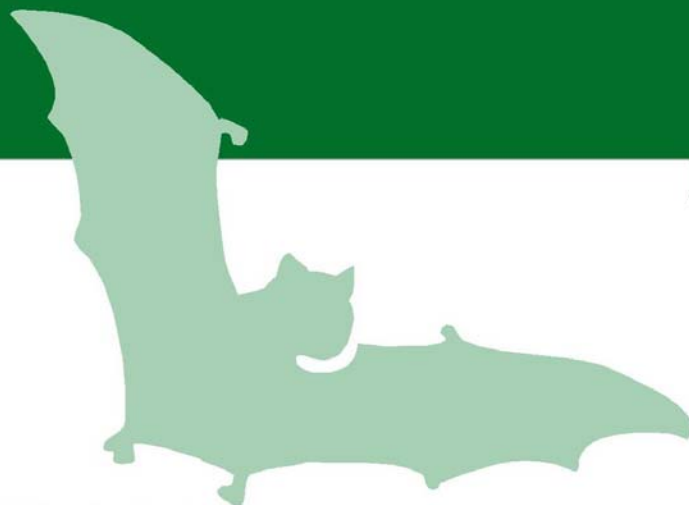


GAPS - Gestão Activa e Participada
do Sítio de Monfurado"

Rede
Natura 2000
CEBV-FCUL



RELATÓRIO TÉCNICO E FINANCEIRO FINAL

Acção D4

Abarcando as actividades realizadas no período entre 01.09.2003 e 30.09.2007

Data da Conclusão da Redacção do Relatório

30.09.2007

Redigido por

Cristina Branquinho, Carla Gonzalez e Maria Amélia Martins-Loução

Logotipo instituição



ÍNDICE

1. RESUMO.....	4
2. INTRODUÇÃO	5
3. ESTRUTURA DA ACÇÃO	6
4. MÉTODOS E TECNOLOGIAS	7
5. PROGRESSOS E RESULTADOS.....	9
5.1. <i>Trabalhos Desenvolvidos</i>	9
5.1.1. Planeamento da amostragem espacial.....	9
5.1.2. Amostragem de musgos aquáticos.....	10
5.1.3. Avaliação da vitalidade dos musgos.....	11
5.1.4. Análise do conteúdo em poluentes.....	12
5.1.5. Cartografia	13
5.1.6. Sensibilização do público e divulgação de resultados	13
5.2. <i>Resultados</i>	14
5.2.1. Planeamento da amostragem espacial.....	14
5.2.2. Amostragem de musgos aquáticos.....	1
5.2.3. Avaliação da vitalidade dos musgos.....	2
5.2.4. Análise do conteúdo em poluentes.....	5
5.2.5. Cartografia	8
5.3. <i>Problemas e Dificuldades Observados.....</i>	10
5.3.1. Planeamento da amostragem espacial.....	10
5.3.2. Amostragem de musgos aquáticos.....	10
5.3.3. Avaliação da vitalidade dos musgos.....	10
5.3.4. Análise do conteúdo em poluentes.....	10
5.3.5. Cartografia	10
5.3.6. Sensibilização do público e divulgação dos resultados	10
5.4. <i>Síntese das Actividades Desenvolvidas e Resultados Obtidos / Proposta de Objectivos e Medidas de Gestão</i>	11
6. ACTIVIDADES DE DIFUSÃO E DIVULGAÇÃO	12
Anexo I – Fotografias e Figuras com cartografia, representativas dos trabalhos	13
Anexo II – Documentos e materiais produzidos no âmbito dos trabalhos	13
Anexo III – CD com cartografia e fotografias digitais elucidativas dos trabalhos realizados.....	13
Anexo IV – Conteúdos para “Guia de Boas Práticas”	13
Anexo V – Propostas de Objectivos e Medidas para Plano de Gestão	13

LISTA DE ABREVIATURAS E PALAVRAS-CHAVE

As entendidas necessárias:

CEBV – Centro de Ecologia e Biologia Vegetal

CMMN – Câmara Municipal de Montemor-o-Novo

DBV - Departamento de Biologia Vegetal

DQA - Directiva-Quadro da Água

ETARS - Estações de tratamento de águas Residuais

FCUL - Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa

Fv/Fm - Parâmetro de Vitalidade: Ratio Fluorescência variável fluorescência máxima

GAPS - Gestão activa e participada do Sítio de Monfurado.

JB - Jardim Botânico

MNHN - Museu Nacional de História Natural

N - azoto

1. RESUMO

Os rios e ribeiras de Monfurado formam uma rede estruturante da paisagem e algumas espécies e habitats aquáticos e semi-aquáticos de Monfurado encontram-se listados na Directiva Habitats da União Europeia. A poluição aquática é uma das principais ameaças à conservação das suas espécies e habitats.

A acção D4 do Projecto GAPS, foi desenvolvida pelo CEBV-FCUL e teve como objectivo avaliar o grau de poluição das diversas linhas de água do Sítio de Monfurado.

A utilização de organismos biológicos para monitorizar a qualidade do ambiente é cada vez mais usada na área da Ciência Ambiental. O carácter integrador dos resultados obtidos com esta metodologia no espaço e no tempo é uma das suas mais valias. Tanto o conteúdo em poluentes assim como os parâmetros de vitalidade reflectem o contexto ecológico do local. Os biomonitores são capazes de reflectir esses poluentes ponderados pelas condições ecológicas do local. A vitalidade dos musgos pode ser considerada como um estimador integrado do stress ao qual o organismo está submetido e como tal reflectir de uma forma mais directa o “estado de saúde” do ecossistema quando comparados apenas com as análises químicas da água.

Este projecto antecipou uma das principais preocupações da Directiva-Quadro da Água (DQA), que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. A DQA **preconiza uma abordagem abrangente e integrada de protecção e gestão da água**, tendo em vista alcançar o bom estado de todas águas em 2015. A DQA parte do seguinte princípio: aquilo que **temos que garantir é que os ecossistemas aquáticos e os ecossistemas terrestres que dependam da água tenham um funcionamento adequado** e que todos os usos da água, quer sejam captações, quer sejam descargas de águas residuais ou de substâncias para os meios hídricos, só poderão ser tolerados se não puserem em causa este bom funcionamento dos ecossistemas. Dos elementos inovadores previstos na DQA e que pretendemos abordar neste relatório, destacam-se os seguintes: i) Avaliação da qualidade das águas através de uma **abordagem ecológica**; ii) Avaliação do **impacte das actividades humanas** no estado das águas de superfície;

Na região de estudo foram identificados cerca de 40 pontos de amostragem e estes pontos foram monitorizados em 3 alturas no tempo entre 2004 e 2005. O parâmetro de vitalidade usado (Fv/Fm) revelou-se muito integrador de todas as perturbações a que os musgos estiveram sujeitos durante os 3 meses de permanência nas ribeiras e como tal permitiu uma visão integradora ao longo do tempo destes factores. Verificou-se que há uma continuidade espacial nas manchas de maior impacte, sugerindo que os usos do solo e a poluição difusa são muito importantes para determinação deste impacte nas ribeiras. Os períodos críticos para os problemas da qualidade da água na Região de Monfurado de uma forma geral ocorreram para valores de precipitação baixa. Desta forma um futuro plano de gestão/acção deve sempre contemplar prioritariamente as alturas de menor precipitação. Num cenário de alterações globais, que se pensa possa estar associado a um aumento da frequência e extensão das secas nesta parte do território, os problemas de qualidade das águas nas Ribeiras de Monfurado serão muito provavelmente acentuados. Acresce o facto de estar a aumentar o número de albufeiras que fazem a retenção da água nos períodos críticos, acentuando o regime torrencial destas ribeiras.

As Ribeiras do Sítio de Monfurado não são uma fonte importante de Ni, Pb, Hg, Cd, Co e Cr. As ribeiras com maior quantidade de sedimentos apresentaram maior concentração de Fe, Mn e Zn. Os resultados mostraram que não havia variação na concentração de metais entre as diferentes classes litológicas. O Cu, Zn, As, Fe e Mn mostraram estar relacionados com alguns usos de solos como a agricultura permanente, as zonas de pastoreio, com o número de vacas e com a existência de fossas sépticas ou descargas de efluentes domésticos directas. Foram ainda identificadas várias ribeiras que apresentaram valores significativos de indicadores de eutrofização.

As zonas de maior risco de qualidade da água da região estão associadas à zona do Escoural e de Montemor-o-novo.

2. INTRODUÇÃO

Os rios e ribeiras de Monfurado formam uma rede estruturante da paisagem e algumas espécies e habitats aquáticos e semi-aquáticos de Monfurado encontram-se listados na Directiva Habitats da União Europeia. A poluição aquática é uma das principais ameaças à conservação das suas espécies e habitats. A maior parte dos usos do solo da área desta rede Natura estão associados à agricultura em particular à agro-pecuária extensiva e intensiva. Estas actividades produzem subprodutos que são extremamente poluentes para os cursos de água sendo um dos potenciais factores limitantes dos objectivos de conservação do Sítio de Monfurado. Acresce o facto de a maior parte da área ser propriedade privada. Por outro lado, as descargas das estações de tratamento de águas Residuais (ETARS) dos diversos aglomerados populacionais são também descarregas para estes importantes cursos de água. Muito embora se proceda regularmente à fiscalização das descargas pontuais, a monitorização e fiscalização das zonas afectadas por poluição difusa é frequentemente inviável do ponto de vista técnico.

A acção D4 do Projecto GAPS, que se desenvolveu pelo CEBV-FCUL tem como objectivo avaliar o grau de poluição das diversas linhas de água do Sítio de Monfurado através de organismos vivos (**biomonitorização**), nomeadamente musgos aquáticos.

A utilização de organismos biológicos para monitorizar a qualidade do ambiente é cada vez mais usada na área da Ciência Ambiental. O carácter integrador dos resultados obtidos com esta metodologia no espaço e no tempo é uma das suas mais valias. Tanto o conteúdo em poluentes assim como os parâmetros de vitalidade reflectem o contexto ecológico do local. Os biomonitores são capazes de reflectir esses poluentes ponderados pelas condições ecológicas do local. A vitalidade dos musgos pode ser considerada como um estimador integrado do stress ao qual o organismo está submetido e como tal reflectir de uma forma mais directa o “estado de saúde” do ecossistema quando comparados apenas com as análises químicas da água.

