

Avaliação e monitorização da qualidade das águas e do estado ecológico das principais ribeiras do Concelho de Oeiras

RELATÓRIO Setembro 2012

Cristina Antunes, Sofia Augusto, Teresa Mexia, Cristina Branquinho

FUNDAÇÃO da FACULDADE DE CIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DE LISBOA

CENTRO DE BIOLOGIA AMBIENTAL



ÍNDICE

RESUMO	2
1. INTRODUÇÃO	3
2. OBJECTIVOS	6
3. METODOLOGIA	
3.1. Preparação dos biomonitores	6
3.2. Amostragem	8
3.3. Índice de Qualidade da Vegetação e Estrutura Ribeirinha (QBR)	9
3.4. Vitalidade	10
3.5. Metais Pesados	11
3.6 Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH's)	12
4. RESULTADOS	
4.1 QBR	13
4.2. Qualidade da água	18
4.2.1 Vitalidade dos biomonitores.....	18
4.2.2 Metais pesados.....	20
4.2.3 Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH's).....	26
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	28
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29
ANEXO I	

RESUMO

O presente relatório apresenta os resultados da avaliação e monitorização da qualidade das águas e o estado ecológico das principais Ribeiras do Concelho de Oeiras, referente ao período de 2011. Este trabalho dá continuidade ao trabalho desenvolvido em 2008, enquadrando-se no âmbito da Directiva-Quadro da Água (DQA) que preconiza uma abordagem abrangente e integrada de protecção e gestão da água, tendo em vista alcançar o bom estado de todas águas em 2015. São abordados no presente relatório os seguintes assuntos : (i) Avaliação da qualidade da vegetação ripícola; (ii) Avaliação do impacte das actividades humanas na qualidade das águas das ribeiras; (iii) Comparação com os resultados do estudo desenvolvido anteriormente (2008).

Avaliando a **qualidade da vegetação ripícola**, observou-se que todos os troços observados das ribeiras de Jamor e Algés, apresentaram qualidade má ou qualidade pobre, mantendo-se a sua classificação comparativamente a 2008. Existe em geral um importante impacto humano, com alteração da zona ribeirinha, desfavorecendo o desenvolvimento de vegetação ripícola, crucial para o melhoramento das ribeiras de Oeiras.

A **qualidade da água** das ribeiras estudadas mostrou-se particularmente baixa na ribeira de Algés, pontualmente contaminada por metais pesados (de origem antropogénica) e em geral por PAHs de elevado peso molecular (considerados perigosos para o ambiente e para o homem). Estes resultados não apresentaram uma melhoria significativa em relação a 2008.

Sem a melhoria da qualidade da água de algumas destas ribeiras e/ou troços mais contaminados será difícil que qualquer proposta de restauro da vegetação ripícola tenha sucesso.

Aconselha-se a continuação da monitorização destas ribeiras, de forma a acompanhar o sucesso das medidas implementadas e detectar eventuais contaminações da água das ribeiras. Uma futura monitorização e avaliação da qualidade ribeirinha poderia contribuir para o melhoramento sustentável da qualidade das águas e das zonas ribeirinhas com o objectivo final de devolver às populações elementos estruturantes da paisagem e que possuem um potencial de novas utilizações por parte das populações, contribuindo para a qualidade de vida nestas áreas.

1. INTRODUÇÃO

O **concelho de Oeiras** é um município urbano com elevada densidade populacional que possui uma elevada riqueza em recursos hídricos superficiais e encontra-se rodeado de outros municípios com iguais características urbanas. Com um comprimento total de cerca 30 km (Câmara Municipal de Oeiras, 2003), as ribeiras da Laje, de Porto Salvo, de Barcarena, do Jamor e de Algés constituem os mais importantes recursos hídricos superficiais do concelho. Dando seguimento ao trabalho desenvolvido em 2008 e após intervenções de melhoramento em algumas ribeiras, torna-se importante (re)avaliar e monitorizar não só a qualidade das águas superficiais mas também a integridade ecológica das principais ribeiras do concelho.

O presente trabalho enquadra-se no âmbito da **Directiva-Quadro da Água (DQA)** – Directiva 2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro – que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água (entrando em vigor no dia 22 de Dezembro de 2000). 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. Esta Directiva pretende garantir: (i) que os ecossistemas aquáticos e os ecossistemas terrestres que dependam da água tenham um funcionamento adequado e (ii) que todos os usos da água (quer sejam captações ou descargas de águas residuais ou de substâncias para os meios hídricos) só sejam tolerados se não puserem em causa o bom funcionamento dos ecossistemas. O principal objectivo da DQA é atingir em 2015 o bom estado de todas as águas de superfície (rios, lagos, águas costeiras e de transição). Pretendemos abordar neste relatório elementos previstos na DQA, tais como: avaliar a qualidade das águas através de uma abordagem ecológica e avaliar o impacte das actividades humanas no estado das águas de superfície.

