor ecológico é, ainda, colocada em evidência quando, em conjunto com a luz, condiciona muito dos ritmos sazonais que caracterizam os ecossistemas aquáticos [5].

pH

Este parâmetro é influenciado por diversos factores, tais como: a pluviosidade, uma vez que o pH diminui com a diluição [6]; a actividade fotossintética, pois esta

influencia a quantidade de dióxido de carbono dissolvido, o que por sua vez induz a variações no pH (que podem atingir valores de uma unidade num dia).

Valores de pH inferiores a 5 são, geralmente, pouco favoráveis à vida aquática, em particular à vida piscícola. Em contrapartida, as águas alcalinas podem apresentar povoamentos ricos e diversificados, excepto em locais onde se verifique contaminação química [7].

Oxigénio dissolvido

Este parâmetro é condicionado pela acção conjunta de vários factores, nomeadamente: metabolismos dos organismos presentes no meio (actividades respiratória e fotossintética), oxidação de substâncias inorgânicas; rearejamento e biodegradação da matéria orgânica [7]. Por outro lado apresenta uma evolução inversa à temperatura [9].

Sólidos suspensos

As partículas sólida, de natureza orgânica ou inorgânica, podem aparecer na água, em suspensão ou dissolvidas. São materiais com origem em escorrências das margens, na erosão dos terrenos marginais ou na descarga de efluentes urbanos ou industriais. Estes sedimentos podem apresentar uma acção prejudicial sobre os organismos aquáticos, comprometendo o desenvolvimento de ovos, reduzindo a quantidade de alimento disponível, dificultando a instalação e desenvolvimento da fauna bentónica e perturbando as comunidades piscícolas. Paralelamente a profundidade das águas é reduzida e os organismos e seus habitats são removidos.

Turvação

A turvação é uma medida da extensão à qual a luz é absorvida ou dispersa pelo material suspenso na água. Devido à absorção e dispersão serem influenciadas por características tais como tamanho e superfície do material suspenso, esta não é uma medida directa dos sólidos suspensos. A maior parte da turvação da água de superfície resulta da erosão de material coloidal tal como a argila, limo, fragmentos de rochas e óxidos metálicos do solo. Fibras vegetais e microorganismos podem também contribuir para a turvação. As águas residuais domésticas e industriais podem conter uma larga variedade de materiais, nomeadamente sabões, detergentes e agentes emulsificadores que produzem colóides estáveis responsáveis pela turvação da água.

Nas águas naturais, a turvação pode ter valores de alguns FTUs (Unidade de Turvação de *Formazin*) até várias centenas. O termo Unidade de Turvação Nefelométrica (NTU) é, frequentemente, usado para indicar que o teste foi feito de acordo com o princípio de dispersão.

Condutividade

A medida da condutividade permite a avaliação aproximada da mineralização global da água e seguir a sua evolução. Este parâmetro permite medir a capacidade de uma solução aquosa para transportar uma corrente eléctrica. Esta capacidade depende, entre outros, da presença de iões, da sua concentração total, da sua mobilidade e valência e também da temperatura.

De uma maneira geral este parâmetro cresce progressivamente, de montante para jusante dos cursos de água, sendo as diferenças tanto mais significativas quanto mais fraca for a mineralização inicial.

CBO₅

Este parâmetro traduz a quantidade de oxigénio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na água, e o poder autodepurador dos cursos de água. Quanto maior for a quantidade, maior será o consumo de oxigénio. Por outro lado, a matéria orgânica sólida afecta o substrato e indirectamente a fauna bentónica. Nestas condições, a proliferação de microorganismos (fungos, bactérias e protozoários) pode reduzir a comunidade de macroinvertebrados, pelo aparecimento de mecanismos de competição. Os valores de CBO₅ não devem ultrapassar os 3 mg l⁻¹ e 5 mg l⁻¹ para que a água possa ser considerada, respectivamente, de excelente e boa qualidade. A partir de 9 mg l⁻¹, o efeito da poluição começa a sentir-se com alguma gravidade [6].

A CBO₅ nunca deve ser considerada como a única forma de estimar a qualidade de uma água, uma vez que o seu valor pode ser alterado pela presença de: numerosos compostos tóxicos; hidrocarbonetos, ou detergentes. Pelo que foi referido, facilmente se depreende a necessidade de usar de muita prudência na interpretação dos resultados da CBO₅, uma vez que, por exemplo, valores baixos se podem dever a uma poluição química intensa [7].

Azoto mineral

O azoto mineral pode encontrar-se sob a forma de nitritos, nitratos e amónia, resultando as diferentes formas da sua mineralização ao longo do ciclo do azoto. A quantificação de cada uma destas formas é um bom indicador dos níveis de poluição da água dando uma indicação indirecta sobre a sua capacidade de auto-depuração.

Nitritos (N-NO₂)

Em sistemas aquáticos, os nitritos formam-se durante o ciclo do azoto por dois processos: pela redução de nitratos a nitritos, realizada por diatomáceas e outras algas e actividade bacteriana (bactérias nitrificantes), que transforma a amónia em nitritos [6].

Nas águas não poluídas, ou não existem nitritos ou existem em pequenas quantidades, e nas zonas onde a auto-depuração é activa, o teor de nitritos mantém-se abaixo de 0,01 mg l⁻¹. No entanto, a ausência de nitritos não significa, obrigatoriamente, que esse facto seja acompanhado de um teor normal em nitratos, ou de uma ausência total de iões amónia [7].

Nitratos (N-NO₃)

Os nitratos são compostos azotados formados a partir da oxidação dos nitritos pela acção bacteriana, representando o estado final de oxidação dos componentes de azoto. Participam em fenómenos de eutrofização e, em períodos de baixa oxigenação, podem desempenhar o papel de dadores de oxigénio, evitando a anaerobiose. Praticamente não são tóxicos para os peixes e são a forma de azoto preferida pela maior parte das plantas para formação de compostos orgânicos azotados. Embora não possuam efeitos tóxicos directos, o facto de poderem originar nitritos conduz a uma toxicidade indirecta. A sua presença na água pode ter origem artificial, devido à utilização, na agricultura, de fertilizantes ricos nestes componentes.

Nas águas naturais não poluída, a taxa de nitratos é muito variável segundo a estação do ano e a origem das águas, podendo variar de 1 a 15 mg l⁻¹, uma concentração de 2 a 3 mg l⁻¹ é considerada normal. Nos pequenos regatos, junto às nascentes, o teor de nitratos está frequentemente compreendido entre 0,05 e 0,2 mg l⁻¹. À medida que água se distancia da nascente podem ser atingidos valores de 1 a 2 mg l⁻¹ na sequência de contribuições exógenas e da acumulação de matérias endógenas. Este acréscimo é, normalmente, acompanhado por um aumento do grau de trofia. Para além disso,

concentrações de nitratos são sempre mais elevadas no Inverno, tal como a taxa de matérias em suspensão.

Os nitratos são a principal fonte de azoto para o fitoplâncton e, se tudo ocorre normalmente, é esta a forma em que se encontra a maior fracção entre os três compostos azotados (amónia, nitritos e nitratos). Porém, tudo depende dos processos biológicos, pois, por exemplo, numa zona de águas profundas, a concentração relativa de amónia e nitritos é superior devido à decomposição da matéria orgânica ser elevada e a profundidade ser elevada[8].

Amónia / Azoto Amoniacal (N-NH₄)

A presença de azoto amoniacal N-NH₄ nos cursos de água é, geralmente, um indicador da incompleta degradação da matéria orgânica nesse meio. Os produtos finais do catabolismo das moléculas azotadas são o amoníaco (NH₃) e o dióxido de carbono (CO₂). Em contacto com a água, o amoníaco pode transformar-se na forma ionizada menos tóxica, amónia (NH₄⁺).

A assimilação da amónia é feita durante os processos de síntese proteica do fitoplâncton, visto que os nitratos incorporados são primeiro reduzidos a amónia e, somente depois, é que esta é transferida para os compostos aminoacídicos.

Os peixes podem tolerar concentrações elevadas de azoto amoniacal, mas para valores altos de pH forma-se o NH₃, que é altamente tóxico. Esta reacção depende, também, da temperatura e da concentração de oxigénio.

Para águas oxigenadas e não poluídas a concentração é baixa (< 5 μmol dm⁻³), enquanto que para águas anóxicas a concentração é elevada (>100 μmol dm⁻³). Para valores de pH < 8,2 a forma dominante é NH₄⁺, enquanto que para valores superiores a forma dominante é NH₃ (tóxica para peixes e outros organismos marinhos) [8].

Ortofosfatos solúveis

O fósforo pode encontrar-se na água sob a forma mineral e orgânica, dissolvido ou em suspensão. Em ambos os casos, a sua presença deve-se a uma origem natural, no entanto, é frequente ter, também, uma origem artificial, proveniente de adubos e esgotos domésticos e/ou industriais.

Este nutriente é indispensável para o desenvolvimento do fitoplâncton, tornando-se limitante em concentrações baixas. Em concentrações elevadas, favorece o desenvolvimento acentuado de algas e, como consequência da degradação dessa massa

algal, pode a água tornar-se imprópria para certos fins. Por isso, os ortofosfatos são considerados como os verdadeiros controladores da eutrofização [6]. Nos organismos o fósforo é importante para a síntese de ácidos nucleicos, proteínas membranares, etc., encontrando-se na forma de ésteres fosfóricos. Após a morte, a separação do fosfato é rápida e uniforme, ocorrendo a sua acumulação nos sedimentos marinhos sob a forma de fosfatos de cálcio e fosfato férrico. Os sedimentos podem então ser reduzidos e libertar fósforo, ficando este disponível para ser posteriormente utilizado no fitoplâncton.

Nas águas naturais, a presença de fosfatos nas águas naturais em concentrações superiores a 0,1 ou 0,2 mg l⁻¹ é indício de uma poluição por águas residuais (que contêm fosfatos orgânicos e detergentes sintéticos), ou por águas de escoamento superficial.

Nas águas paradas, a concentração de fosfatos não deverá exceder os 0,15 mg l⁻¹, enquanto que, em águas correntes, este teor não deverá ser superior a 0,3 mg l⁻¹. Valores superiores podem ser um indício de eutrofização ou de poluição por detergentes, havendo o risco de efeitos nocivos. As águas e escoamento superficial induzem grandes variações deste componente, em particular depois de fortes chuvadas ou em períodos de cheia (lixiviação dos solos). O uso excessivo de adubos fosfatados aumenta ainda mais a importância destas contribuições e as variações longitudinais deste componente. O doseamento dos fosfatos permite avaliar a importância da poluição urbana ou estimar o grau de trofia de um curso de água [7].