Este projecto antecipou uma das principais preocupações da Directiva-Quadro da Água (DQA), que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. A DQA **preconiza uma abordagem abrangente e integrada de protecção e gestão da água**, tendo em vista alcançar o bom estado de todas águas em 2015. A DQA parte do seguinte princípio: aquilo que **temos que garantir é que os ecossistemas aquáticos e os ecossistemas terrestres que dependam da água tenham um funcionamento adequado** e que todos os usos da água, quer sejam captações, quer sejam descargas de águas residuais ou de substâncias para os meios hídricos, só poderão ser tolerados se não puserem em causa este bom funcionamento dos ecossistemas. Dos elementos inovadores previstos na DQA e que pretendemos abordar neste projecto, destacam-se os seguintes: i) Avaliação da qualidade das águas através de uma **abordagem ecológica**; ii) Avaliação do **impacte das actividades humanas** no estado das águas de superfície;

A avaliação do grau de poluição das linhas de água foi efectuada através da análise do conteúdo em metais pesados e poluentes relacionados com a eutrofização das águas e parâmetros ecofisiológicos em musgos aquáticos.

Os resultados esperados são: i) os mapas georeferenciados, evidenciando a vitalidade dos musgos aquáticos, ii) os mapas georeferenciados mostrando a concentração dos poluentes analisados, iii) o mapa de risco, integrando os níveis de informação anteriores, o que permitirá identificar, por exemplo, as sub-bacias onde a poluição difusa se revela uma ameaça à conservação dos habitats ripícolas e aquáticos, contribuindo assim para a proposta de medidas adequadas a contemplar no Plano de Gestão.

3. ESTRUTURA DA ACÇÃO

A acção D4 esteve a cargo do Centro de Ecologia e Biologia Vegetal (**CEBV**). O objectivo principal desta Unidade de Investigação é compreender o funcionamento dos ecossistemas mediterrânicos e florestas atlânticas e o modo como a biodiversidade responde às alterações globais. O CEBV é uma unidade multidisciplinar constituída por especialistas em taxonomia, ecologia, ecofisiologia e microbiologia (<http://cebv.fc.ul.pt/>). Funciona no Departamento de Biologia Vegetal da Faculdade de Ciências ([DBV/FCUL](#)) Jardim Botânico e Museu Nacional de História Natural ([JB MNHN](#)).

O trabalho foi desenvolvido em seis fases principais:

- 1) planeamento da amostragem espacial,
- 2) amostragem de musgos aquáticos,
- 3) avaliação da vitalidade dos musgos,
- 4) análise do conteúdo em poluentes,
- 5) cartografia
- 6) sensibilização do público e divulgação de resultados.

A calendarização da acção está representada na tabela em baixo e não foram necessárias modificações significativas da proposta inicial.

Acção	Calendário Ano 1				Calendário Ano 2				Calendário Ano 3				Calendário Ano 4			
Nº/nome	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
D4		x	x		x	x		x	x		x	x		x	x	
T1		x	x													
T2					x	x		x	x	x						
T3					x	x		x	x	x						
T4					x	x		x	x	x	x	x		x	x	x
T5											x	x		x	x	x
T6					x	x		x	x		x	x			x	x

A tabela seguinte representa a distribuição das tarefas pela equipa do CEBV-FCUL

Distribuição das tarefas pela equipa do CEBV-FCUL		Tarefas						
Nome	Função	T1	T2	T3	T4	T5	T6	
Cristina Branquinho	Coordenadora da acção D4	x	x	x	x	x	x	
Carla Gonzalez	Bolseira (Técnica)		x	x	x	x	x	
Maria Amélia Martins-Loução	Coordenadora Geral	x						

4. MÉTODOS E TECNOLOGIAS

4.1 Biomonitorização da qualidade da água

A preocupação sobre os efeitos toxicológicos dos problemas dos poluentes nos organismos vivos e a tomada de consciência dos problemas ambientais associados à contaminação da água tornaram necessária a quantificação desses poluentes no ambiente (Vazquez *et al.*, 1999).

No entanto, a quantificação de metais, por exemplo, em cursos de águas é uma tarefa difícil. As concentrações dos metais na água estão muitas vezes perto dos limites de detecção das técnicas mais comuns (Mouvet *et al.*, 1993; Claveri *et al.*, 1994), tornando-se difícil avaliar as concentrações de metais em cursos de água por métodos puramente instrumentais (Claveri *et al.*, 1994). Por outro lado estas variam drasticamente, dependendo do caudal do curso de água e da intermitência da descarga. Uma análise feita a uma amostra recolhida no dia anterior a uma descarga, não detectará os poluentes libertados pela mesma. Os resultados analíticos de amostras de água, apenas fornecem informação sobre concentrações momentâneas existentes na água (Cenci, 2000; Bruns *et al.*, 1995), e representam uma avaliação parcial do ecossistema (Cenci, 2000), uma vez que, não se fica a saber imediatamente o impacto do poluente no ambiente. Além do mais, análises químicas e físicas de concentrações de metais na água, por exemplo, não permitem avaliar a disponibilidade biológica destes metais (Claveri *et al.*, 1994).

Acresce o facto de o número de estações de amostragem ser em geral escasso e não adequado à representação suficiente da variabilidade espacial ou temporal dos poluentes. Tal escassez de estações resulta dos custos elevados que estão associados ao equipamento, sua instalação, operação e manutenção (Branquinho, 1997). Métodos indirectos de monitorização da água através de organismos vivos, por exemplo, musgos aquáticos, pode proporcionar vantagens, em relação às dificuldades mencionadas, no sentido de uma avaliação mais integradora da contaminação por metais (Claveri *et al.*, 1994). Organismos vivos têm sido usados com sucesso em diagnósticos da poluição ambiental tendo sido já realizados inúmeros estudos de biomonitorização (Say *et al.*, 1981; Wher *et al.*, 1987; Sérgio *et al.*, 1992; Mouvet & Claveri, 1999; Cenci, 2000; Martins & Boaventura, 2002; Nimis *et al.*, 2002; Samecka-Cymerman *et al.*, 2002; Vazquez *et al.*, 1999; Figueira & Ribeiro, 2005).

A biomonitorização é um método de observação do impacto de factores exteriores no ecossistema e seus desenvolvimentos durante um determinado período de tempo através da utilização contínua de organismos vivos. Por este método, é possível monitorizar alterações ambientais, através da quantificação de parâmetros nos organismos vivos relacionados com essas alterações. Assim, a concentração de elementos poluentes determinada no organismo, é usada como um indicador da concentração do mesmo no ambiente. O principal objectivo da biomonitorização é permitir tecer considerações sobre a poluição e alterações na biodiversidade em diferentes escalas espaciais e temporais.

A biomonitorização ambiental apresenta algumas vantagens relativamente aos métodos mais comuns de monitorização. Estas vantagens podem reflectir-se na densidade dos pontos de amostragem, nos baixos custos da mesma, manutenção é desnecessária, os biomonitores não estão dependentes de fontes artificiais de energia nem atraem vandalismo, ao contrário do que acontece com a monitorização comum.

Outra vantagem é a interpretação biológica do impacto ambiental. Este facto é importante, porque ao se determinar instrumentalmente a concentração de um poluente, não se fica imediatamente a saber qual o seu impacto no ambiente (Claveri *et al.*, 1994). O interesse em utilizar organismos como biomonitores, prende-se com o facto de que os efeitos das substâncias contaminantes não dependem apenas da sua concentração e toxicidade mas dependem, igualmente, da sua biodisponibilidade e da sua actividade biológica. A biodisponibilidade duma substância para uma espécie depende de uma série de factores físico-químicos. Portanto, medidas de concentrações dum elemento na natureza não dá a ideia do distúrbio que possa ser causado no ecossistema (Branquinho, 1997; Vazquez *et al.*, 1999). Assim, o biomonitor proporciona uma medida integrada da exposição durante um certo período de tempo.

Porém, existem também algumas desvantagens. Os resultados da biomonitorização são de difícil interpretação, e apresentam uma maior variabilidade que pode dever-se a vários factores, entre os quais o tipo de espécie, a idade, estado fisiológico e factores ambientais. A falta de especificidade da resposta quando submetidos a diversos poluentes e a ausência de metodologias padronizadas, são outras

desvantagens que podem ser apontadas. A biomonitorização ambiental deve ser vista como um complemento da monitorização física e não como seu substituto.

Nos últimos anos, os briófitos têm sido cada vez mais utilizados na monitorização da poluição aquática, como em lagos e rios (Nimis *et al.*, 2002). Estes são excelentes indicadores de uma grande variedade de contaminantes, tendo mostrado uma grande capacidade de assimilar nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos, induzindo a uma concentração interior maior que o próprio ambiente aquático (Martins & Boaventura, 2002).

Os musgos aquáticos são dos organismos mais usados na biomonitorização aquática. Estes apresentam um conjunto de características que os tornam bons biomonitores ambientais (Mouvet, 1985):

- Não possuem cutícula nem camadas cerosas, sendo os nutrientes (e poluentes) tomados através de toda a superfície, e não por raízes, como nas plantas vasculares;
- Sem um sistema de transporte bem desenvolvido os poluentes são pouco translocados dentro dos musgos.
- São sésseis e fixos ao substrato, que utilizam apenas para esse efeito.
- São bastante tolerantes contra uma grande variedade de poluentes (orgânicos ou inorgânicos) tendo mesmo a tendência para os acumular (grande capacidade de acumulação em relação ao ambiente circundante).
- Os musgos aquáticos reagem, rapidamente, às alterações na qualidade da água, e são capazes de acumular poluentes, com a mesma rapidez, por um considerável período de tempo.
- Apresentam correlações significativas com os contaminantes no ambiente.
- Têm actividade fotossintética e apresentam crescimento durante todo o ano.
- Formam populações estáveis e homogéneas.
- Têm uma vasta distribuição geográfica.
- São, relativamente, fáceis de identificar.