Para as **águas de superfície** o bom estado é definido pelo bom **estado ecológico** e pelo bom estado químico. Definir o estado de uma massa de água de superfície em função do estado ecológico é assumir que a água deixa de ser apenas um recurso, passando a ser considerada como um elemento primordial para o suporte e funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Os critérios biológicos de avaliação da qualidade de uma massa de água adquirem, neste contexto, uma particular importância, obrigando à adequação das metodologias de avaliação. Tendo em conta: (i) a necessidade de integrar critérios ecológicos e biológicos; (ii) de adequar as metodologias de monitorização da qualidade das águas superficiais e (iii) o carácter urbano desta região: com uma componente de poluição difusa muito importante e a existência de fontes de poluição pontual de média e pequena dimensão de difícil localização e controlo; propôs-se à CMO monitorizar a qualidade das águas numa perspectiva global e integrada, combinando a **biomonitorização** e a avaliação da **integridade ecológica** dos ecossistemas. O uso de seres vivos para monitorização do estado de poluição do ambiente (i.e, análise da biodiversidade, de vitalidade dos organismos vivos ou do conteúdo de poluentes nos mesmos) tem sido reconhecido como uma metodologia mais vantajosa comparativamente a simples análises físico-químicas. As metodologias de biomonitorização são agregadoras de informação sobre o estado da qualidade ambiental, do ponto de vista temporal e espacial, e têm por esta razão um potencial enorme para a gestão do ambiente. Estas metodologias permitem: (i) obter informação acerca da resiliência do ecossistema; (ii) perceber o impacto da poluição na vida aquática e da ribeira e (iii) identificar focos de poluição de

difícil definição, pois integram toda a história de poluição que teve lugar durante o período de exposição.

A **quantificação de poluentes em cursos de águas** normalmente pouco poluídos ou muito variáveis é uma tarefa difícil porque as concentrações de certos elementos são próximas dos limites de detecção dos equipamentos geralmente utilizados e porque os métodos físico-químicos não registam as variações das concentrações dos poluentes. Devido às intermitências dos cursos de água, não é possível a detecção de uma descarga por análise de água recolhida uns dias depois da sua ocorrência. Os resultados analíticos de amostras de água, apenas fornecem informação sobre concentrações momentâneas existentes na água, e representam apenas uma avaliação parcial deste impacte. A ocorrência de descargas clandestinas, pontuais nas ribeiras do concelho de Oeiras é uma possibilidade e por isso torna-se necessária uma metodologia que integre esta informação ao longo do tempo. 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.

Métodos indirectos de monitorização da água através de **biomonitores** podem proporcionar vantagens, em relação às dificuldades mencionadas, no sentido de uma avaliação mais integrada da qualidade da água. A utilização de organismos biológicos para monitorizar a qualidade do ambiente é cada vez mais usada na área da Ciência Ambiental e o carácter integrador (espacial e temporal) dos resultados obtidos com esta metodologia 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.

Biomonitores são organismos ou comunidades de organismos que reagem a variações das condições ambientais através de alterações dos seus sinais de actividade. Estas alterações podem manifestar-se (Branquinho, 2001): (i) nas concentrações dos elementos que influenciam o organismo, (ii) em alterações nas respostas funcionais do organismo que podem estar associadas a alterações na sua vitalidade e (iii) na estrutura ou dinâmica na população ou comunidade de organismos. Vários autores têm demonstrado que : (i) **os musgos aquáticos** são bons biomonitores da poluição aquática principalmente por metais pesados (Sérgio *et al.*, 1992), (ii) os metais pesados presentes nos musgos aquáticos reflectem este tipo de poluição nos sistemas aquáticos (Martins *et al.*, 2004) e (iii) os musgos aquáticos acumulam grandes quantidades de metais pesados devido à simplicidade da sua morfologia e à elevada capacidade de troca iónica da sua parede celular (Vieira *et al.*, 2009). No presente trabalho, utilizou-se como biomonitor da qualidade das águas, o musgo aquático *Fontinalis antipyretica* Hedw. (**Figura 1.1**), um dos organismos mais usados na biomonitorização da qualidade da água, essencialmente na monitorização de metais pesados (Sérgio *et al.*, 1992; Mersch and Reichard, 1997; Vázquez *et al.*, 1999; Cenci, 2000; Figueira, 2002; Martins *et al.*, 2004).