Sílica

Na água, o silício pode encontrar-se em várias formas e, possivelmente, existe um intercâmbio gradual entre partículas minerais muito finas, sílica coloidal, silicatos complexos e ortosilicatos em verdadeira solução. As diatomáceas são os organismos que mais influenciam o ciclo do silício, pois as suas valvas são formadas por uma matriz orgânica que possui sílica hidratada [8].

Coliformes Fecais

São microorganismos também designados por Coliformes Termotolerantes, que apresentam as propriedades características dos coliformes totais, (bastonete, não esporulados, Gram “negativa”, oxidase negativa, aeróbios ou facultativamente anaeróbios, capazes de fermentar a lactose com produção de ácido e aldeído) mas após

incubação à temperatura de $44 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, durante 24 horas. Estes podem ter origem em três fontes principais:

- Esgotos humanos ou de animais;
- Erosão de solos;
- Vegetação.

A sua pesquisa numa água é importante, uma vez que muitos deles vivem e são abundantes em matérias fecais de animais homeotérmicos constituindo, por isso, indicadores fecais de primeira importância. Por outro lado, a sua resistência a agentes antissépticos, nomeadamente ao cloro e seus derivados, é vizinha de resistência das bactérias patogénicas, constituindo, também por isso, indicadores da eficácia de tratamento das águas tratadas.

Macroinvertebrados bentónicos

São organismos invertebrados com dimensões superiores a 0,5 cm que habitam o substrato de lagos, rios, estuários e águas marinhas. Estes organismos podem construir casulos ou ter vida livre durante todo ou parte do seu ciclo de vida.

Estes organismos são utilizados como indicadores de qualidade da água.

III. Material e métodos

Para a criação da base de dados biológicos e físico-químicos da ribeira em estudo, foram realizadas duas campanhas de pré-amostragem, utilizando diversas ferramentas de trabalho, no próprio terreno e no laboratório.

As duas campanhas de pré-amostragem efectuadas serviram, essencialmente, para: caracterizar a bacia hidrográfica da ribeira de Valadares; escolher os melhores locais destinados a estações de amostragem para uma futura monitorização periódica e avaliar os métodos de amostragem e tratamento das amostras.

Na 1ª campanha (realizada entre os dias 16 e 28 de Novembro de 2001) utilizaram-se no terreno uma sonda multi-parâmetro (YSI 600 XL) e um GPS (Magellan 315) - Figura 2, que ajudaram a caracterizar 52 locais de amostragem.



Figura 2 - Sonda multi-parâmetros (YSI 600 XL) e GPS (Magellan 315).

A utilização da sonda permitiu medir, no terreno, diversos parâmetros: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade específica e relativa ($\mu\text{S cm}^{-1}$), sólidos dissolvidos totais (g l^{-1}), salinidade (ppt), profundidade (m), saturação de oxigénio (%), concentração de oxigénio (mg l^{-1}), pH e potencial de oxidação-redução (mV).

Com o GPS foram registadas as coordenadas geográficas (latitude/longitude), de cada ponto de amostragem.

Com base nos resultados obtidos na 1ª campanha, foram escolhidas 15 estações de amostragem para a realização da 2ª campanha.

Na 2ª campanha de pré-amostragem (realizada nos dias 17 e 18 de Dezembro de 2001), foram utilizadas, tal como na amostragem anterior, a sonda (YSI 600 XL) e o GPS (Magellan 315), e foram, ainda recolhidas amostras de água para análise posterior.

As colheitas para determinação dos parâmetros físico-químicos foram efectuadas, sempre que possível, no mesmo local da ribeira, em cada ponto de amostragem.

A recolha de água para as análises foi convenientemente efectuada em zonas de corrente, de modo a assegurar uma mistura homogénea de toda a massa de água. De seguida, as amostras foram acondicionadas e transportadas para o laboratório em malas térmicas devidamente refrigeradas.

As análises supramencionadas compreendem a determinação de coliformes fecais, carência química de oxigénio (CQO), carência biológica de oxigénio (CBO₅) e de nutrientes (nitritos, nitratos, fosfatos, amónia e sílica). Os métodos laboratoriais utilizados na determinação dos nutrientes encontram-se descritos no ANEXO 1.

O valores obtidos são posteriormente comparados com os da legislação em vigor: Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto: anexos X (qualidade das águas para fins aquícolas - águas piscícolas), XIII (qualidade das águas do litoral ou salobras para fins aquícolas - águas conquícolas), XVI (qualidade das águas destinadas à rega) e XXI (objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais).

O caudal do curso de água nunca foi medido devido à falta de um molinete.

IV. Caracterização da ribeira de Valadares

O concelho de Vila Nova de Gaia possui cerca de 400 km de linhas de água (rios, ribeiras), dos quais fazem parte doze bacias hidrográficas com área superior a 3 km² (oito drenam para o Oceano Atlântico e as restantes para o Rio Douro - Figura 3), sendo que, grande parte dessas linhas de água apresentam fortes índices de poluição.

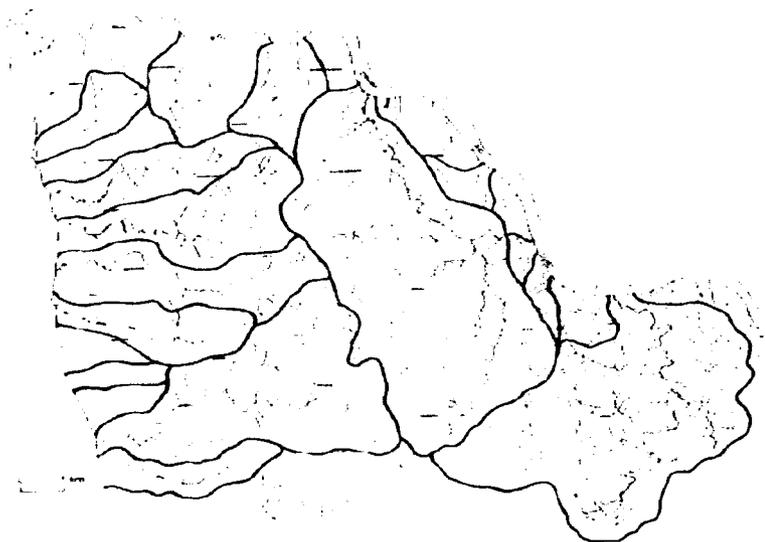


Figura 3 - Bacias hidrográficas do concelho de Vila Nova de Gaia [1]

A ribeira escolhida para este estudo foi a Ribeira de Valadares, uma vez que esta ribeira está a ser tema de um doutoramento [1] e é uma das ribeiras mais representativas do concelho.

Ao longo do seu percurso, a ribeira de Valadares (latitude 41° N; longitude 8° W), separa-se em dois ramos (ramo 1 e ramo 2 - assinalados na Figura 4), sendo o comprimento do **ramo 1** de 8,6 km e do **ramo 2** de 7,7 km, acabando por desaguar no Oceano Atlântico.



Figura 4 - Fotografia da Ribeira de Valadares - a partir da cartografia digital existente no SIG (Sistema de Informação Geográfica) da empresa Águas de Gaia, E.M.

A área da bacia hidrográfica desta ribeira é de 11,14 km², sendo o seu perímetro de 16,28 km, atravessando zonas de declive, relativamente, pouco acentuado, entre 5 e 190 m (Figura 5).

Esta ribeira atravessa diversos tipos de áreas: terrenos agrícolas, áreas fortemente urbanizadas e industrializadas, onde se encontra, por vezes, entubada.

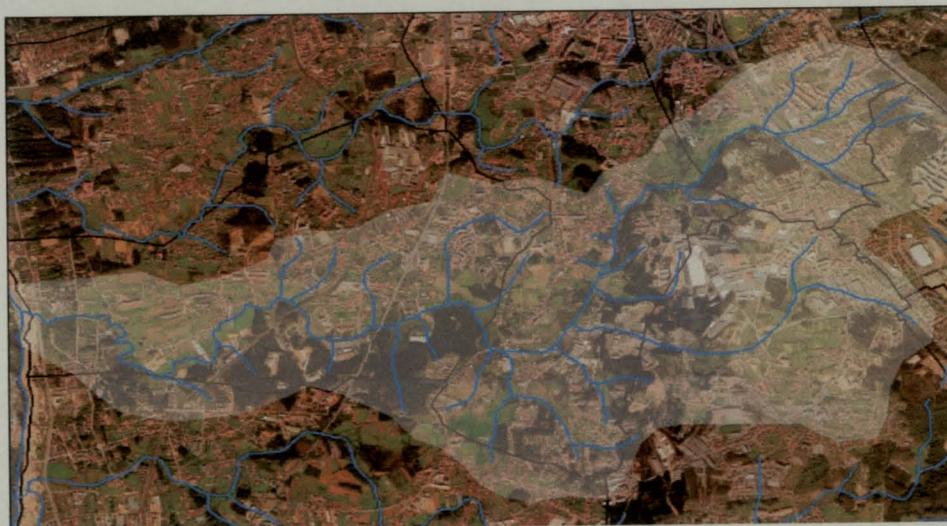


Figura 5 - Representação da bacia hidrográfica da Ribeira de Valadares.

Para este estudo foram consideradas como “nascentes” de cada ramo (Figura 4), o último local em que foi possível fazer recolha de amostras. A montante desses pontos, a ribeira ou não se encontrava visível ou estava entubada.

V. Resultados e observações

Todos os resultados utilizados neste relatório são parte integrante do relatório de trabalho inserido no plano de doutoramento: *Campanhas de pré-amostragem na bacia hidrográfica da ribeira de Valadares* [2].

1 - 1ª Campanha de pré-amostragem (16-28 de Novembro 2001)

Desta amostragem, realizada de montante para jusante, fazem parte 52 estações, das quais, as primeiras 27 estão localizadas no troço principal (antes da ribeira se dividir em dois ramos), 12 no **ramo 1** e 13 no **ramo 2** (Figura 2).

Na tabela seguinte (Tabela 1) estão apresentados os resultados obtidos para esta amostragem: média, máximo e mínimo dos valores obtidos através da sonda, bem como o desvio padrão.

Tabela 1 - Resultados obtidos para as 52 estações da 1ª pré-amostragem [2].