- Branquinho C. 1997. Improving the use of lichens as biomonitors of atmospheric metal pollution. PhD thesis presented at University of Lisbon. Portugal
- Bruns, I., Siebert, A., Baumbach, R., Miersch, J., Günther, D., Markert, B., and Krauss, G. J. (1995). Analysis of heavy metals and sulfur-rich compounds in the water moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. Fresenius Journal of Analytical Chemistry, 353:101-104.
- Cenci, R.M. (2000). The use of aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) as monitor of contamination in standing and running waters: limits and advantages. Journal of Limnology, 60 (suppl.1), 53-61
- Claveri, B., Morhain, E., Mouvet, C. 1994. A methodology for the assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides* Chemosphere, 28:2001-2010
- Figueira R, Ribeiro T. 2005. Transplants of aquatic mosses as biomonitors of metals released by a mine effluent. Environmental Pollution 136:293-301.
- Martins, R.J.E., Boaventura, R.A.R., 2002. Uptake and release of zinc by aquatic bryophytes (*Fontinalis antipyretica* L. ex. Hedw.). Water Research 36, 5005e5012.
- Mouvet, C., 1985. The use of aquatic bryophytes to monitor heavy metals pollution of freshwaters as illustrated by case studies. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Limnologie 22, 2420-2425.
- Mouvet, C., Claveri, B., 1999. Localization of copper accumulated in *Rhynchostegium riparioides* using sequential chemical extraction. Aquatic Botany 63, 1-10.
- Mouvet, C., Morhain, E., Sutter, C., Couturieux, N., 1993. Aquatic mosses for the detection and follow-up of accidental discharges in surface waters. Water, Air, and Soil Pollution 66, 333-348.
- Nimis, P.L., Fumagalli, F., Bizzotto, A., Codogno, M., Skert, N. 2002. Bryophytes as indicators of trace metals pollution in the River Brenta (NE Italy). The Science of the Total Environment 286, 233-242.
- Samecka-Cymerman, A., Kolon, K., Kempers, A.J., 2002. Heavy metals in aquatic bryophytes from the Ore Mountains (Germany). Ecotoxicology and Environmental Safety 52, 203-210.
- Say, P.J., Harding, P.C., Whitton, B.A., 1981. Aquatic mosses as monitors of heavy metal contamination in the river Etherow, Great Britain. Environmental Pollution 2, 295-307.
- Sérgio, C., Séneca, A., Máguas, C., Branquinho, C., 1992. Biological responses of *Sphagnum auriculatum* Schimp. to water pollution by heavy metals. Cryptogamie, Bryologie et Lichenologie 13, 155-163.
- Vázquez, M.D.; López, J.; & Carballeira, A. 1999. Uptake of Heavy Metals to the Extracellular and Intracellular Compartments in Three Species of Aquatic Bryophyte. Ecotoxicology and Environmental Safety, 44, 12-24
- Wehr, J.D., Kelly, M.G., Whitton, B.A., 1987. Factors affecting accumulation and loss of zinc by the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) C. Jens. Aquatic Botany 29, 261e274.

5. PROGRESSOS E RESULTADOS

5.1. Trabalhos Desenvolvidos

5.1.1. Planeamento da amostragem espacial

Um dos primeiros pontos do planeamento da amostragem espacial foi a definição do número e localização dos pontos de amostragem para a biomonitorização da qualidade das águas superficiais das ribeiras de Monfurado. A selecção dos pontos de amostragem seguiu os seguintes critérios:

- Existência de água devido à intermitência das ribeiras mediterrânicas. Para isso teve-se em conta a informação aferida com base na selecção dos principais corpos de água do Sítio, em informação fornecida pela equipa de Évora. Foi ainda baseada em prospecção de terreno anteriores à primeira amostragem. Assim, foram definidos pontos permanentes, com amostragem contínua durante todo o ano, e pontos apenas de Inverno, onde a monitorização não é feita no período seco, uma vez que essas ribeiras não têm água suficiente (Figuras 1 e 6).
- Tentativa de obter uma rede uniforme por todo o terreno e com abrangência sobre o maior número de ribeiras possível (Figura 6).
- Proximidade às nascentes ou a fontes de poluição (ETAR's, fossas sépticas, bacias de retenção conhecidas) cuja localização foi fornecida pela CMMN.
- Prioridade da Gestão Local: Informação fornecida oralmente acerca das áreas mais problemáticas com base nas queixas recebidas e na experiência dos técnicos da CMMN.
- Sistemas ripícolas com avaliação do estado de conservação baixo (grau de conservação das linhas de água) feita pelo Eike Flebbe (2003) (Figura 2).
- Localização das fontes em área (zonas urbanas, explorações agrícolas, etc) (Figura 3).



Figura 1 - Ribeira de São Cristóvão em Maio de 2004 (esquerda) e dois meses depois, em Julho de 2004 (direita).

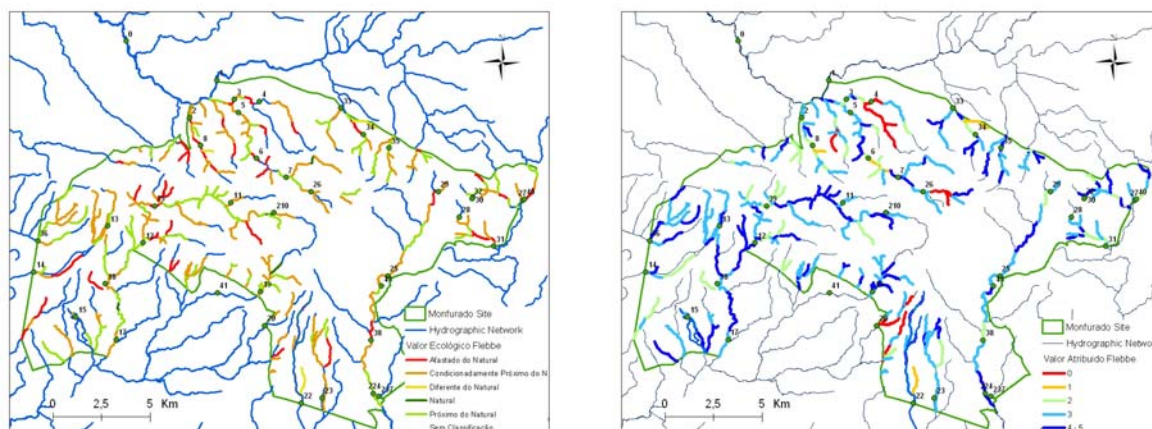


Figura 2 – Mapa das Ribeiras de Monfurado classificadas por Eike Flebbe quanto valor ecológico (Esquerda) e grau de conservação das ribeiras (Direita).

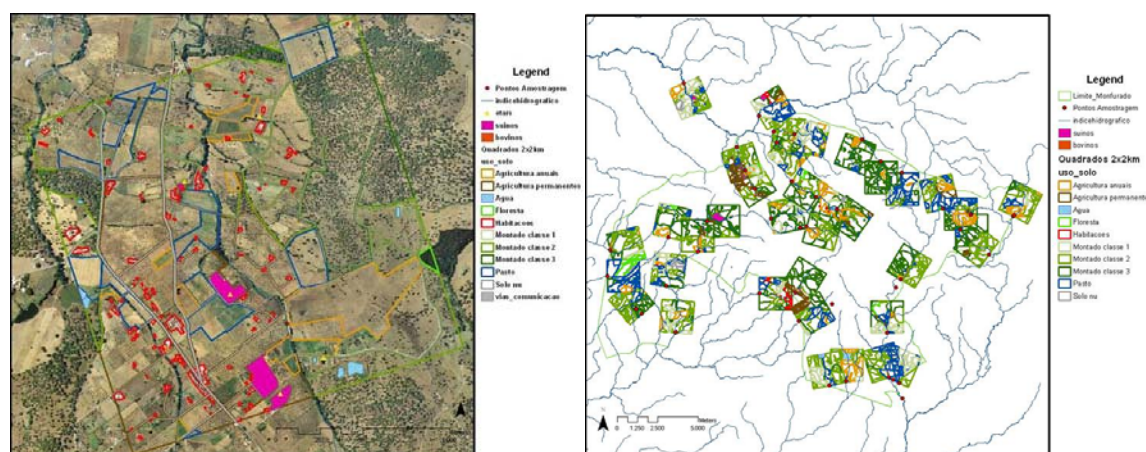


Figura 3 – Classificação dos tipos de usos do solo para um dos locais de amostragem (Esquerda) e representação da classificação para todos os pontos de amostragem (Direita).

5.1.2. Amostragem de musgos aquáticos

A primeira etapa a realizar foi a selecção da espécie de musgo a ser utilizado na biomonitorização da qualidade das águas das ribeiras de Monfurado. Seleccionámos como biomonitor o **musgo aquático** *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw porque é amplamente utilizado em vários estudos de biomonitorização da qualidade da água em vários países sendo um dos indicadores recomendados pela EU (Figura 7).

Foram efectuados levantamentos sobre a existência de musgos aquáticos *in situ* no Sítio de Monfurado. Num primeiro levantamento das espécies de musgos aquáticos, procurou-se a presença de *F. antipyretica* na proximidade da área de estudo mas esta não foi encontrada em quantidade adequada, que permitisse a sua utilização durante o período do estudo. Assim sendo, tornou-se necessária a selecção de locais alternativos de recolha de musgos para transplantar para o Sítio de Monfurado. Tendo em conta a riqueza das linhas de água no Parque Natural da Serra de S. Mamede, a existência de trabalhos que referenciavam a recolha desta espécie no mesmo local, e considerando a proximidade relativa da mesma ao Sítio de Monfurado, procedeu-se à prospecção de *F. antipyretica* naquela área.

Nesses levantamentos foi possível identificar a existência de *F. antipyretica* em muitas Ribeiras, tendo sido apenas seleccionadas algumas em que se verificaram a existência da espécie: 1) em quantidade adequada ao estudo e sem pôr em causa as populações existentes; 2) em local sem fontes de contaminação industrial, de gado ou doméstica; 3) em ribeiras com um volume de água suficiente para que os indivíduos estivessem totalmente imersos na fase final do período seco (Figura 8).

Uma vez seleccionado o local de recolha dos musgos, seleccionou-se o tipo de transplante e posicionamento na linha de água mais adequados para as condições locais, definiu-se a duração óptima do tempo de permanência do transplante e planeou-se a logística das amostragens no espaço (Figura 9).

Deu-se início à colocação e recolha de transplantes nos pontos de amostragem. O musgo foi recolhido em S. Mamede e transplantado para as Ribeiras de Monfurado em Setembro de 2004 e foi recolhido das Ribeiras de Monfurado em Dezembro de 2004 (primeira campanha de amostragem). Nesta última data colocaram-se os novos transplantes da segunda campanha de amostragem, recolhidos em Fevereiro e Março de 2005. Desta forma, a monitorização das ribeiras de Monfurado ocorreu de uma forma contínua, uma vez que o após o 1º transplante ter sido recolhido foi imediatamente colocado um 2º no seu lugar. Uma terceira campanha de monitorização teve lugar de Março de 2005 a Junho de 2005.