Figura 1.1: Biomonitor utilizado : musgo aquático *Fontinalis antipyretica* Hedw.

Actualmente e tendo em conta a DQA, um rio ou ribeira é avaliado não só tendo em conta os seus parâmetros físico-químicos, mas também factores bióticos como os seres vivos que lá habitam ou a vegetação envolvente. Assim, um rio deixa de ser apenas um reservatório de água e passa a ser considerado um suporte de vida para o ecossistema. Neste contexto, avaliamos a qualidade e estrutura do corredor ribeirinho em cada ponto de amostragem usando um índice de qualidade da vegetação e da estrutura ribeirinha desenvolvido em Espanha por Munné *et al.* (2003) designado por **Qualidade dos Bosques Ribeirinhos** (QBR) que foi desenvolvido no contexto Ibérico para ribeiras mediterrânicas, cuja estrutura é fortemente influenciada pelo regime de sazonalidade do caudal. Este tipo de Índices - **Índices de Integridade Biótica** baseados na flora - tem sido reconhecido pela sua capacidade de proporcionar informação integrada sobre a qualidade ecológica geral dos habitats ribeirinhos (Salinas *et al.*, 2000; Ferreira *et al.*, 2005; Miller *et al.*, 2006; Reiss, 2006), proporcionando um instrumento adequado para avaliar o estado ecológico das ribeiras de Oeiras.

Nas **áreas urbanas**, e durante muitas décadas, as linhas de água serviram de espaço físico para condução de esgotos e de todo o tipo de efluentes líquidos produzidos pelas populações que cresciam a um ritmo acelerado, bem como para construção urbana. Esta realidade levou à degradação das linhas de água a nível paisagístico, de usufruto pelas populações locais e de contaminação aquática, atingindo mesmo em muitos casos níveis de poluição que se revelaram perigosos para a saúde pública. Por sua vez, esta degradação levou a um planeamento estratégico do espaço urbano que não aproveita as mais-valias paisagísticas, sociais e ecológicas que as linhas de água podem constituir num tecido urbano. O potencial de usufruto das ribeiras pelas populações locais, que poderia contribuir para melhorar a qualidade de vida dos munícipes, não está a ser explorado em todas as suas dimensões e extensão. A partir da década de 90 em Portugal, surgiram grandes investimentos na condução dos esgotos para ETARs que foram sendo construídas, cada vez

com tratamentos mais complexos, libertando a água para o meio aquático cada vez com melhor qualidade. Neste contexto, a **avaliação da qualidade das águas superficiais e da qualidade ecológica das ribeiras em meios urbanos** torna-se importante, de forma a caracterizar a situação actual destes sistemas e definir áreas de acção prioritária para uma eficiente estratégia de restauro das ribeiras. Com o restauro ecológico das linhas de água, já despoluídas, pretende-se melhorar ainda mais e de forma sustentável a qualidade das águas com o objectivo final de devolver às populações estes elementos estruturantes da paisagem, com potenciais novas utilizações, contribuindo para a qualidade de vida nestas áreas.

2. OBJECTIVOS

O presente estudo teve como principais objectivos:

1. Avaliar o impacto da poluição aquática local ao nível do ecossistema, utilizando medidas de integridade biótica do corredor ribeirinho, nas ribeiras de Algés e Jamor.
2. Avaliar o grau de poluição da ribeira de Algés, através da utilização de biomonitores, após tratamento dos efluentes a montante.
3. Avaliar a qualidade de água em pontos fronteiriços do Concelho nas ribeiras da Laje, Barcarena, Jamor e Algés, através da utilização de biomonitores (análise de metais pesados).
4. Comparar dados obtidos com dados de trabalhos anteriores (nomeadamente o estudo desenvolvido em 2008).

3. METODOLOGIA

3.1. Preparação dos biomonitores

O musgo aquático *Fontinalis antipyretica* Hedw. foi recolhido na ribeira de Arroches na Serra de São Mamede, Portalegre, minimizando sempre os potenciais impactes no tamanho da população (**Figura 3.1.1**). A sua recolha fez-se nos dias anteriores à sua utilização no campo e foi transportado para o laboratório em caixas refrigeradoras na água da própria ribeira para evitar e proliferação de microrganismos e a competição pelos nutrientes. No laboratório, amostras controlo foram submetidas a todas as análises de imediato para avaliar a situação referência das biomonitores (ver métodos analíticos em baixo).