Parâmetro	Média	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
Temperatura (°C)	12,3	16,8	9,4	1,71
Condutividade específica (μScm^{-1})	483,4	818,0	239,0	111,59
Condutividade relativa (μScm^{-1})	366,3	662,0	186,0	87,51
Sólidos Dissolvidos Totais (gl^{-1})	0,3	0,5	0,2	0,07
Salinidade (ppt)	0,2	0,4	0,1	0,06
PH	7,4	8,3	6,8	0,29
Potencial de Oxidação - Redução (mV)	180,8	305,0	35,0	61,62

Pela análise da Tabela 1, pode-se verificar que alguns parâmetros estudados apresentam uma grande diferença entre o valor máximo e o mínimo obtido, nomeadamente nos valores de condutividade (específica e relativa) e oxidação-redução.

Os valores mais baixos de condutividade foram registados a, aproximadamente, 3,7 km da foz e na nascente do ramo 2 e o mais alto a 7,7 km, zona de elevada poluição doméstica (Figura 24 - ANEXO 2). Convém referir que este parâmetro tende a aumentar de montante para jusante.

Os valores de salinidade e de sólidos dissolvidos totais apresentaram poucas variações. O pH variou entre 6,8 e 8,3 o que é adequado para águas superficiais, águas

piscícolas e águas destinadas a rega, como se pode verificar a partir da legislação em vigor (ANEXO 3).

As variações dos valores de temperatura ficam a dever-se, essencialmente, à hora da amostragem, isto é, os menores valores coincidem com a amostragem do início da manhã e os maiores com os da tarde.

Os parâmetros sofrem muitas alterações ao longo do curso, uma vez que estes dependem, fundamentalmente, das descargas domésticas e industriais expelidas para a ribeira. Se a descarga não for contínua, tal como acontece na maioria dos casos, as análises são diferentes consoante o dia e a hora a que forem realizadas.

Apesar da sonda utilizada fornecer o valor de oxigénio dissolvido presente na água, este não foi utilizado, uma vez que havia indícios de um mau funcionamento do sensor.

2 - 2ª Campanha de pré-amostragem (17 e 18 de Dezembro de 2001)

Para esta amostragem foram seleccionadas 15 estações, das 52 identificadas das e analisadas na campanha anterior. Destas 15 estações, 8 pertencem ao troço principal, 4 ao **ramo 1** e 3 ao **ramo 2** (Figura 4). A amostragem foi, tal como a anterior, realizada de jusante para montante.

Na figura seguinte (Figura 6) estão indicados os locais de amostragem.

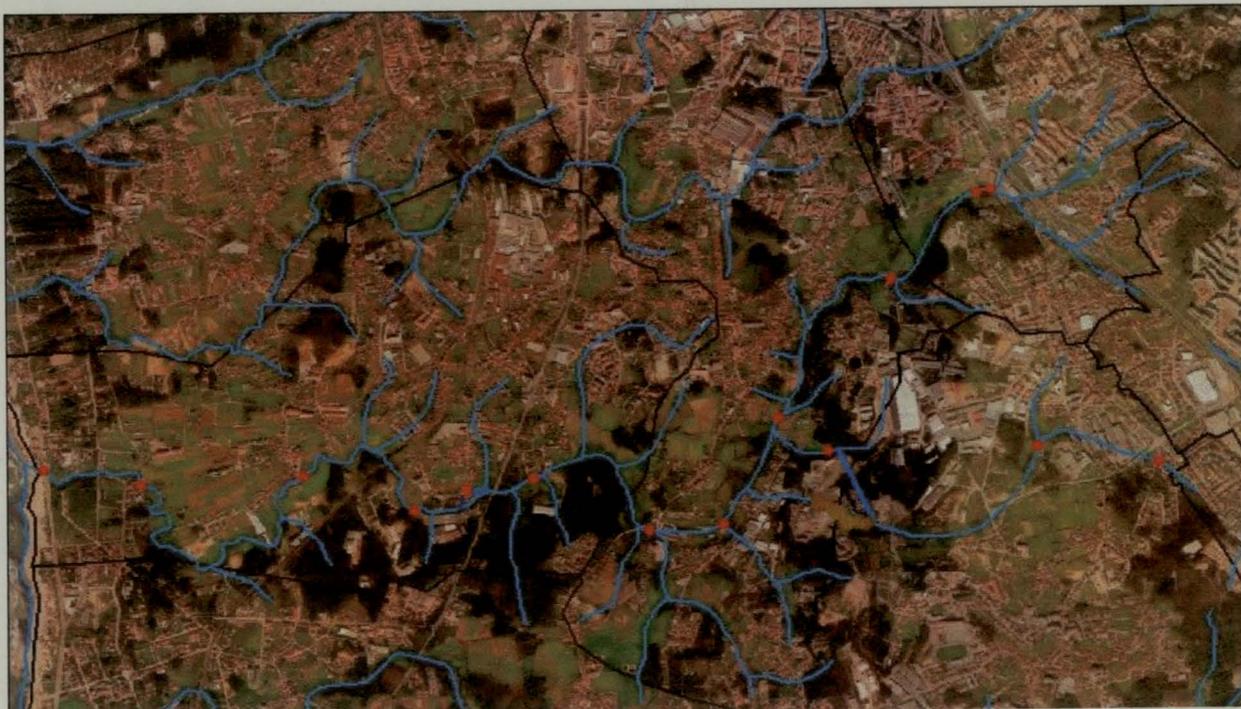


Figura 6 - Locais da 2ª pré-amostragem na Ribeira de Valadares, a partir da cartografia digital existente no SIG (Sistema de Informação Geográfica) da empresa Águas de Gaia, E.M.

Observando a Figura 6, constata-se que a ribeira passa por zonas agrícolas e zonas fortemente urbanizadas, intuindo-se, desde já, a existência de grandes diferenças nos valores dos diversos parâmetros analisados.

Na Tabela 2 apresentam-se os resultados desta amostragem: média, máximo e mínimo dos valores obtidos através da sonda, bem como o desvio padrão.

Tabela 2 - Resultados obtidos para as 15 estações da 2ª pré-amostragem [2].

Parâmetro	Média	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
Temperatura (°C)	9,1	15,7	5,4	3,15
Condutividade específica (μScm^{-1})	488,4	756,0	265,0	116,81
Condutividade relativa (μScm^{-1})	337,4	579,0	212,0	80,07
Sólidos Dissolvidos Totais (gl^{-1})	0,3	0,5	0,2	0,08
Salinidade (ppt)	0,2	0,4	0,1	0,06
pH	7,1	8,1	6,4	0,46
Potencial de Oxidação - Redução (mV)	223,0	332,0	107,0	71,24

Os resultados apresentados não diferem muito dos observados na pré-amostragem anterior, havendo ligeiras subidas/descidas de alguns parâmetros. Estas subidas e descidas eram de prever, uma vez que estes valores dependem, essencialmente, das descargas domésticas e industriais expelidas para a ribeira de uma forma descontínua.

As figuras seguintes mostram as variações de alguns parâmetros, na 1ª e na 2ª pré-amostragem (Figura 7 e 8).

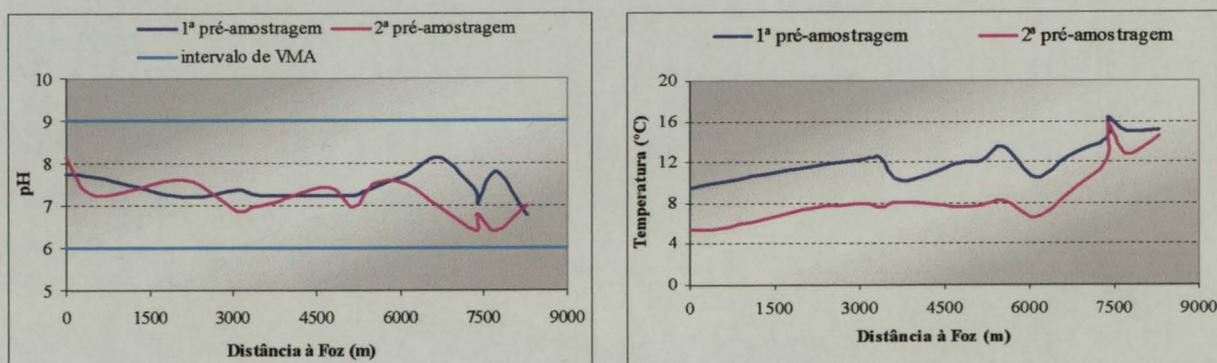


Figura 7 - Variação dos valores de pH e temperatura registados ao longo da ribeira de Valadares. 1ª pré-amostragem - realizada entre 16 e 28 de Novembro de 2001; 2ª pré-amostragem - realizada nos dias 17 e 18 de Dezembro de 2001; VMA - Valor máximo admissível.

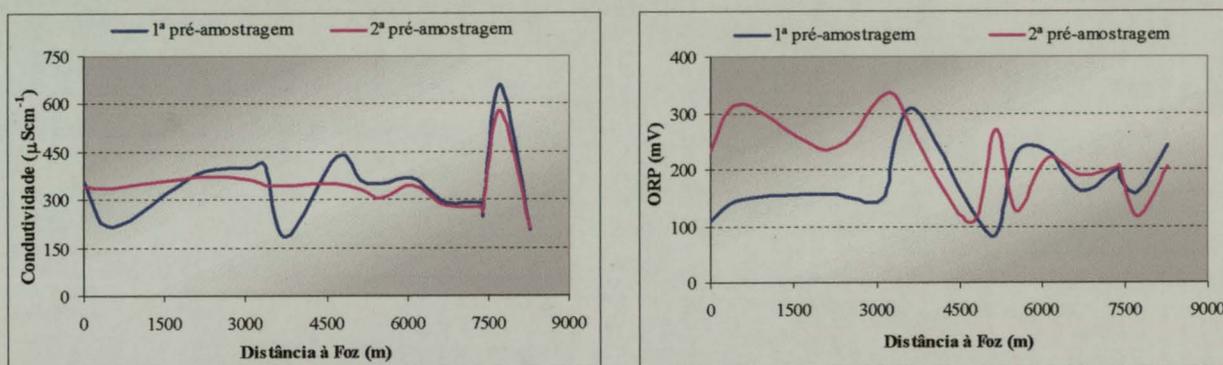


Figura 8 - Variação dos valores de condutividade e ORP registados ao longo da ribeira de Valadares. 1ª pré-amostragem - realizada entre 16 e 28 de Novembro de 2001; 2ª pré-amostragem - realizada nos dias 17 e 18 de Dezembro de 2001; VMA - Valor máximo admissível.