O material foi recolhido no início de cada campanha (Setembro, Dezembro e Março) de acordo com as regras propostas por vários autores (Figuras 9 e 10). As amostras foram recolhidas à mão (com luvas sem talco), lavadas várias vezes na água do rio para remover partículas e a epifauna (Figura 11). Só era recolhido musgo que estivesse totalmente submerso em água. Seguidamente, as amostras eram colocadas em sacos de plástico com água do rio e transportadas em arcas refrigeradoras até ao laboratório, local de preparação dos transplantes (Figura 12).

Os transplantes de *F. antipyretica* foram feitos seguindo o esquema (Figuras 9 e 10) proposto por Cenci (2000). Consiste em colocar *F. antipyretica* num saco de rede de nylon prendê-lo a uma pedra recolhida no local do transplante, suficientemente forte para suportar a corrente, e também a um pedaço de cortiça, para que fique a flutuar na água (Figura 10).

No local de recolha do musgo também foram colocados transplantes que correspondem aos transplantes do controlo natural. Na altura da recolha, o material biológico era retirado da rede e colocado em frascos de plástico (previamente descontaminados com ácido clorídrico a 10% e passados 3 vezes por água desionizada) onde era lavado 2 vezes com água da ribeira para remover a maioria das partículas e pequenos animais que a ele estivessem agarrados. Nestes frascos com água da ribeira, os transplantes eram transportados, em arcas refrigeradoras, até ao laboratório. Já no laboratório, eram retirados ao transplante os 3 cm apicais (partes novas) que serviram para as posteriores análises (Figura 4).



Figura 4 – Musgo aquático, *Fontinalis antipyretica* depois de recolhido das ribeiras de Monfurado. Procedimento do corte dos 3 cm apicais.

5.1.3. Avaliação da vitalidade dos musgos

Existem várias análises que se podem fazer para determinar o estado fisiológico de um organismo vegetal. Estas análises podem ser a determinação da concentração da clorofila, dos pigmentos fotossintéticos totais, de fitoquelatinas, de proteínas, enzimas e até aminoácidos. No entanto, todos estes métodos são invasivos, destrutivos e não são imediatos. É preciso destruir o material vegetal para poder fazer estas análises que levam algum tempo.

Assim, a vitalidade dos musgos foi avaliada através de medições de fluorescência da clorofila *a*. A fluorescência emitida pela clorofila *a* dos organismos fotossintéticos reflecte, de modo complexo, as actividades fotossintéticas, pelo que a sua medida se tem revelado como uma poderosa ferramenta em ecofisiologia. Foi utilizado como parâmetro, o F_v/F_m – rendimento quântico máximo, medido após adaptação ao escuro e que nos permite averiguar o grau de *stress* dos organismos. Esta é uma medida integradora dos vários *stress* a que o organismo está sujeito.

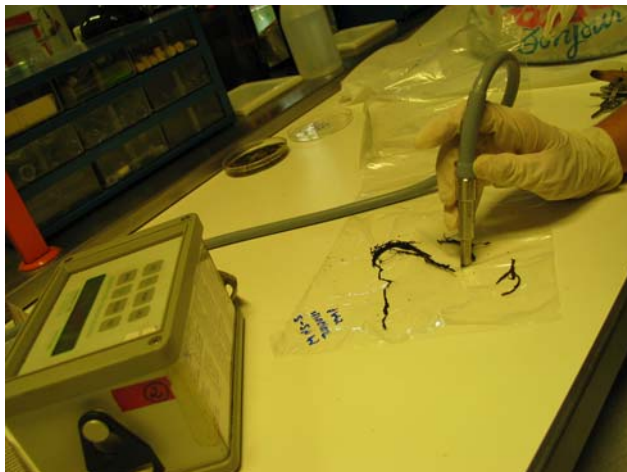


Figura 5 – Musgo aquático, *Fontinalis antipyretica* a ser analisado através de um fluorímetro para se obter a medida de vitalidade F_v/F_m .

Após adaptação da metodologia aos musgos aquáticos, utilizando-se um fluorímetro portátil (Mini-Pam-WALZ), procedeu-se a medições em laboratório em todos os períodos de amostragem (Set 2004, Dez 2004, Mar 2005 e Jun 2005). Estes foram pré-adaptados ao escuro durante 10 minutos para maximizar a oxidação da quinona, aceitador primário de electrões do fotosistema II. A medida é realizada aplicando um feixe de luz saturante. Foram feitas 6 a 15 medidas sobre várias partes apicais de *F. antipyretica* de cada transplante. Estas medidas foram também efectuadas no material controlo. Os resultados estão apresentados na Figura 13.

5.1.4. Análise do conteúdo em poluentes

5.1.4.1. Análise de Metais Pesados

Os 3 cm apicais dos transplantes do musgo aquático que se destinavam à análise de metais pesados foram secos em estufa a 80° C, durante 24 h, para garantir a perda total do seu conteúdo hídrico e determinação do peso seco. As amostras, cerca de 40 mg por réplica (3-5 réplicas), foram pesadas numa balança de alta precisão (SWISS QUALITY – Precisa 205A). A extracção dos metais foi feita através de uma digestão ácida em 2 ml de ácido nítrico (HNO_3) a 65% em microondas usando frascos de Teflon (Microwave Labstation mls 1200 mega; ventilator EM – 45; Terminal 240) ou em placa a 120°C tubos de ensaio de vidro. As soluções foram analisadas quanto ao conteúdo em metais por espectrofotometria de absorção atómica (CBC 932 plus) com câmara de grafite (GBC GF 3000) ou por ICP para análise dos seguintes metais: cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), cobalto (Co), crómio (Cr) e arsénio (As) e por espectrofotometria de absorção atómica de chama usando uma chama de ar/acetileno (SpectrAA/ 50 Varian) para análise do zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn). As concentrações de metais foram expressas em μg de elemento/ g peso seco na amostra. Todas as amostras foram armazenadas em frascos de plástico fechados numa arca frigorífica a 2° C, tendo sido retiradas à medida que iam sendo analisadas. Todo o material em contacto com o musgo durante o processamento laboratorial foi previamente lavado com ácido clorídrico e água desionizada para evitar contaminação das amostras. Foram efectuados os controlos e analisado material padrão internacional de musgos de forma a assegurar o controlo de qualidade analítico que se encontra assegurado.

5.1.4.1. Análise de azoto (N) e carbono (C)

Para a análise de azoto (N) e carbono (C), as amostras de 3 cm apicais do musgo transplantado para as ribeiras durante 3 meses, foram moídas e pesadas numa cápsula de estanho. As análises elementares de carbono e azoto em material vegetal são realizadas num Analisador Elementar (EuroVector EuroEa3000). Este procedimento foi realizado pelo laboratório de Isótopos Estáveis do Instituto de Ciência Aplicada e Tecnologia (ICAT-FCUL).

5.1.5. Cartografia

Os cálculos e as análises estatísticas foram efectuadas usando Excel 2003 e Statistica 7 (StatSoft, 2004). Os mapas foram efectuados usando ArcMap 9 (ESRI, 2001).

5.1.6. Sensibilização do público e divulgação de resultados

A sensibilização e divulgação dos resultados foi efectuada através: i) de artigos de divulgação em sites de Internet; apresentação de comunicações e painéis em congressos internacionais; propostas de actividades no âmbito do Ciência Viva e respectivos folhetos; Newsletters produzidas pela CMMN; comunicação directa com os *stakeholders* da região em reuniões e entrevistas;

5.2. Resultados

5.2.1. Planeamento da amostragem espacial

Na região de estudo foram identificados cerca de 40 pontos de amostragem. Na figura 6 estão identificadas as localizações dos referidos pontos de amostragem, os principais aglomerados e da natureza sazonal ou permanente das amostragens. Na Tabela 1, estão identificados os nomes das ribeiras estudadas.

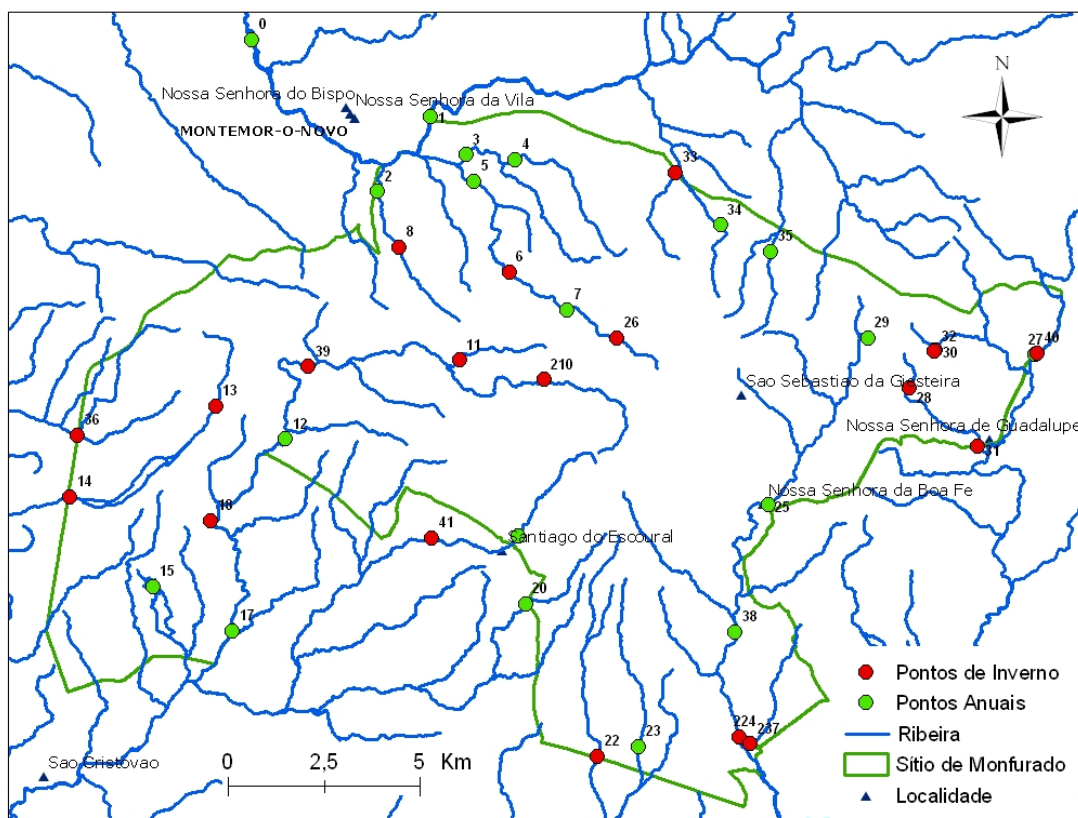


Figura 6 – Mapa da localização dos pontos de amostragem dos biomonitores para o Sítio de Monfurado e da natureza sazonal ou permanente dos mesmos.

Tabela 1 – Nomes das ribeiras seleccionadas no Sítio de Monfurado, onde foram colocados os transplantes de musgos aquáticos em cada campanha.

Ponto	Nome da ribeira		
0	Rio Almansor (Baixo)/Ferro de Agulha	23	Albufeira Casa Branca/Mte da Pafameira
1	Rio Almansor (Cima)	224	Rib de S. Brissos (Mte Pereiras)
2	Rib de Gandum (Baixo)/Quinta da Lagoinha	25	Rib de S. Brissos (Boa Fé)
3	Rib da Ameira/Herdade da Ameira	26	Rib Gíblaceira/Carvalhal
4	Rib do Monte Novo/Monte Toirais	27	Rib Vale do Melão
5	Rib da Giesteira/Pomar do Meio	29	Albufeira da Defesa
6	Rib da Gíblaceira (Gíblaceira)	30	Rib do Paicanito (Qta do Paicão/baixo)
7	Rib da Gíblaceira (Mte Herdade dos Padres)	31	Guadalupe
8	Rib de Gandum (cima)	32	Albufeira da Qta do Paicão
210	Rib do Carvalhal/Fonte Santa	33	Rib de Pégoras
11	Rib Carvalhal (S. Cristóvão)/Fte da Talisca	34	Alb. do Alto do Castelinho da Serra
12	Rib de S. Cristóvão/ Moinho da Pinta	35	Rib de Santa Sofia
13	Nascente-Rib S. Martinho/Água de Todo o Ano	36	Rib S. Romão
14	Rib de S. Martinho	237	Nascente Pereiras
15	Albufeira de Arranhadouro (Figueira)	38	Rib de S. Brissos (S. Brissos)
17	Rib de S. Cristóvão/Qta do Gato	39	Rib da Fonte Santa (Mte da Gamela)
18	Rib de S. Cristóvão/Arranhadouro	40	Rib de S. Matias
19	Rib do Escoural (Escoural)	41	Rib do Escoural (Terejeira)
20	Rib do Mata Frades/Malhada		
22	Rib da Filhardeira/Casa Branca		

5.2.2. Amostragem de musgos aquáticos

Neste ponto do trabalho os objectivos foram totalmente cumpridos. Foram efectuados cerca de 40 transplantes em 3 alturas no tempo entre 2004 e 2005. Os musgos aquáticos foram amostrados como está descrito na secção 5.1.2. exemplificando aqui com algumas fotos a sequência de passos que se efectuaram neste procedimento.



Figura 7 - *Fontinalis antipyretica*, espécie de musgo aquático frequentemente utilizada como biomonitor.



Figura 8 – Fotografia de um dos locais controlo na Serra de S. Mamede (PNSM), local de recolha de *F. antipyretica*.

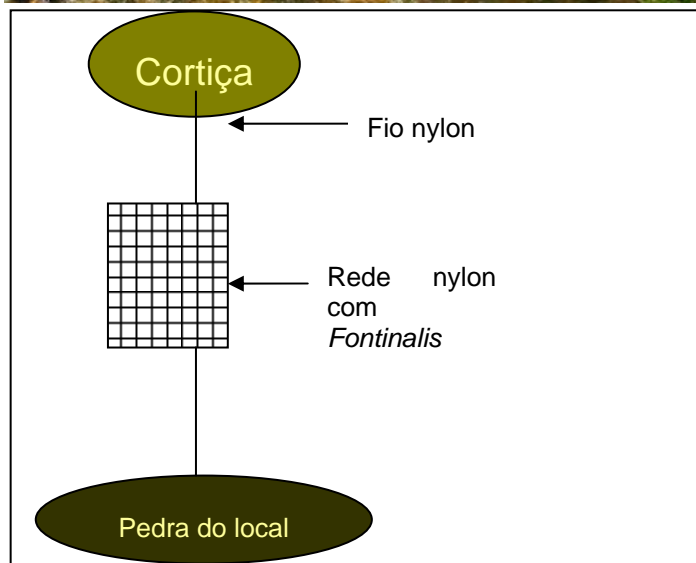


Figura 9 – Esquema do tipo de transplante de musgo adoptado.



Figura 10 – Fotografia de um transplante colocado numa das ribeiras de Monfurado.



Figura 11 – Fotografia da colocação de um dos transplantes numa ribeira.



Figura 12 – Fotografia de um transplante retirado de uma das ribeiras ao fim de 3 meses de monitorização.

5.2.3. Avaliação da vitalidade dos musgos

Neste ponto do trabalho os objectivos foram totalmente cumpridos e os resultados esperados são apresentados (Figura 13).

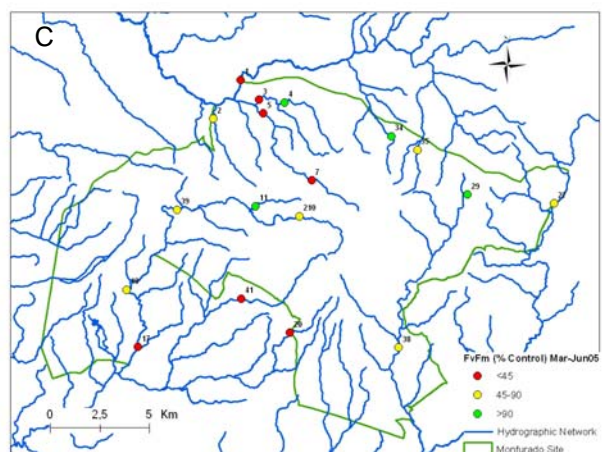
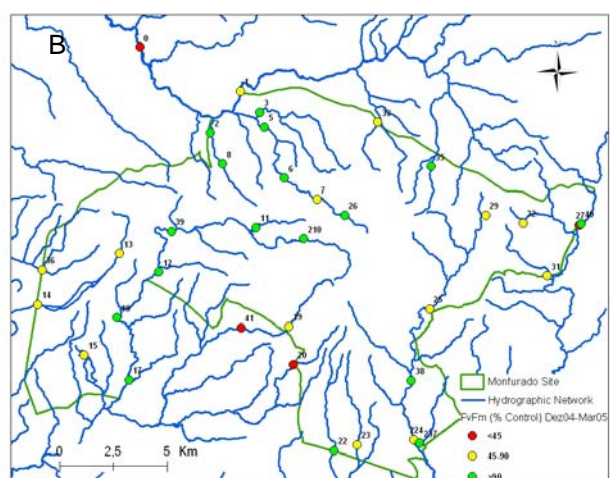
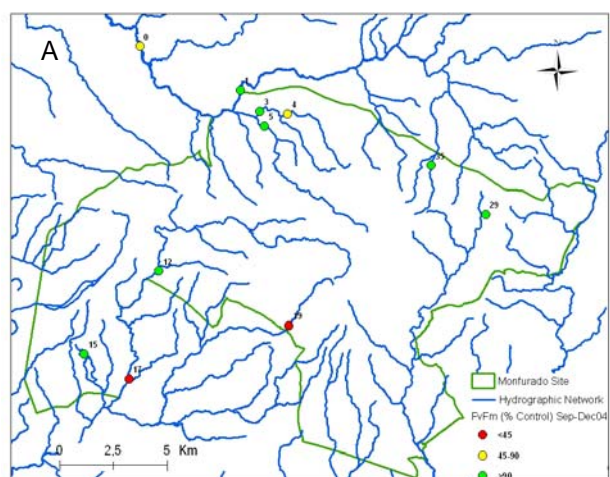


Figura 13 – Mapas de variação (%) em relação ao controlo das medidas de vitalidade analisadas através do parâmetro Fv/Fm da fluorescência da clorofila *a*, em transplantes expostos durante 3 meses nos diversos locais das ribeiras de Monfurado. A variação é medida em relação ao valor do mesmo parâmetro medido na amostra controlo antes da colocação dos transplantes. As cores representam diferentes classes de variação em relação ao controlo. A - Setembro a Dezembro de 2004; B - Dezembro de 2004 a Março de 2005; C - Março a Junho de 2005.

Para a avaliação da vitalidade dos musgos aquáticos transplantados durante 3 meses para as ribeiras de Monfurado foram efectuadas medidas do parâmetro Fv/Fm da fluorescência da clorofila *a* (Figura 13). Este parâmetro revelou-se muito integrador de todas as perturbações a que os musgos estiveram sujeitos durante os 3 meses de permanência nas ribeiras. Tendo em conta que são diversos os

poluentes e factores que podem actuar neste contexto, a análise deste parâmetro permite uma visão integradora ao longo do tempo destes factores (Figura 13). Este último aspecto encontra-se evidenciado com mais detalhe no poster do Anexo II-A. De uma forma resumida o parâmetro Fv/Fm mostrou estar relacionado com os usos do solo da região em particular com as fontes de poluição pontual e difusa. Mostrou ainda estar de acordo com algumas características físicas da água, como o odor e turbidez. Mostrou ainda estar relacionada negativamente com o aumento da concentração de metais pesados, alguns dos quais indicadores de efluentes de agropecuária, como é o caso do Cu, e com metais indicadores de sedimentos como é o caso do Fe. Por outro lado o decréscimo neste parâmetro mostrou que os danos causados não eram só ao nível do aparelho fotossintético mas sim havia também um decréscimo de K, indicador de danos na membrana plasmática dos musgos e um decréscimo na concentração de C, mostrando um decréscimo de produtividade, muito provavelmente relacionado com o conjunto das perturbações a que o musgo esteve sujeito.

Durante o 1º período de transplantação de Setembro a Dezembro de 2004 muitos dos transplantes foram perdidos tendo em conta o regime torrencial de precipitação que ocorreu nessa altura (Tabela 2). O reduzido número de pontos no 1º período não permitiu comparações com os dois outros períodos de uma forma global. Mas se atentarmos para os mapas B e C da figura 13, observamos que em geral houve um decréscimo da vitalidade dos musgos durante o 3º período (Primavera) relativamente ao 2º período (Inverno).