Para além destes parâmetros foram, ainda realizadas análises bacteriológicas (coliformes fecais), estudo e análise de turvação, CBO₅, CQO e determinação de nutrientes (nitritos, nitratos, amónia, fosfatos e sílica) presentes nas amostras.

Para o cálculo da média, máximo e mínimo não se utilizou o ponto de amostragem 14, uma vez que este difere muito dos restantes valores. A sua utilização daria uma ideia errada dos valores médios dos parâmetros na ribeira de Valadares.

Tabela 3 - Resultados obtidos para as 15 estações da 2ª pré-amostragem [2].

Parâmetro	Média	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
Coliformes fecais (ufc 100 ml ⁻¹)	123571	401000	0	125790,35
Turvação (FTU)	4,50	34,40	1,06	8,63
CBO ₅ (mg l ⁻¹ O ₂)	6,71	14,70	1,36	4,33
CQO (mg l ⁻¹ O ₂)	14,02	23,50	3,30	6,72
Nitritos (mg l ⁻¹)	0,43	1,10	0,003	0,32
Nitratos (mg l ⁻¹)	4,94	8,97	2,93	2,05
Amónia (mg l ⁻¹)	6,18	11,48	0,041	4,14
Fosfatos (mg l ⁻¹)	1,63	9,30	0,45	0,95
Sílica (mg l ⁻¹)	15,41	23,08	13,01	2,39

A partir da observação da tabela, verifica-se que o valor médio dos parâmetros analisados excede os valores permitidos por lei (ANEXO 3).

A observação das figuras seguintes (Figura 9 a 13) reforça a ideia de poluição da ribeira em estudo e permite verificar que o ponto situado a aproximadamente 7,7 km da Foz não é representativo, ou seja, é uma situação pontual e não reflecte o curso total da ribeira (razão pela qual se desprezou para os cálculos anteriores).

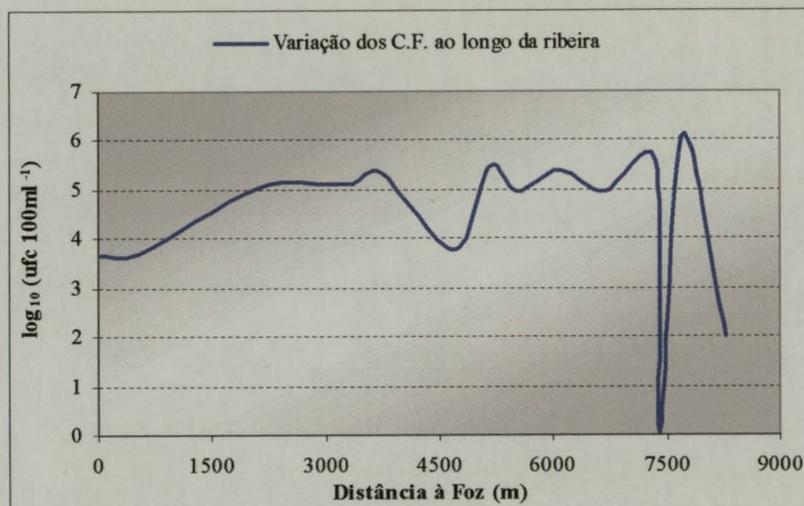


Figura 9 - Variação dos coliformes fecais ao longo da ribeira de Valadares.

Verifica-se que ao longo do troço da ribeira existem alguns locais que apresentam baixa quantidade de coliformes fecais, situando-se, precisamente, nas duas nascentes deste curso de água. Os valores mais devem-se, essencialmente, a descargas de esgotos domésticos lançadas para a ribeira.

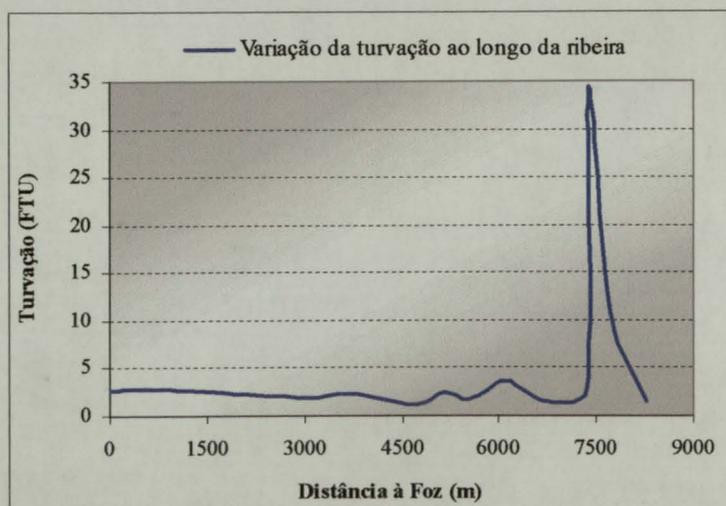


Figura 10 - Variação da turvação ao longo da ribeira de Valadares.

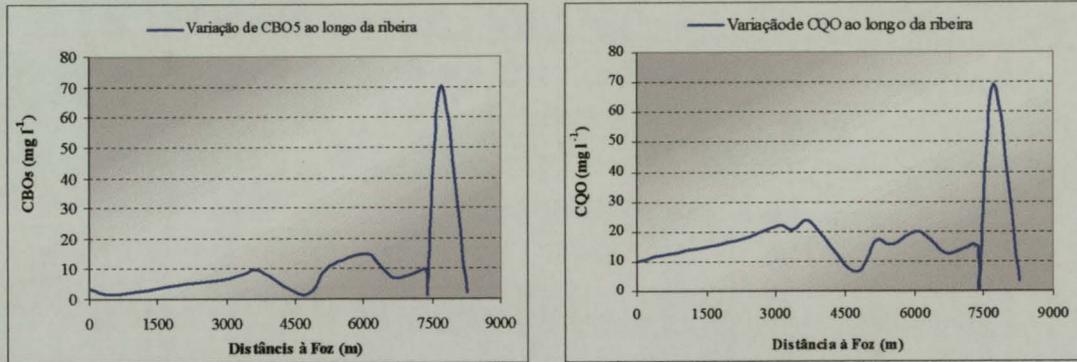


Figura 11 - Variação de CBO₅ e CQO ao longo da ribeira de Valadares.

Os valores de CBO₅ e CQO confirmam a existência de elevada concentração de matéria orgânica facilmente assimilável. A correlação entre estes dois parâmetros indica que as fontes dessa matéria orgânica serão as mesmas [2].

Os valores de CBO₅ estão acima dos recomendados por lei para os objectivos ambientais de qualidade mínima para águas superficiais, águas para fins aquícolas - águas piscícolas (ANEXO 3).

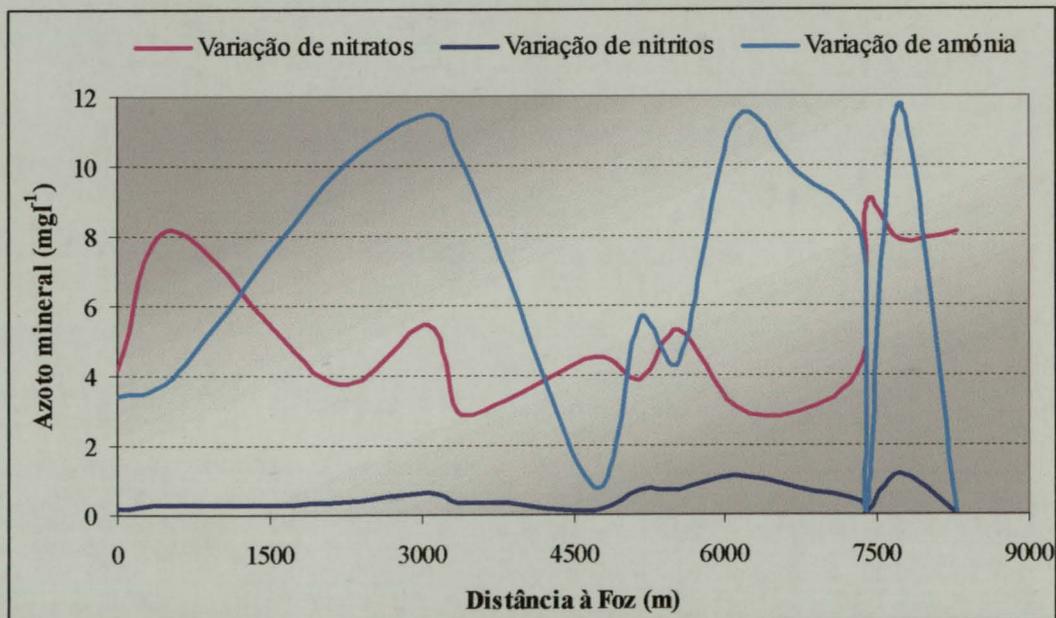


Figura 12 - Variação de azoto mineral (nitritos, nitratos, amónia) ao longo da ribeira de Valadares.

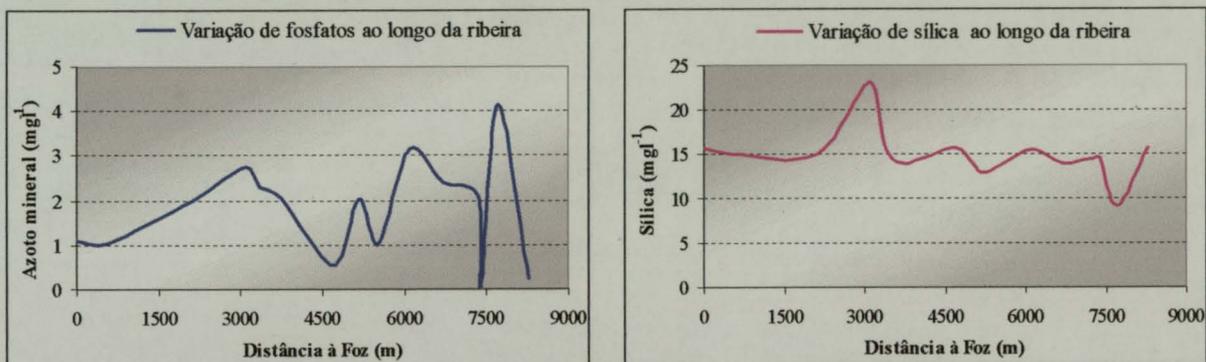


Figura 13 - Variação de fosfatos e sílica ao longo da ribeira.

Como se pode verificar, não existe nenhum padrão de comportamento ao longo da ribeira, sendo os valores mais baixos registados nas nascentes. Este comportamento reforça a ideia de que os resultados obtidos dependem essencialmente da hora a que foi recolhida a amostra, visto que para esta ribeira são despejados alguns efluentes domésticos/industriais.

Todos estes nutrientes ultrapassam largamente os limites recomendáveis por lei (ANEXO 3).

Os valores dos nutrientes indicam uma forte eutrofização da ribeira, com valores médios de amónia quatro vezes superiores ao dos nitratos, situação perfeitamente anormal para águas superficiais. Os elevados valores de amónia existentes são claramente tóxicos para a vida piscícola, indicando a existência de processos de amonificação a partir do excesso da matéria orgânica facilmente assimilável ou introdução na água com a lixiviação dos campos agrícolas [2].

Os elevados valores de fosfatos indicam forte contaminação por compostos de fósforo. A partir da razão molar N/P é possível verificar a existência de um excesso de azoto disponível que não foi utilizado claramente pelo fitoplâncton [2].

O excesso de nutrientes não traduz disfunção dos ciclos biogeoquímicos do ecossistema [7].

Conclusões

A principal causa de deterioração dos ecossistemas aquáticos consiste na entrada de substâncias químicas na água. Os métodos físico-químicos baseiam-se na análise dos parâmetros físicos e químicos de forma a avaliar as suas variações. Estes parâmetros podem variar muito, quantitativamente, sendo necessária uma monitorização de valores durante um longo período de tempo para se demonstrar o impacto de uma determinada acção [6].

Os parâmetros sofrem muitas alterações ao longo do curso de água uma vez que estes dependem essencialmente das descargas domésticas e industriais expelidas para a ribeira. Se a descarga não for contínua, o que acontece na maioria dos casos, as análises serão diferentes consoante o dia e a hora a que forem realizadas.

A maioria dos parâmetros analisados ultrapassa o valor recomendável por lei.

Estes valores poderão ser muito diferentes aquando das próximas análises a efectuar durante as campanhas de monitorização, uma vez que a empresa Águas de Gaia, E.M. possui um programa de despoluição e reabilitação das ribeiras do concelho, nomeadamente a ligação ao sistema de rede de saneamento por parte dos habitantes do concelho.

A experiência a obter com este trabalho de investigação poderá, eventualmente, ser aplicada a outras bacias, com as devidas adaptações.

A nível pessoal, este estágio possibilitou ampliar os meus conhecimentos a nível de sistemas de monitorização de qualidade ambiental, actualmente tão falados e requisitados. Considero que foi importante para a minha formação, tornando-se numa área de grande interesse prático e através dele consegui permanecer na empresa, dando continuação ao trabalho desenvolvido até à data.

Referências Bibliográficas

- [1] - Carvalho L., (2001), *Restauração Ecológica de pequenas bacias hidrográficas: Aplicação ao concelho de Vila Nova de Gaia*, plano de trabalho apresentado à FCT para obtenção de uma Bolsa de Doutoramento, ICBAS/UP, Porto.
- [2] - Carvalho, L., (2002), *Campanhas de pré-amostragem na bacia hidrográfica da ribeira de Valadares* - Relatório de trabalho inserido no plano de doutoramento, em colaboração com Águas de Gaia, E.M., ICBAS/UP, Porto.
- [3] - Fontoura, A. P., (1984), *As comunidades de Macro-invertebrados como indicadores da Qualidade Biológica da Água - metodologia para sua utilização*, Porto, 139pp.
- [4] - Fontoura, A. P., (1985), *Manual de Vigilância de qualidade das águas superficiais - avaliação biológica da qualidade da água*, Comissão de Coordenação da Região Norte/Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais, Publicações avulsas, Porto, 38 pp + Anexos.
- [5] - Formigo, N. E., (1997), *A bacia hidrográfica do Rio Âncora - caracterização ecológica e potencialidades bio-económicas para a prática da pesca desportiva*, Porto, 499pp.
- [6] - Lopes, A., (1995), *Distribuição da Toupeira-de-água (Galemys Pyrenaicus) no noroeste de Portugal. Estudo do habitat*, Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, 23-37.
- [7] - Marques, A., (2000), *Estudo da influência das descargas de várias centrais hidroeléctricas na dinâmica espacial e temporal da comunidade de macro-invertebrados bentónicos do Rio Alva*, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, 32-103.

[8] - Moreira, L., (1995), *Técnicas de análise físico-química e bacteriológica de efluentes piscícolas com utilização na cultura de microalgas marinhas*, Relatório de Estágio do Mestrado em Ecologia Aplicada, Porto, 4 -7.

[9] - Silva, M. M., (1996), *Estudo da relação entre o perifiton e a qualidade da água no Rio Febras – utilização de substratos artificiais para caracterizar o estado de poluição das águas*, Porto, 66 pp.

ANEXO 1 - Métodos para Análise de Nutrientes Inorgânicos

(Laboratório de Hidrobiologia - Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar,
Universidade do Porto)

Amónia

Princípio do método

Para a quantificação da concentração de amónia (NH_4^+ e NH_3) nas amostras de água é usado o método de Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983). O presente método baseia-se no facto da amónia, em soluções moderadamente alcalinas, reagir com o hipoclorito, formando o composto monocloramina. Este, por sua vez, na presença de um catalisador (nitroprussiato), fenol e hipoclorito em excesso dá origem a um complexo de cor azul intensa. A reacção demora cerca de 6 horas até se completar, e a incubação é feita à temperatura ambiente, no escuro.

A formação de monocloramina requer um pH entre 8 - 11,5. No entanto, a um pH superior a 9,6 pode ocorrer precipitação do Magnésio e do Cálcio, iões que podem ser dissolvidos em solução, usando citrato. Durante o processamento das amostras não é adicionado citrato, com o objectivo de causar a precipitação do hidróxido de magnésio presente na água salgada. Este, por sua vez, absorve toda a matéria em suspensão e os ácidos húmicos, eliminando possíveis interferências destes últimos (Grasshoff *et al.*, 1983). Quando as amostras apresentam uma salinidade inferior a 5 adiciona-se uma solução de magnésio. O precipitado formado deposita-se rapidamente no fundo do tubo onde se dá a reacção, ficando um sobrenadante opticamente límpido, cuja absorvância é lida por espectrofotometria no comprimento de onda de 630 nm.

Reagentes

Reagente de Magnésio

- Dissolver 45 g de Cloreto de Sódio (NaCl) em 200 ml de água destilada.
- Dissolver na solução anterior 20 g de Sulfato de Magnésio.
- Adicionar umas gotas de NaOH a 1N até começar a formar um precipitado.
- Adicionar um bocado de vidro e pôr a solução a ferver (para eliminar a amónia) até se obter uma quantidade inferior a 200 ml.
- Deixar a solução arrefecer e perfazer os 200 ml com água destilada.
- É armazenado num frasco de vidro ou plástico, à temperatura ambiente, no escuro.

Reagente de Fenol e Nitroprussiato (REAG 1)

- Dissolver 19 g de Fenol (C_6H_5OH) em 500 ml de água destilada. Pesar o reagente no recipiente onde se vai fazer a solução e depois adicionar a água destilada.
- Dissolver 0,2 g de nitroprussiato $Na_2Fe(CN)_5NO_2 \cdot H_2O$ na solução anterior.
- Este reagente deve ser feito com cuidado visto que o fenol é muito tóxico. É armazenado num frasco de vidro escuro, no frigorífico.

Reagente de Hipoclorito

- Diluir 1,25 g de Trione (correspondente a 750 mg de Cl^-) em 500 ml de NaOH a 0,5N.
- É armazenado num frasco de vidro escuro, no frigorífico.

Solução Standard Primário (10 mM)

- Secar durante a noite Sulfato de Amónia a $50^\circ C$ (até se obter um peso constante).
- Dissolver 0,6607 g do reagente anterior num litro de água destilada.
- É armazenado num frasco de vidro, no frigorífico.

Solução Standard Secundário (1 mM)

- Diluir 1 ml de solução Standard Primário em 99 ml de água destilada.
- Este reagente é feito sempre de fresco.

Outros Reagentes:

- NaOH (1N e 0,5 N);
- H_2SO_4 (1 N).

Processamento das amostras

- Saber qual a salinidade das amostras;
- Colocar 5 ml de amostra em cada tudo, em triplicado;
- Se a salinidade for inferior a 5, adicionar 100 μl do Reagente de Magnésio e agitar no vórtex;
- Adicionar 250 μl do reagente Fenol/Nitroprussiato (REAG 1), agitar no vórtex;
- Adicionar imediatamente 250 μl do reagente Hipoclorito, agitar no vortex e rolar os tubos;
- Incubar à temperatura ambiente, no escuro, durante um período de 6 - 30h.

- Após a incubação, as amostras são lidas ao espectrofotómetro a $\lambda = 630$ nm.
- (Para a leitura, a amostra é retirada com uma pipeta para evitar a ressuspensão do precipitado).

Cálculos:

$$NH_4^+ + NH_3 = D \times (A_a - A_b) \times FS \quad (1)$$

em que,

$NH_4^+ + NH_3$ - concentração de amónia e ião amónio na água (μM),

D - declive da recta padrão,

A_a - valor de absorvância obtido para a amostra,

A_b - valor de absorvância obtido para a solução sem amónia,

FS - factor de salinidade segundo Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983).

Nitritos

Princípio do método

O método para a determinação dos nitritos encontra-se descrito em Grasshoff *et al.* (1983). Este método baseia-se na reacção do nitrito com uma amina aromática (sulfanilamida) dando origem a um composto diazotado que, por sua vez, se liga a uma segunda amina aromática (N-(1-naftil)-etilenodiamina) formando um complexo cor-de-rosa cuja intensidade é proporcional à quantidade de nitrito na solução.

Após o processamento das amostras, a sua densidade óptica é medida por espectrofotometria no comprimento de onda de 540 nm.

Reagentes

Reagente Colorido

- Diluir 50 ml de ácido fosfórico concentrado (H_3PO_4 , 80%) em 400 ml de água destilada.
- Adicionar à solução 5 g de Sulfanilamida ($4-NH_2C_6H_4SO_2NH_2$) e dissolver.
- Adicionar à solução 0,5 g de NNED (N-1-naphthylethylenediamine dihydrochloride) e dissolver.
- Armazenar num frasco de vidro escuro no frigorífico.