Tabela 2 – Valores de precipitação total nos três períodos de monitorização da qualidade das águas no Sítio de Monfurado. Percentagem de pontos de amostragem que sofreram impacto significativo durante o período de monitorização.

Período de Monitorização	Set-Dez	Dez-Mar	Mar-Jun
Precipitação Total	160	74	21
% Pontos de amostragem com impacto muito significativo nos musgos	18	12	37
% Pontos de amostragem com algum impacto significativo nos musgos	18	41	37
% Pontos de amostragem onde não se observou um impacto significativo nos musgos	64	47	26

Este decréscimo parece estar associado a menor volume de precipitação, muito provavelmente a precipitação tende a diluir a poluição e/ou a deslocá-la para outros locais. Os dados relativos ao Outono de 2004 não contradizem esta observação (Tabela 2 e Figura 13). A Tabela 2 mostra que a percentagem de pontos de amostragem que não evidenciaram impacto significativo nos musgos aquáticos seguiu o padrão do volume total de precipitação, quanto maior o volume de precipitação maior o número de pontos de amostragem que não foram afectados.

Podemos então concluir que os períodos críticos para os problemas da qualidade da água na Região de Monfurado de uma forma generalizada ocorrem para valores de precipitação baixa. Desta forma um futuro plano de gestão/acção deve sempre contemplar prioritariamente as alturas de menor precipitação.

Num cenário de alterações globais, que se pensa possa estar associado a um aumento da frequência e extensão das secas nesta parte do território, os problemas de qualidade das águas nas Ribeiras de Monfurado serão muito provavelmente acentuados. Acresce o facto de estar a aumentar o número de albufeiras que fazem a retenção da água nos períodos críticos, acentuando o regime torrencial destas ribeiras.

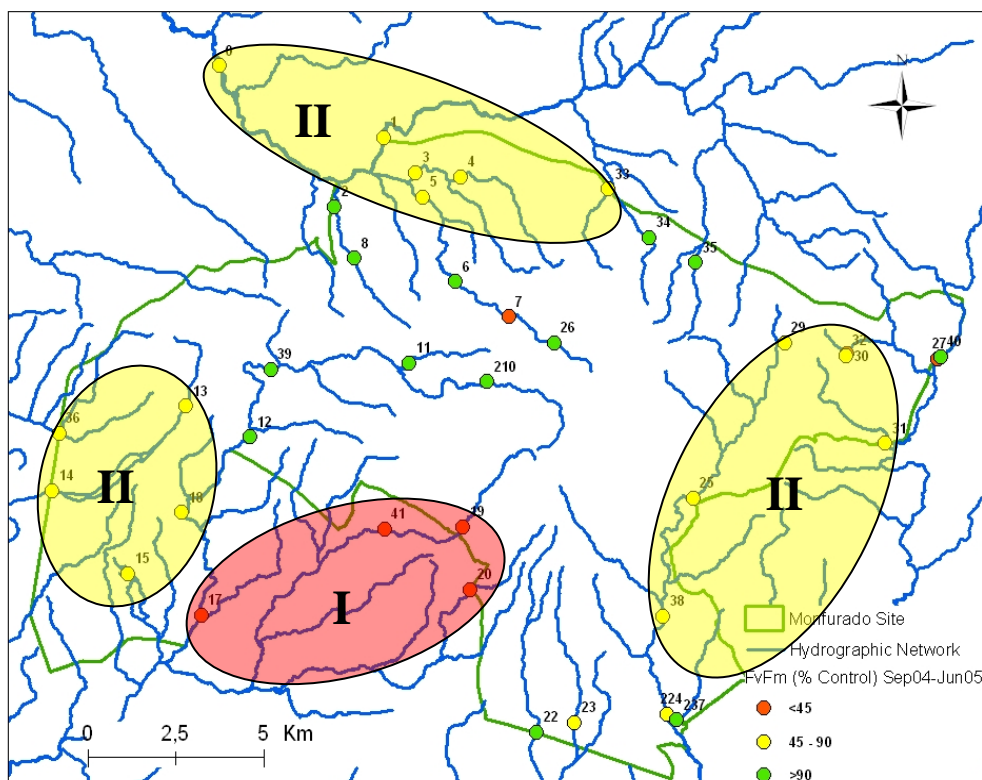


Figura 14 – Mapa de variação média da vitalidade entre o período de Setembro de 2004 a Junho de 2005, medida através do parâmetro Fv/Fm da fluorescência da clorofila a, em transplantes expostos por períodos de 3 meses nos pontos de amostragem das ribeiras de Monfurado. A variação é medida em relação ao valor do mesmo parâmetro medido na amostra controlo antes da colocação dos transplantes. As cores representam diferentes classes de variação em relação ao controlo.

O mapa da figura 14 reflecte de uma forma média os impactes significativos que ocorreram durante o período de estudo no parâmetro de vitalidade dos musgos aquáticos que por sua vez reflectem os impactes das várias perturbações a que estão sujeitos. Verifica-se que há uma continuidade espacial nas manchas de maior impacte, mais do que uma continuidade ao longo da mesma ribeira (Figura 14). Isto sugere que os usos do solo e a poluição difusa são muito importantes para determinação deste impacte nas ribeiras, comparativamente ao impacte das descargas pontuais. Assim a área que mais impacte apresentou nos musgos foi a zona I, a vermelho, onde se localiza a população de Santiago do Escoural e que corresponde à Ribeira do Escoural, Ribeira do Mata Frades e Ribeira de S. Cristóvão (Quinta do Gato). Nas áreas assinaladas como II encontramos impactes na vitalidade do musgo, mas não tão significativos como os anteriores, ou que se mostraram intermitentes no tempo e que correspondem à zona envolvente da zona urbana de Montemor-o-novo com a Ribeira de Almansor, Ameira e Monte Novo. Outra zona com esta classificação localiza-se junto a Guadalupe, São Sebastião da Giesteira e Nossa Senhora da Boa Fé, associadas às Ribeiras do Paicanito, São Brissos e Guadalupe e as albufeiras da defesa e da Quinta do Paicão. Uma outra área com a mesma classificação localiza-se a norte de S. Cristóvão e inclui as ribeiras de S. Martinho, S. Romão e S. Cristóvão na zona do Arranhadouro e a albufeira de Arranhadouro. O resto da área mostra pequenos focos de poluição pontual mas que não se repercutem ao longo das ribeiras.

5.2.4. Análise do conteúdo em poluentes

5.2.4.1. Análise de Metais Pesados

O conteúdo em metais pesados em musgos aquáticos transplantados para as Ribeiras de Monfurado ao fim de 3 meses foi analisado e comparado com os valores da amostra controlo retirada do Parque Natural da Serra de S. Mamede (Tabela 3).

Tabela 3 – Concentrações de metais pesados ($\mu\text{g/g}$ peso seco) em amostras de musgo aquático controlo e ao fim de 3 meses de transplantação para as ribeiras do Sítio de Monfurado. Neste último caso fez-se a média de todos pontos no espaço e no tempo.

$\mu\text{g/g}$ peso seco	Ni	Pb	Hg	Cd	Co	Cr
Controlo	17,2 \pm 1,1	1,04 \pm 0,53	nd	0,52 \pm 0,15	47 \pm 10	27 \pm 19
Media dos pontos de Monfurado	13,8 \pm 6,6	1,40 \pm 0,93	nd	0,20 \pm 0,05	17 \pm 15	39 \pm 47

Para os elementos químico, Ni, Pb, Hg, Cd, Co e Cr, não se observou um significativo factor de enriquecimento (Tabela 3), quando comparado com o valor antes de ser transplantado (controlo). Isto mostrou que as Ribeiras do Sítio de Monfurado não são uma fonte importante destes metais para os musgos aquáticos. Dessa forma não se cartografaram as variações de concentração entre locais para estes elementos (Tabela 3). Para todos os outros elementos procedeu-se a cartografia no espaço, sendo que cada valor representa a média dos 3 períodos (Figura 15).

Uma das fontes de metais pesados nas ribeiras com regime torrencial são os sedimentos. Para evidenciar isso compararam-se dois locais: a ribeira de Gadum que apresentava elevada concentração de sedimentos e a ribeira da Giesteira com menor concentração de sedimentos. Tanto a localização como a disponibilidade dos metais foi comparada nestes dois locais (Anexo II-B). As principais conclusões mostram que os segmentos de musgos mais basais, e como tal mais velhos, apresentam concentrações mais elevadas da maior parte dos metais nomeadamente: Fe, Zn e Mn. Parece haver um efeito de acumulação ou de memória ao longo de tempo de exposição do musgo aquático. Por esta razão durante este trabalho usaram-se sempre se os primeiros 3 cm apicais dos biomonitores (Figura 4). Estes resultados mostraram ainda que as ribeiras com mais sedimentos apresentavam maior concentração de Fe, Mn e Zn (Anexo II-B). Com excepção do Fe, a maior parte dos metais encontravam-se na fracção solúvel e associados à parede celular dos musgos, localização extracelular, mostrando que a sua proveniência pode estar relacionada com a contaminação proveniente do ambiente aquático.

Uma vez que a quantidade de sedimentos era importante para a concentração de alguns metais nos biomonitores, avaliou-se a possibilidade desses metais estarem relacionados com a geologia e ou litologia dos diferentes pontos de amostragem. Os resultados mostraram que não havia variação na concentração de metais entre as diferentes classes litológicas (Anexo II-C). Observou-se ainda que uma parte do Cu e Zn avaliada nos biomonitores se encontrava relacionada com o uso do solo classificado como agricultura permanente, o que está de acordo com algumas práticas agrícolas onde há adição de produtos fitofarmacêuticos ricos nestes metais sobretudo em oliveira, vinha e fruticultura (Anexo II-C). Encontrou-se uma relação interessante entre a concentração de As nos musgos e as zonas de pasto, assim como, com o número de vacas. Um análise dos excrementos destes animais mostrou a existência de As (Anexo II-C). Embora alguns compostos de As inorgânico estejam muito associados à agricultura (arsenato de cálcio, chumbo e sódio), outros tem sido usados para desinfestação de carraças, piolhos e pulgas em gado. Alguns compostos também são usados para fazer o controlo de infestantes aquáticas. As concentrações mais elevadas de Zn também mostraram estar associadas a zonas com habitações podendo estar relacionadas com a existência de fossas sépticas ou descargas de efluentes domésticos directas.