Solução Standard Primário (5 mM)

- Secar Nitrito de Sódio ($NaNO_2$) aproximadamente 1 h a 100 °C.
- Dissolver 0,345 g num litro de água destilada.
- Adicionar algumas gotas de clorofórmio para conservar o reagente (1 ml por cada litro de solução).
- Armazenar num frasco de vidro escuro, no frigorífico.

Solução Standard Secundário (500 mM)

- Diluir 1 ml de reagente Standard Primário em 99 ml de água destilada.
- Este reagente é feito sempre de fresco.

Processamento das amostras

- Colocar 5 ml de amostra em cada tubo de ensaio, em triplicado;
- Adicionar 0,2 ml de solução de Alumínio;
- Agitar no Vortex;
- Centrifugar durante 5 minutos a 3000 rpm;
- Decantar a amostra para outro tubo de ensaio;
- Adicionar 250 µl de reagente colorido;
- Agitar no Vórtex;
- Após 10-30 minutos de incubação as amostras são lidas ao espectrofotómetro a $\lambda=540$ nm.

Cálculos:

$$NO_2^- = D \times (A_a - A_b) \quad (2)$$

em que,

NO_2^- - concentração de nitritos dissolvidos na água (μM),

D - declive da recta padrão,

A_a - valor de absorvância obtido para a amostra,

A_b - valor de absorvância obtido para a solução sem nitritos.

Nota: Se as amostras não tiverem ácidos húmicos, após colocar a amostra no tubo de ensaio adiciona-se o reagente colorido.

Nitratos

Princípio do método

A concentração de nitratos nas amostras é determinada a partir do método descrito por Jones (1984) e adaptado por Joye & Chambers (1993). Este baseia-se na redução de nitratos a nitritos e subsequente determinação dos nitritos formados, sem recurso a uma coluna de cádmio. A redução é desencadeada agitando as amostras com uma quantidade apropriada de cádmio esponjoso, na presença de uma solução tampão de cloreto de amónia. As vantagens deste método, em relação à coluna de cádmio, prendem-se com a diminuição do tempo de execução e do volume da amostra (5 ml). Problemas com a deterioração progressiva das colunas de cádmio na capacidade de redução, são também ultrapassados.

Após a redução de nitratos a nitritos, segue-se a metodologia usada para a determinação dos nitritos.

Reagentes

Reagente Colorido

- Diluir 50 ml de Ácido Fosfórico concentrado (H_3PO_4 , 80%) em 400 ml de água destilada.
- Adicionar à solução anterior 5 g de Sulfanilamida ($4\text{-NH}_2\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_2\text{NH}_2$) e dissolver.
- Adicionar à solução 0,5 g de NNED (N-1-naphthylethylenediamine dihydrochloride) e dissolver.

Solução Tampão de Cloreto de Amónia a 0,7 M

- Dissolver 37,4 g de NH_4Cl em aproximadamente 800 ml de água destilada.
- Adicionar aproximadamente 20 ml de NaOH a 1 N até se obter um pH de 8,5.
- Perfazer 1 litro com água destilada.
- Armazenar num frasco de plástico, à temperatura ambiente.

Solução de Sulfato de Cádmio

- Dissolver 200 g de CdSO_4 ou $3\text{CdSO}_4\cdot 8\text{H}_2\text{O}$ e perfazer num litro de água destilada.
- Armazenar num frasco de vidro, à temperatura ambiente.

Solução Ácido Clorídrico a 6 N

- Diluir 492 ml de HCl concentrado (37%) num litro de água destilada.
- Armazenar num frasco de vidro, à temperatura ambiente.

Solução Standard Primário (5 mM)

- Secar KNO_3 durante várias horas a 60°C .
- Dissolver 0,5055 g do reagente anterior num litro de água destilada.
- Armazenar num frasco de vidro, no frigorífico.

Solução Standard Secundário

- Diluir 1 ml de solução Standard Primário em 9 ml de água destilada.
- Este reagente é feito sempre de fresco.

Cádmio Esponjoso

- Encher aproximadamente 6 tubos de ensaio largos (2-3 cm de diâmetro) com solução Sulfato de Cádmio.
- Mergulhar uma barra de zinco em cada um dos tubos anteriores e deixar incubar aproximadamente 8 h (pode ficar de um dia para o outro).
- Após a incubação, remove-se o cádmio que se formou à superfície das barras com a ajuda de duas pinças e coloca-se num frasco de vidro.
- As barras de zinco são depois lavadas com água destilada e secas antes de se guardarem.
- Remover a solução de Sulfato de Cádmio que está no frasco onde se colocar o cádmio esponjoso.
- Cobrir o cádmio com uma solução de HCl a 6 N, e agitar aproximadamente 3 minutos.
- Retirar o HCl e lavar várias vezes com água destilada até se obter um pH de aproximadamente 5.

Nota : O cádmio depois de usado pode ser novamente activado com HCl e posteriormente utilizado.

Processamento das amostras

- Colocar em cada tubo de plástico 1 ml de solução de Cloreto de Amónia;
- Adicionar a cada tubo uma quantidade de cádmio esponjoso de 0,35 - 0,45 g;
- Adicionar 5 ml de amostra e rolar os tubos;
- Incubar durante 1:30 h, à temperatura ambiente, em agitação constante (100-200 rpm);
- Após a redução retiram-se 5 ml da amostra e colocam-se num tubo de centrifuga;
- Adiciona-se 250 µl do reagente colorido dos nitritos;
- Após 10-30 minutos de incubação as amostras são lidas ao espectrofotómetro a $\lambda = 540$ nm;

Cálculos:

$$NO_3^- = \left((D \times (A_a - A_b)) - NO_2^- \right) \times C \quad (3)$$

em que,

NO_3^- - concentração de nitratos dissolvidos na água (μM),

D - declive da recta padrão,

A_a - valor de absorvância obtido para a amostra,

A_b - valor de absorvância obtido para a solução sem nitratos,

NO_2^- - concentração de nitritos na solução,

C - factor de diluição do reagente cloreto de amónia (1 ou 2).

Fosfatos

Princípio do método

A determinação de ortofosfatos (PO_4^{3-}) é baseada no método de Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983). De início os íões ortofosfatos reagem com uma solução de molibdato de amónia dando origem ao composto ácido fosfomolibdico. Este último é, depois, reduzido com a adição de uma solução de ácido ascórbico, formando-se o complexo fosfórico molibdato, de cor azul. O facto de se usar uma solução de ácido ascórbico como agente redutor, tem a vantagem de, por um lado, o complexo formado ser estável por várias horas e, por outro lado, a intensidade da cor azul não ser influenciada pela salinidade da amostra. A densidade óptica é medida por espectrofotometria a 880 nm.

Reagentes

Ácido Sulfúrico a 4,5 M

- Adicionar, lentamente e em constante agitação, 250 ml de H_2SO_4 concentrado a 750 ml de água destilada.
- Deixar arrefecer a solução e perfazer um litro.
- Armazenar num frasco de plástico, à temperatura ambiente.

Ácido Ascórbico

- Dissolver 10 g de $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ em 50 ml de H_2O .
- Diluir a solução anterior em 50 ml de H_2SO_4 .
- Armazenar em pequenas quantidades no congelador em frascos de plástico.
- Descongelar com um dia de antecedência.

Reagente Misto

- Dissolver 12,5 g de Heptamolybdato de Amónia Tetrahidratado ($(\text{NH}_4)_6\text{MO}_7\text{O}_{24}4\text{H}_2\text{O}$) em 125 ml de água destilada.
- Dissolver 0,5 g de Potassium Antimony Tartrate ($\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6$), com ou sem $\frac{1}{2}$ H_2O , em 20 ml de água destilada.

- Adicionar a solução de molibdato (primeira solução) a 350 cm³ de H₂SO₄ a 4,5M, agitando cuidadosamente.
- Juntar a segunda solução à solução anterior.
- Armazenar em frasco de vidro, no escuro.

Solução Standard Primário (5 mM)

- Secar durante toda a noite KH₂PO₄ a 110 °C.
- Dissolver 0,68 g num litro de água destilada.
- Adicionar algumas gotas de clorofórmio para conservar o reagente (1 ml por cada litro de solução).
- Armazenar num frasco de vidro, no frigorífico.

Solução Standard Secundário (25 M)

- Diluir 0,5 ml de reagente Standard Primário em 99,5 ml de água destilada.
- Este reagente é feito sempre de fresco.

Processamento das amostras

- Colocar 5 ml de cada amostra num tubo de ensaio;
- Adicionar a cada amostra 100 µl de solução de Ácido Ascórbico;
- Agitar no vórtex;
- Adicionar imediatamente 100 µl de reagente misto a cada uma das amostras;
- Agitar no vórtex;
- Pôr as amostras a incubar durante 10 a 30 minutos, à temperatura ambiente, no escuro;
- Ler as amostras ao espectrofotómetro a $\lambda = 880$ nm.

Cálculos:

$$PO_4^{3-} = D \times (A_a - A_b) \quad (4)$$

PO₄³⁻ - concentração de ortofosfatos dissolvidos na água (µM),

D - declive da recta padrão,

A_a - valor de absorvância obtido para a amostra,

A_b - valor de absorvância obtido para a solução sem fosfatos.

Sílica

Princípio do método

Para a determinação da sílica dissolvida na água ($\text{Si}(\text{OH})_4$) é usado o método desenvolvido por Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983). Este método baseia-se na formação do ácido silicomolíbico, de cor amarela, quando uma amostra de água é tratada com uma solução de molibdato de amónia. Visto a cor amarela desenvolvida ser pouco intensa, este composto deve ser reduzido, adicionando-se ácido ascórbico à solução, dando origem a uma cor azul forte. A adição de ácido oxálico imediatamente antes da solução redutora previne a redução de molibdato que esteja em excesso na solução, assim como, elimina a interferência de fosfatos presentes na amostra. Após aproximadamente 30 minutos de incubação, é formado um composto de cor azul, sendo este estável durante seis horas.

A densidade óptica das amostras é determinada por espectrofotometria a 810 nm.

As amostras usadas na determinação da sílica nunca podem estar em contacto com vidro evitando-se, deste modo, possíveis contaminações (Grasshoff *in* Grasshoff *et al.*, 1983). Quando a amostra é congelada a análise é realizada cerca de uma semana após o início do processo de descongelação das amostras, ocorrido no frigorífico. Durante o processo de congelação a sílica polimeriza não ficando dissolvida na solução (Kobayashi, 1967), impossibilitando deste modo a sua detecção com o método anteriormente descrito. O tempo de aproximadamente uma semana é suficiente para se dar novamente a despolimerização da sílica e, deste modo, voltar a estar dissolvida na solução.