Os resultados dos metais mais importantes nas Ribeiras de Monfurado foram cartografados e apresentados na figura 15.

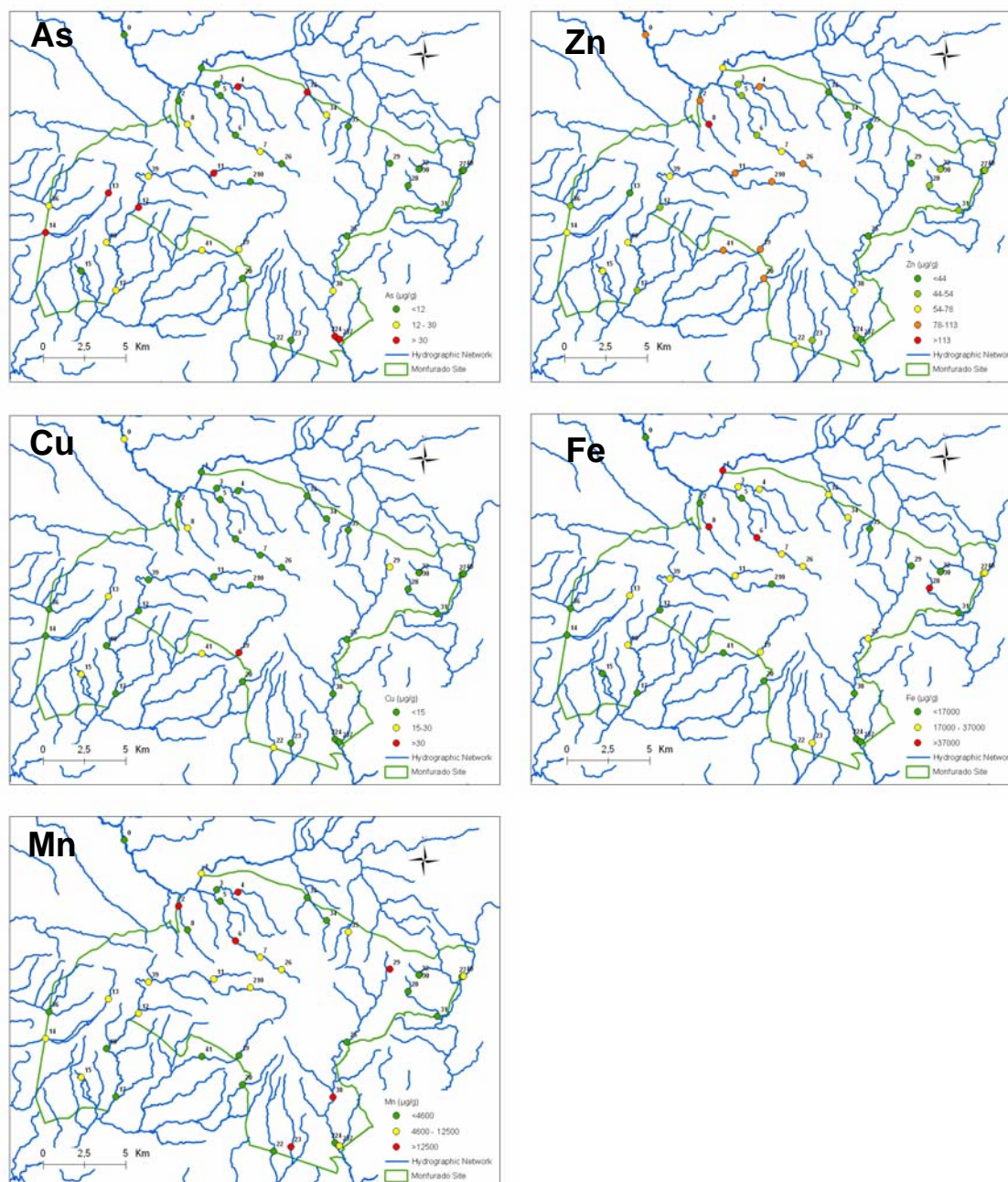


Figura 15 – Mapa de variação média da concentração de As, Zn, Cu, Fe e Mn em transplantes de musgos aquáticos nos pontos de amostragem das ribeiras de Monfurado entre o período de Setembro de 2004 a Junho de 2005. As cores representam diferentes classes de concentração de metais.

5.2.4.1. Análise de azoto (N) e carbono (C)

Como indicador de eutrofização analisámos a proporção em azoto total (N) e a razão entre a proporção de Carbono e Azoto (C/N). Estes indicadores foram seleccionados com base nos resultados no Anexo II-D. A razão C/N mostrou ser um melhor indicador de eutrofização do que a concentração de N, pois este elemento tem uma componente fisiológica muito importante, sendo metabolizado. Esta razão permite ver quando N é o factor limitante e é usado para crescer e como tal há uso do carbono. No entanto quando está em excesso ele acumula-se e deixa de ser usado para o crescimento observando-se uma diminuição da razão C/N.

Os resultados da cartografia dos indicadores de eutrofização encontram-se na figura 16.

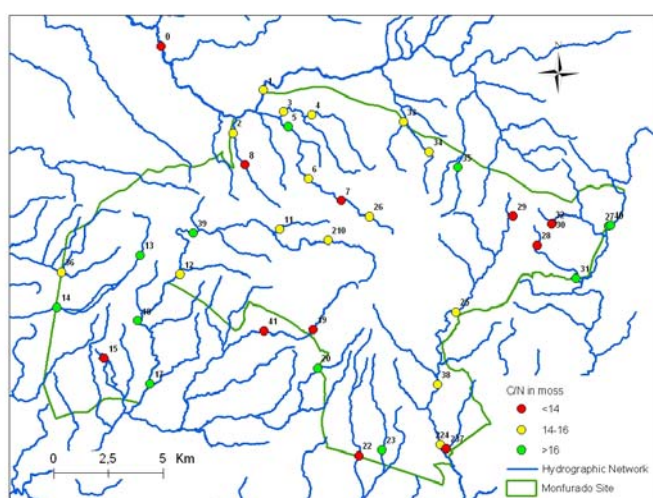
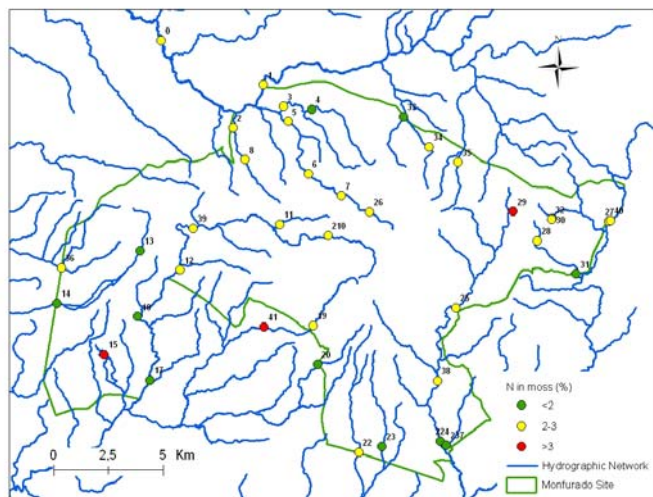


Figura 16 – Mapa de variação média da concentração de N (cima) e C/N (em baixo) em transplantes de musgos aquáticos nos pontos de amostragem das ribeiras de Monfurado entre o período de Setembro de 2004 a Junho de 2005. As cores representam diferentes classes de concentração.

Os resultados mostram que a maior parte da região se encontra com problemas de eutrofização, resultado de uma elevada actividade agropecuária extensiva e intensiva e da libertação de muitos dos efluentes dos agregados populacionais nas ribeiras. Apenas alguns locais de cabeceiras apresentam total ausência de eutrofização.

5.2.5. Cartografia

Para além da cartografia atrás apresentada propôs-se fazer uma cartografia de risco da região de estudo quanto à qualidade das águas das ribeiras. Para a análise do indicador de risco hierarquizaram-se os pontos de amostragem, do que apresentou pior qualidade para o de melhor qualidade, para cada um dos parâmetros. No final considerámos os piores 10 pontos para cada parâmetro. Seguidamente contaram-se o número de vezes que cada ponto aparecia entre os 10 piores. Os resultados estão apresentados na figura 17.

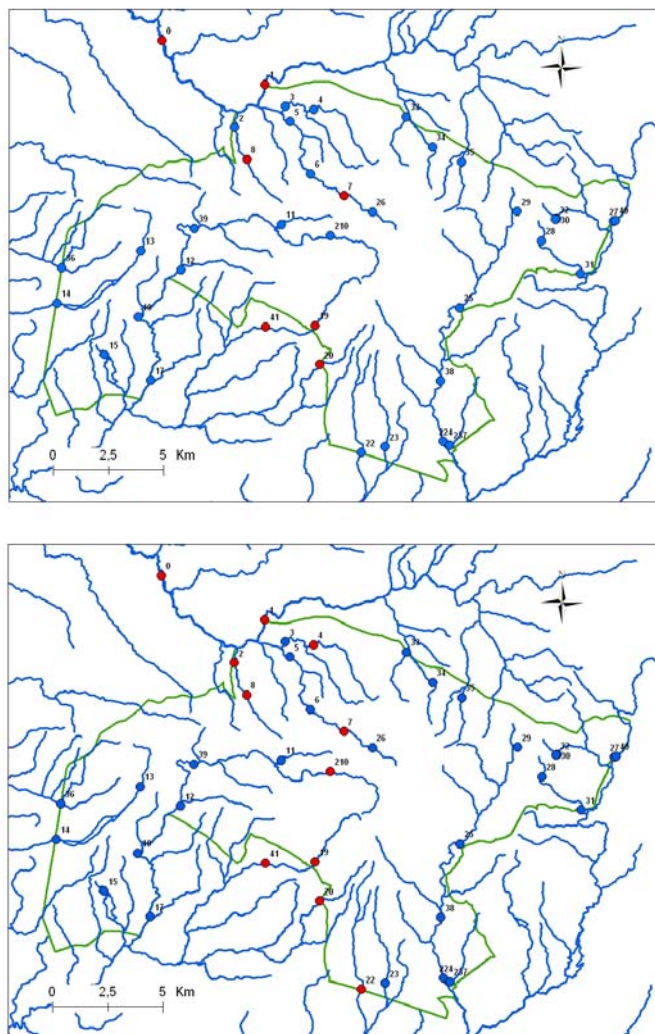


Figura 17 – Mapa de Risco muito elevado de contaminação da qualidade da água nas ribeiras do Sítio de Monfurado. Em cima estão representados os piores 7 pontos de amostragem e em baixo estão representados os piores 11 pontos.