Reagentes

Ácido Sulfúrico a 4,5 M

- Adicionar, lentamente e em constante agitação, 250 ml de H_2SO_4 concentrado a 750 ml de água destilada.
- Deixar arrefecer a solução e perfazer um litro.
- Armazenar num frasco de plástico, à temperatura ambiente.

Ácido Molibdato

- Medir 300 ml de H_2SO_4 a 4,5 M e colocar numa garrafa de plástico.
- Dissolver 38 g de Molibdato de Amónia ($(\text{NH}_4)_6\text{MO}_7\text{O}_{24}4\text{H}_2\text{O}$) em 300 ml de água destilada.
- Adicionar a segunda solução à primeira (nunca o contrário).
- Armazenar em frasco de plástico, no escuro, e à temperatura ambiente.

Solução de Ácido Oxálico Saturado

- Dissolver 80 g de $(\text{COOH})_2\text{H}_2\text{O}$ em 800 ml de água destilada.
- O reagente não se vai dissolver completamente, logo, fica sempre um precipitado no fundo da garrafa.
- Armazenar em frasco de plástico, à temperatura ambiente.

Ácido Ascórbico

- Dissolver 2,8 g de $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ em 100 ml de água destilada.
- Misturar até estar completamente dissolvido.
- Armazenar em pequenas quantidades no congelador em frascos de plástico.
- Descongelar com um dia de antecedência.

Solução Standard Primário (10 mM)

- Secar durante toda a noite Na_2SiF_6 a 105 °C.
- Dissolver 0,9403 g em 100 ml de água destilada. Aquecer um pouco se necessário.
- Armazenar num frasco de plástico, à temperatura ambiente, ou frigorífico.

Solução Standard Secundário (25 mM)

- Diluir 1 ml de reagente Standard Primário em 99 ml de água destilada.
- Este reagente é feito sempre de fresco.

Processamento das amostras

- Colocar em cada tubo de plástico de 15 ml, 5 ml de amostra;
- Adicionar 200 μl de Ácido Molibdato;
- Agitar no vórtex;
- Incubar durante 20 minutos, no escuro, e à temperatura ambiente;

- Adicionar 200 µl de Ácido Oxálico;
- Agitar no vórtex;
- Adicionar imediatamente 100 µl de Ácido Ascórbico;
- Agitar no vórtex;
- Incubar durante 3 horas (nunca mais do que 6 horas) no escuro e à temperatura ambiente;
- Ler ao espectrofotómetro a $\lambda = 810 \text{ nm}$.

Nota : É necessário ser-se preciso nos tempos de incubação. O Ácido Molibdato é adicionado mais lentamente para após 20 minutos se adicionar os dois reagentes no mesmo período de tempo.

Cálculos:

$$Si = D \times (A_a - A_b) \times Dil \times Fs \quad (5)$$

em que,

Si - concentração de sílica dissolvida na água (μM),

D - declive da recta padrão,

A_a - valor de absorvância obtido para a amostra,

A_b - valor de absorvância obtido para a solução sem sílica,

Dil - factor de diluição,

FS - factor de salinidade segundo Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983).

Referências Bibliográficas

- American Public Health Association. (1971). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 1th Ed. American Public Health Association, New York.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K. (1983). *Methods of Seawater Analysis*. Second, revised and extended edition. Verlag Chemie, Weinheim.
- Jones, M. N. (1984). Nitrate reduction by shanking with cadmium: alternative to cadmium columns. *Water Res.* **18**:643-646.
- Joye, S. B. & Chambers, R. M. (1993). Nitrogen exchange between microvegetated intertidal sediments and the overlying water column. *Estuarine Research Federation Annual Meeting*. Hilton Head, Sc., Published Abstract. 58.

ANEXO 2 - Fotografias dos Pontos de Amostragem



Figura 14 - Ponto de amostragem 1 (Foz da ribeira, na Praia de Valadares).



Figura 15 - Ponto de amostragem 2 (Lugar das Untreiras).



Figura 16 - Ponto de amostragem 3 (Vila Chã, Rua de Tartumil).

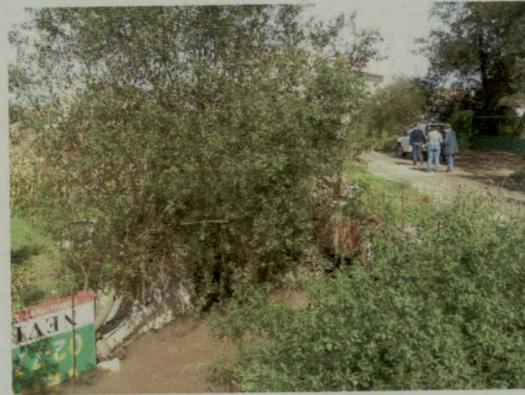


Figura 17 - Ponto de amostragem 4 (Rua do rio de Valadarinhos).



Figura 18 - Ponto de amostragem 5 (Av. António Coelho Moreira).



Figura 19 - Ponto de amostragem 6 (Rio do Paço).



Figura 20 - Ponto de amostragem 7 (Quinta da Formiga).



Figura 21 - Ponto de amostragem 8 (Cadavão – Fábrica de tintas Flamingo).



Figura 22 - Ponto de amostragem 9 (ramo 1).



Figura 23 - Ponto de amostragem 10 (ramo 2 - Pedreira das Lages).



Figura 24 - Ponto de amostragem 11 (ramo 1 - Traseiras da cooperativa).



Figura 22 - Ponto de amostragem 12 (ramo 1 - Estação elevatória da Charneca).



Figura 23 - Ponto de amostragem 13 (ramo 1 - “nascente”).



Figura 24 - Ponto de amostragem 14 (ramo 2).



Figura 25 - Ponto de amostragem 15 (ramo 2 - “nascente”).

ANEXO 3 - Legislação (Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto)

ANEXO X

Qualidade das águas doces para fins aquícolas — águas piscícolas

Parâmetros	Águas de salmónidas		Águas de ciprinídeos		Escala dos resultados	Métodos analíticos de referência	Observações
	VMR	VMA	VMR	VMA			
Temperatura	<p>A temperatura medida a jusante de um ponto de descarga térmica (no limite da zona de mistura) não deve ultrapassar a temperatura natural em mais de:</p> <p style="text-align: center;">- 1,5 - - - 3</p> <p>A descarga térmica não deve levar a que a temperatura, na zona situada a jusante do ponto de descarga (no limite da zona de mistura), ultrapasse os seguintes valores:</p> <p style="text-align: center;">= 17,5 (8) = 17 (8)</p> <p>O limite de temperatura de 10°C só se aplica nos períodos de reprodução das espécies que necessitam de água fria para se reproduzirem e apenas nas águas susceptíveis de conter tais espécies. Os limites de temperatura podem, no entanto, ser ultrapassados em 2% do tempo.</p>				°C	Termometria	Devem ser evitadas variações de temperatura demasiado bruscas.
Oxigénio dissolvido	30% ≥ 9 100% > 7	50% ≥ 9	50% ≥ 8 100% ≥ 5	50% ≥ 7	mg/l O ₂	Método de Winkler ou electrodos específicos (método electroquímico)	
pH		6-9 (0)		6-9 (0)	Escala de Sorensen	Electrometria: avaliação por meio de duas soluções tampão de pH conhecidos vizinhos e de preferência situados acima e abaixo do valor de pH a medir.	
Sólidos suspensos totais	25 (0)		25 (0)		mg/l	Por filtração através de membrana filtrante de 0,45 µm, ou por centrifugação (tempo mínimo de cinco minutos, aceleração média de 2 800, a 3 200 g), secagem a 105°C e pesagem.	Os valores indicados referem-se a concentrações e não se aplicam às matérias em suspensão que tenham propriedades químicas nocivas. As inundações são susceptíveis de provocar concentrações muito elevadas.
CBO ₅ (20)	3		6		mg/l O ₂	Determinação de O ₂ pelo método de Winkler antes e após cinco dias de incubação na obscuridade total, a 20°C ± 1°C (sem impedir a nitrificação).	
Fósforo total					mg/l P	Espectrometria de absorção molecular.	<p>No que respeita aos lagos cuja profundidade média se situa entre 18 m a 150 m pode aplicar-se a seguinte fórmula:</p> $L \leq 10 \frac{Z}{T_w} (1 + \sqrt{T_w})$ <p>onde:</p> <p>L = carga, expressa em mg P por metro quadrado de superfície do lago durante um ano;</p> <p>Z = profundidade média do lago, expressa em metros;</p> <p>T_w = tempo teórico de renovação da água do lago, expresso em anos.</p> <p>Nos outros casos, os valores limite de 0,2 mg/l para as águas de salmónidas e de 0,4 mg/l para as águas de ciprinídeos, expressos em PO₄, podem ser considerados como valores indicativos que permitam reduzir a eutrofização.</p>
Nitrito	0,01		0,03		mg/NO ₂	Espectrometria da absorção molecular.	
Compostos fenólicos		(?)		(?)	mg/l C ₆ H ₅ OH	Exame gustativo	O exame gustativo só é efectuado se presumir a presença de compostos fenólicos.
Amoníaco não ionizado	0,005	0,025	0,005	0,025	mg/l NH ₃	Espectrometria de absorção molecular com azul de indofenol ou segundo o método de Nessler associado à determinação do pH e temperatura.	Os valores para o amoníaco não ionizado podem ser ultrapassados desde que se trate de doses de pouca importância que apareçam durante o dia.
Azoto amoniacal	0,04	(?)	0,2	(?)	mg/l NH ₄		

(1) As variações artificiais de pH em relação aos valores constantes não devem ultrapassar ± 0,5 unidades de pH nos limites compreendidos entre 6 e 9, desde que estas não aumentem a acidez ou de outras substâncias presentes na água.

(2) Os compostos fenólicos não devem conter fenóis em concentrações que alterem o sabor do peixe.

(3) Podem fixar-se valores superiores a 1 mg/l em situações geográficas ou climatológicas particulares e especialmente em caso de altas temperaturas da água e de redução ou ausência de aeração que possam impedir a ocorrência de doenças proliferativas para o desenvolvimento equilibrado dos povoamentos de peixe.

VMR — valor máximo recomendado.

VMA — valor máximo admitido.

(0) — derrogações possíveis.

Nota. — Os valores destes parâmetros foram fixados considerando que não há sinergia pela presença de outras substâncias nocivas enumeradas).