Na figura 17 marcados a vermelho encontram-se os pontos que mostraram sempre valores de vitalidade baixos, elevada contaminação por metais pesados, nomeadamente Cu e Zn, valores mais elevados de indicadores de eutrofização (C/N). Para além disso estes locais estão na proximidade de habitações, vacarias, suiniculturas e áreas agrícolas.

5.2.6. Sensibilização do público e divulgação de resultados (ver ponto 6 deste relatório)

5.3. Problemas e Dificuldades Observados

5.3.1. Planeamento da amostragem espacial

Um dos problemas que surgiu nesta fase do trabalho foi a ausência da espécie ou género de *Fontinalis antipyretica* nas Ribeiras de Monfurado. Este constrangimento estava previsto tendo-se resolvido o problema através da utilização de transplantes. A prospecção desta espécie de musgo em quantidade suficiente despendeu algum tempo tendo sido exploradas as áreas de Grândola sem sucesso. Por causa da quantidade de material necessário para o estudo seleccionou-se a zona da Serra de S. Mamede como local controlo.

5.3.2. Amostragem de musgos aquáticos

Um dos constrangimentos que ocorreu foi a falta de água nas Ribeiras de Monfurado numa área muito extensa. Isto deve-se ao regime natural torrencial das Ribeiras agravado pela diversificação de água para a agricultura e pelo facto que durante o ano de 2003 houve uma seca no País. Deste modo os pontos de amostragem previstos ficaram substancialmente reduzidos no período de Set a Dez 2004. Acresce ainda o facto de que as elevadas precipitações de Outubro de 2004 (130 mm) associadas a velocidades de correntes muito elevadas levaram ao desaparecimento de muitos dos transplantes.

5.3.3. Avaliação da vitalidade dos musgos

Não se verificaram problemas.

5.3.4. Análise do conteúdo em poluentes

Uma análise preliminar permitiu verificar que as emissões de enxofre (S) não eram significativas na área de estudo. Desta forma optou-se por substituir as análises de S por análises de carbono (C) que juntamente com as análises de azoto (N) se mostraram ser muito importantes para monitorizar o impacto da eutrofização nas Ribeiras de Monfurado.

5.3.5. Cartografia

Não se verificaram problemas.

5.3.6. Sensibilização do público e divulgação dos resultados

Não se verificaram problemas.

5.4. Síntese das Actividades Desenvolvidas e Resultados Obtidos / Proposta de Objectivos e Medidas de Gestão

Os resultados previstos foram alcançados e os deliverables entregues na data proposta (Setembro de 2007).

Este projecto antecipou uma das principais preocupações da Directiva-Quadro da Água (DQA), que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. A DQA **preconiza uma abordagem abrangente e integrada de protecção e gestão da água**, tendo em vista alcançar o bom estado de todas águas em 2015. A DQA parte do seguinte princípio: aquilo que **temos que garantir é que os ecossistemas aquáticos e os ecossistemas terrestres que dependam da água tenham um funcionamento adequado** e que todos os usos da água, quer sejam captações, quer sejam descargas de águas residuais ou de substâncias para os meios hídricos, só poderão ser tolerados se não puserem em causa este bom funcionamento dos ecossistemas. Dos elementos inovadores previstos na DQA e que abordámos neste projecto, destacam-se os seguintes:

- i) Avaliação da qualidade das águas através de uma **abordagem ecológica**;
- ii) Avaliação do **impacte das actividades humanas** no estado das águas de superfície;

Na região de estudo foram identificados cerca de 40 pontos de amostragem e estes pontos foram monitorizados em 3 alturas no tempo entre 2004 e 2005. O parâmetro de vitalidade usado (Fv/Fm) revelou-se muito integrador de todas as perturbações a que os musgos estiveram sujeitos durante os 3 meses de permanência nas ribeiras e como tal permitiu uma visão integradora ao longo do tempo destes factores. Verificou-se que há uma continuidade espacial nas manchas de maior impacte, sugerindo que os usos do solo e a poluição difusa são muito importantes para determinação deste impacte nas ribeiras. Os períodos críticos para os problemas da qualidade da água na Região de Monfurado de uma forma generalizada ocorrem para valores de precipitação baixa. Desta forma um futuro plano de gestão/acção deve sempre contemplar prioritariamente as alturas de menor precipitação. Num cenário de alterações globais, que se pensa possa estar associado a um aumento da frequência e extensão das secas nesta parte do território, os problemas de qualidade das águas nas Ribeiras de Monfurado serão muito provavelmente acentuados. Acresce o facto de estar a aumentar o número de albufeiras que fazem a retenção da água nos períodos críticos, acentuando o regime torrencial destas ribeiras.

As Ribeiras do Sítio de Monfurado não são uma fonte importante de Ni, Pb, Hg, Cd, Co e Cr. As ribeiras com maior quantidade de sedimentos apresentaram maior concentração de Fe, Mn e Zn. Os resultados mostraram que não havia variação na concentração de metais entre as diferentes classes litológicas. O Cu, Zn, As, Fe e Mn mostraram estar relacionados com alguns usos de solos como a agricultura permanente, as zonas de pastoreio, com o número de vacas e com a existência de fossas sépticas ou descargas de efluentes domésticos directas. Foi ainda possível verificar que a maior parte das ribeiras apresentavam indicadores significativos de eutrofização.

As zonas de maior risco de qualidade da água da região estão associadas à zona do Escoural e de Montemor-o-novo.

Recomenda-se que a Câmara Municipal de Montemor-o-Novo:

- i) desenvolva a monitorização do estado ecológico das ribeiras, para complementar a informação acerca da qualidade da água de que já dispõe, facilmente obtido através da aplicação de Índices de Integridade Biótico ou através de Levantamentos Florísticos, uma vez que permite interpretar a qualidade da água de uma forma mais integrada e holística e de acordo com as recomendações da Directiva-Quadro da Água, bem como compreender de que forma a gestão das galerias ripícolas pode melhorar a qualidade da água nos troços respectivos;
- ii) construa, ao longo de um processo participativo que envolva os proprietários de terrenos adjacentes às ribeiras em pior estado de manutenção, um conjunto de boas práticas a adoptar pelos mesmos aquando da limpeza das matas, através de levantamento das práticas existentes, da sensibilização para o problema e da construção conjunta de soluções,
- iii) finalmente, preste especial atenção à qualidade dos efluentes das Estações de Tratamento de Águas Residuais Domésticas das povoações na área do Sítio de Monfurado (em especial nas áreas do Escoural e de Montemor-o-Novo), e ainda à qualidade da dos efluentes das maiores explorações pecuárias destas mesmas áreas. De referir ainda que os pontos i e ii estão já a ser parcialmente abordados através do projecto POCI/AMB/63160/2004, de que a Câmara Municipal é parceiro e são ainda caso-de-estudo do doutoramento de Carla Gonzalez Carla Gonzalez, “Articulating ecological indicators and socio-economic indicators for the analysis and control of pollution” SFRH/BD/22096/2005.

6. ACTIVIDADES DE DIFUSÃO E DIVULGAÇÃO

A sensibilização e divulgação dos resultados foi efectuada através:

i) de artigos de divulgação em sites de Internet;

Gonzalez C e **Branquinho C.** 2005. Biomonitorização da qualidade das águas superficiais nas Ribeiras de Monfurado. <http://www.naturlink.pt/canais/Artigo.asp?iArtigo=15834&iLingua=1>.

Gonzalez C e **Branquinho C.** 2005. Biomonitorização da qualidade das águas superficiais nas Ribeiras de Monfurado. <http://cebv.fc.ul.pt/frameset1.htm>

ii) propostas de actividades no âmbito do Ciência Viva

2005 – Os Vigilantes das Ribeiras de Monfurado; <http://cebv.fc.ul.pt/frameset1.htm>

2007- Ribeiras Mediterrânicas: belíssimos equilíbrios dinâmicos; <http://cebv.fc.ul.pt/frameset1.htm>

Neste âmbito foi executado e distribuído o folheto no Anexo II-E.

iii) Informação fornecida em colaboração com a CMMN

Informação fornecida à CMMN no âmbito da Newsletter do Projecto Life – ver Anexo II F

Participação na iniciativa dos dias tranquilos no ano 2005 e 2006.

iv) comunicações em congressos e reuniões

Branquinho C. 2005. Biosensores da qualidade da água e do ar" e "Plantas hiperacumuladoras de metais pesados e a fitorremediação". No âmbito dos seminários sobre Biotecnologia da Universidade do Algarve, 27 October 2005.

Gonzalez C., Henriques A, **Branquinho C. 2005.** Does biomonitor vitality integrate the effect of water pollutants? 6th Iberian and 3rd Iberoamerican Congress on Environmental Contamination and Toxicology, CICTA 2005, Cadiz, Espanha, 25-28 de Setembro de 2005.

Henriques A, Gonzalez C., **Branquinho C. 2005.** Localização e disponibilidade de metais em biomonitores da poluição aquática: o efeito da idade. 6th Iberian and 3rd Iberoamerican Congress on Environmental Contamination and Toxicology, CICTA 2005, Cadiz, Espanha, 25-28 de Setembro de 2005.

Gonzalez C., Henriques A, **Branquinho C. 2005.** Using nitrogen concentration in aquatic mosses to assess superficial water pollution. XV Simposio de Botânica Criptogâmica, Pág. 26, 21-24 September 2005, Bilbao, Spain.

Gonzalez C, **Branquinho C. 2007.** Source apportionment of metals in aquatic mosses in a rural environment. 17th SETAC Europe Annual Meeting a decorrer no Porto, Portugal, de 20 a 24 Maio de 2007.

Gonzalez C, Clemente A, **Branquinho C. 2007.** Does riparian integrity index reflex water quality. 17th SETAC Europe Annual Meeting, Porto, Portugal, 20-24 May 2007

Anexo I – Fotografias e Figuras com cartografia, representativas dos trabalhos

Anexo II – Documentos e materiais produzidos no âmbito dos trabalhos

Anexo III – CD com cartografia e fotografias digitais elucidativas dos trabalhos realizados

Anexo IV – Conteúdos para “Guia de Boas Práticas”

Não se aplica na acção D4

Anexo V – Propostas de Objectivos e Medidas para Plano de Gestão

Não se aplica na acção D4