ANEXO XIII

Qualidade das águas do litoral ou balneares para fins aquícolas — águas consoídas

Parâmetro	Unidade de medida	Valor	VMA	Método analítico de referência
pH	Escala de Sorensen		7-9	Electrometria (a medição efectua-se <i>in situ</i> ao mesmo tempo que a amostragem).
Temperatura	°C	A diferença de temperatura provocada por uma descarga não deve, nas águas consoídas afectadas por essa descarga, ultrapassar em mais de 2°C a temperatura medida nas águas não afectadas.		Termometria (a medição efectua-se <i>in situ</i> ao mesmo tempo que a amostragem).
Cor (após filtração)	mg/l Pt-Co		Nas águas consoídas a alteração de cor após filtração provocada por uma descarga não deve ultrapassar em mais de 100 mg/l Pt-Co a cor medida nas águas não afectadas.	Filtração através de membrana filtrante com uma porosidade média de 0,45 µm (método fotométrico com padrões da escala de Pt-Co).
Sólidos suspensos totais	mg/l		O aumento do teor em sólidos em suspensão provocado por uma descarga não deve, nas águas consoídas afectadas por essa descarga, exceder em mais de 30% o teor medido nas águas não afectadas.	Filtração através de membrana filtrante com uma porosidade de 0,45 µm, secagem a 105 °C e pesagem. Centrifugação (tempo mínimo cinco minutos, aceleração média de 2800 g a 3200 g), secagem a 105°C e pesagem.
Salinidade	‰	12-38	40 A variação de salinidade provocada por uma descarga não deve, nas águas consoídas afectadas por essa descarga, exceder em mais de 10% a salinidade medida nas águas não afectadas.	Conductimetria.
Oxigénio dissolvido	% de saturação	(*) > 80	> 70 (valor médio) (*) Se uma medição individual indicar um valor inferior a 70%, as medições devem ser repetidas. Uma medição individual não pode indicar um valor inferior a 60%, excepto quando houver consequências nocivas para o desenvolvimento dos povoamentos dos moluscos.	Método de Winkler. Método electroquímico.
Hidrocarbonetos de petróleo			Os hidrocarbonetos não devem estar presentes nas águas consoídas numa quantidade tal que: Produzam à superfície da água uma película visível e ou um depósito nas conchas; Provocuem efeitos nocivos aos moluscos.	Exame visual.
Compostos organohalogenados (*) (†)		O limite de concentração de cada composto na polpa do molusco deve ser tal que contribua, nos termos do artigo 30.º, para uma boa qualidade dos produtos consoídos.	A concentração de cada substância nas águas consoídas ou na polpa do molusco não deve ultrapassar um nível que provoque efeitos nocivos aos moluscos e nas suas larvas.	Cromatografia em fase gasosa após extração por meio de solventes adequados e purificação.
Metais	mg/l	O limite da concentração de cada elemento na polpa do molusco deve ser tal que contribua, nos termos do artigo 30.º, para uma boa qualidade dos produtos consoídos.	Devem ser tidos em conta os efeitos sinérgicos destes metais.	Espectrometria atómica eventualmente precedida de uma concentração e ou extração.
Substâncias que afectam o sabor do molusco			Concentração inferior à concentração susceptível de deteriorar o sabor do molusco.	Exame gustativo dos moluscos quando se suspeitar da presença de tal substância.
Biotóxicos			PTP < 60 µg/100 g	(AOAC, 1980).
			DSP substância	(Yasumoto, 1984).
			ASP < 20 µg/g	(AOAC, 1991).
Coliformes locais	NMP/100 ml	≤ 300 na polpa do molusco e no líquido intersticial (*).		Método de diluição, com fermentação em substratos líquidos, em pelo menos três tubos com três diluições. Subcultura dos tubos positivos em meio de confirmação. Contagem segundo NMP (número mais provável). Temperatura de incubação: 44°C ± 0,5°C.

(*) Trazido da regulamentação alemã.
 (†) Elemento não tóxico utilizado especificamente relativo à protecção dos consumidores de produtos consoídos, este valor deve ser imperativamente respeitado nas águas onde vivem moluscos directamente consumidos pelo homem.
 (*) Condição e caso III.
 PTP — *paratyphic shellfish poisoning* (toxina paratífica).
 DSP — *dysenteric shellfish poisoning* (toxina diarreica).
 ASP — *amnesic shellfish poisoning* (toxina amnésica).
 VMR — valor máximo recomendado.
 VMA — valor máximo admissível.

ANEXO XVI

Qualidade das águas destinadas à rega

Parâmetro S	Representa dos resultados	VMR	VMA	Observações
Alumínio (Al)	mg/l	5,0	20	Risco de improdutividade em solos com $pH < 5,5$. Em solos com $pH > 7$ o risco de toxicidade é eliminado por precipitar o alumínio.
Amónio (Ar)	mg/l	0,10	10	Toxicidade variável consoante as culturas, oscilando entre 12 mg/l para a ervado-sódio e 0,05 mg/l para o arroz.
Bário (Ba)	mg/l	1,0		
Bérbio (Be)	mg/l	0,5	1,0	
Boro (B)	mg/l	0,3	3,75	Para solos de textura fina e em curtos períodos recomenda-se como concentração máxima 2 mg/l.
Cádmio (Cd)	mg/l	0,01	0,05	Tóxico para o feijoeiro, beterraba e nabo em concentrações da ordem dos 0,1 mg/l em soluções nutritivas. Recomenda-se limites mais restritivos, dado este não se acumular nas plantas e no solo, podendo prejudicar o ser humano.
Chumbo (Pb)	mg/l	5,0	20	As concentrações muito elevadas podem inibir o desenvolvimento celular das culturas.
Cloretos (Cl)	mg/l	70	-	Para a cultura do tabaco recomenda-se uma concentração inferior a 20 mg/l, não devendo exceder os 70 mg/l.
Cobalto (Co)	mg/l	0,05	10	Tóxico em soluções nutritivas para a cultura do tomate na ordem dos 0,1 mg/l. Tendê a ser inactivo em solos neutros ou alcalinos.
Cobre (Cu)	mg/l	0,20	5,0	Tóxico em soluções nutritivas com concentrações entre 0,1 mg/l e 1 mg/l para diversas culturas.
Crómio total (Cr)	mg/l	0,10	20	Por se desconhecer o seu efeito tóxico, recomendam-se limites mais restritivos.
Estanho (Sn)	mg/l	2,0		
Ferro (Fe)	mg/l	5,0		Não tóxico em solos bem arejados, mas pode contribuir para a acidificação do solo, tornando indisponível o fósforo e o molibdénio.
Fióor (F)	mg/l	1,0	15	Inactivado em solos neutros e alcalinos.
Lítio (Li)	mg/l	2,5	5,8	Tolerado pela maioria das culturas em concentrações superiores a 5 mg/l; móvel no solo. Tóxico para os citrinos a baixas concentrações (<0,075 mg/l).
Manganés (Mn)	mg/l	0,20	10	Tóxico para um certo número de culturas desde algumas décimas até poucos mg/l, mas normalmente só em solos ácidos.
Molibdénio (Mo)	mg/l	0,005	0,05	Não é tóxico em concentrações normais. Em solos ricos em molibdénio livre as forragens podem no entanto ocasionar toxicidade nos animais.
Níquel (Ni)	mg/l	0,5	2,0	Tóxico para um certo número de culturas entre 0,5 mg/l e 1 mg/l; reduzida toxicidade para pH neutro ou alcalino.
Nitratos (NO ₃)	mg/l	50		Concentrações elevadas podem afectar a produção e qualidade das culturas sensíveis. No plano de fertilização da parcela coavirá contabilizar o azoto veiculado pela água de rega.
Salinidade: CE	dS/m	1		Depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, do método de rega e da textura do solo.
SDT	mg/l	640		
SAR (*)		8		Depende da salinidade da água, características do solo e do tipo de cultura a ser irrigada.
Selénio (Se)	mg/l	0,02	0,05	Tóxico para culturas em concentrações da ordem dos 0,025 mg/l. Em solos com um teor relativamente elevado em selénio absorvido as forragens podem ocasionar toxicidade nos animais.
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/l	60		Concentrações elevadas poderão ocasionar colmatagem em solos e assoreamento nas rede de rega, bem como entupimentos nos sistemas de rega gota-a-gota e aspersão, bem como neste último sistema a água poderá provocar depósitos sobre as folhas e frutos.
Sulfatos (SO ₂)	mg/l	575		
Vanádio (V)	mg/l	0,10	1,0	Tóxico para diversas culturas em concentrações relativamente baixas.
Zinco (Zn)	mg/l	2,0	10,0	Tóxico para diversas culturas numa gama ampla, toxicidade reduzida a $pH > 6$ e solos de textura fina ou de solos orgânicos.
pH	Escala de Sorensen	6,5-8,4	4,5-9,0	
Coliformes fecais	/100 ml	100		
Ovos de parasitas intestinais	N/A			

(*) A relação de adsorção de cátions (SAR) é calculada pela seguinte equação, onde as concentrações devem estar expressas em mg/l: $SAR = \frac{Ca + Mg}{2} \cdot \frac{1}{Na}$

ANEXO XXI

Objectivos ambientais de qualidade mínima para as águas superficiais

Parâmetros	Expressão dos resultados	VMA
pH	Escala de Sorensen	5,0-9,0
Temperatura	°C	30
Varição da temperatura	°C	3
Oxigénio dissolvido	% de saturação	50
CBO ₅	O ₂ mg/l	5
Azoto amoniacal	N mg/l	1
Fósforo total	P mg/l	1
Cloretos	Cl mg/l	250
Sulfatos	SO ₄ mg/l	250
Clorofénis	µg/l, por composto	100
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares	µg/l	100
Substâncias tensoactivas aniónicas	mg/l	0,5
Pesticidas:		
Total	µg/l	2,5
Por substância individualizada	µg/l	0,5
Bifenilopoliclorados (PCB)	µg/l	20
Azoto Kjeldhal	N mg/l	2
Cianetos totais	CN mg/l	-0,05
Arsénio total	As mg/l	0,1
Cádmio total	Cd mg/l	0,01
Chumbo total	Pb mg/l	0,05
Crómio total	Cr mg/l	0,05
Cobre total	Cu mg/l	0,1
Mercurio total	Hg mg/l	0,001
Níquel total	Ni mg/l	0,05
Zinco total	Zn mg/l	0,5



FACULDADE DE ENGENHARIA
UNIVERSIDADE DO PORTO

BIBLIOTECA



000090137