Figura 3.1.1: Recolha do biomonitor: musgo aquático *Fontinalis antipyretica* Hedw., na ribeira de Arronches, Serra de São Mamede.

Os biomonitores consistem em musgos aquáticos da espécie *F. antipyretica* que por não existirem nas ribeiras que se pretendem estudar foram recolhidos de outros locais, procedendo-se à técnica do *transplante*. O transplante de musgos aquáticos consiste na introdução de amostras de musgos aquáticos em sacos de nylon (**Figura 3.1.2**) que são depois, no local de estudo, atados a estruturas como pontes, troncos ou redes de forma a fixá-los. O seu transporte desde o laboratório até aos locais de amostragem fez-se em caixas refrigeradoras. O período de transplantação dos musgos aquáticos colocados nas ribeiras do Concelho de Oeiras foi de aproximadamente 3 meses.



Figura 3.1.2: Saco de nylon com amostra do musgo aquático *Fontinalis antipyretica* (biomonitor) – transplante.

3.2. Amostragem biomonitorios

Os locais seleccionados para amostragem em 2011 tiveram em conta os locais amostrados em 2008 e os objectivos pretendidos. Foram assim definidos 12 pontos de amostragem: 2 nas ribeiras da Laje e Barcarena, 1 na ribeira do Jamor e 7 na ribeira de Algés (**Figura 3.2.1**).

Os transplantes foram colocados nas ribeiras em duas campanhas: (1) dia 30 de Março 2011 e (2) dia 24 Agosto 2011, tendo sido recolhidos após 3 meses de exposição: nos dias (1) 30 de Junho 2011 e (2) 30 de Novembro 2011 (respectivamente).

Depois de recolhidos, os transplantes foram transportados para o laboratório em arcas refrigeradoras. Uma vez no laboratório, os biomonitorios foram submetidos a uma série de análises de forma a avaliar a qualidade das águas das ribeiras de Oeiras (ver tópicos 3.4 e 3.5).

3.3. Índice de Qualidade da Vegetação e Estrutura Ribeirinha (QBR)

A utilização dos biomonitorios para avaliar a qualidade da água foi acompanhada de uma medida de integridade ecológica da ribeira, reflectindo o conjunto de perturbações a que a linha de água esteve sujeita ao longo do tempo. Adicionalmente, a vegetação ribeirinha pode funcionar como um depurador de alguns tipos de poluição aquática, pelo que, a sua existência ou a necessidade de restauro são informações importantes para a gestão sustentável da qualidade das águas das ribeiras.

A análise da qualidade ecológica das linhas de água foi efectuada recorrendo a um índice de qualidade da vegetação e da estrutura ribeirinha desenvolvido por Munné *et al.* (2003), designado por *Qualidade dos Bosques Ribeirinhos* (QBR) e muito utilizado em ribeiras mediterrânicas. Em cada ponto de amostragem seleccionou-se um troço de 50 metros, 25 metros para montante e para jusante do ponto de amostragem, onde se aplicou o índice de qualidade da vegetação e estrutura ribeirinha: QBR. Este índice tem em conta quatro níveis de informação, cada um classificado com um máximo de 25%: i) cobertura vegetal total da ribeira - TRC; ii) tipo de estrutura vertical da vegetação ribeirinha - CS; iii) natureza do tipo de coberto vegetal relativamente à sua origem (autóctone vs introduzida) -CQ; iv) forma do leito da ribeira e as alterações que sofreu - CA. Este índice permite uma classificação do habitat ribeirinho desde *Má qualidade* (degradação extrema) até *Qualidade excelente* (condições naturais) (**Tabela 1**).

De uma forma geral, para a avaliação da cobertura vegetal total ribeirinha (TRC), avaliou-se a percentagem de cobertura arbórea e arbustiva total e a sua conectividade com os ecossistemas adjacentes. A estrutura da vegetação (CS), foi avaliada através da proporção relativa entre árvores e arbustos existentes. Na avaliação da qualidade da cobertura (CQ) teve-se em conta a proporção de espécies nativas e não-nativas e o tipo geomorfológico da ribeira. Por fim, na secção que avalia as alterações que existem no leito da ribeira (CA), verificou-se o grau de artificialidade do mesmo e o nível de intervenção humana que existe.

Os locais seleccionados tiveram em conta os locais amostrados em 2008 e os objectivos pretendidos. Foram assim definidos 12 pontos de amostragem: 7 na ribeira do Jamor e 5 na ribeira de Algés (**Figura 3.2.1**), tendo sido realizada a avaliação do QBR em Novembro de 2011.

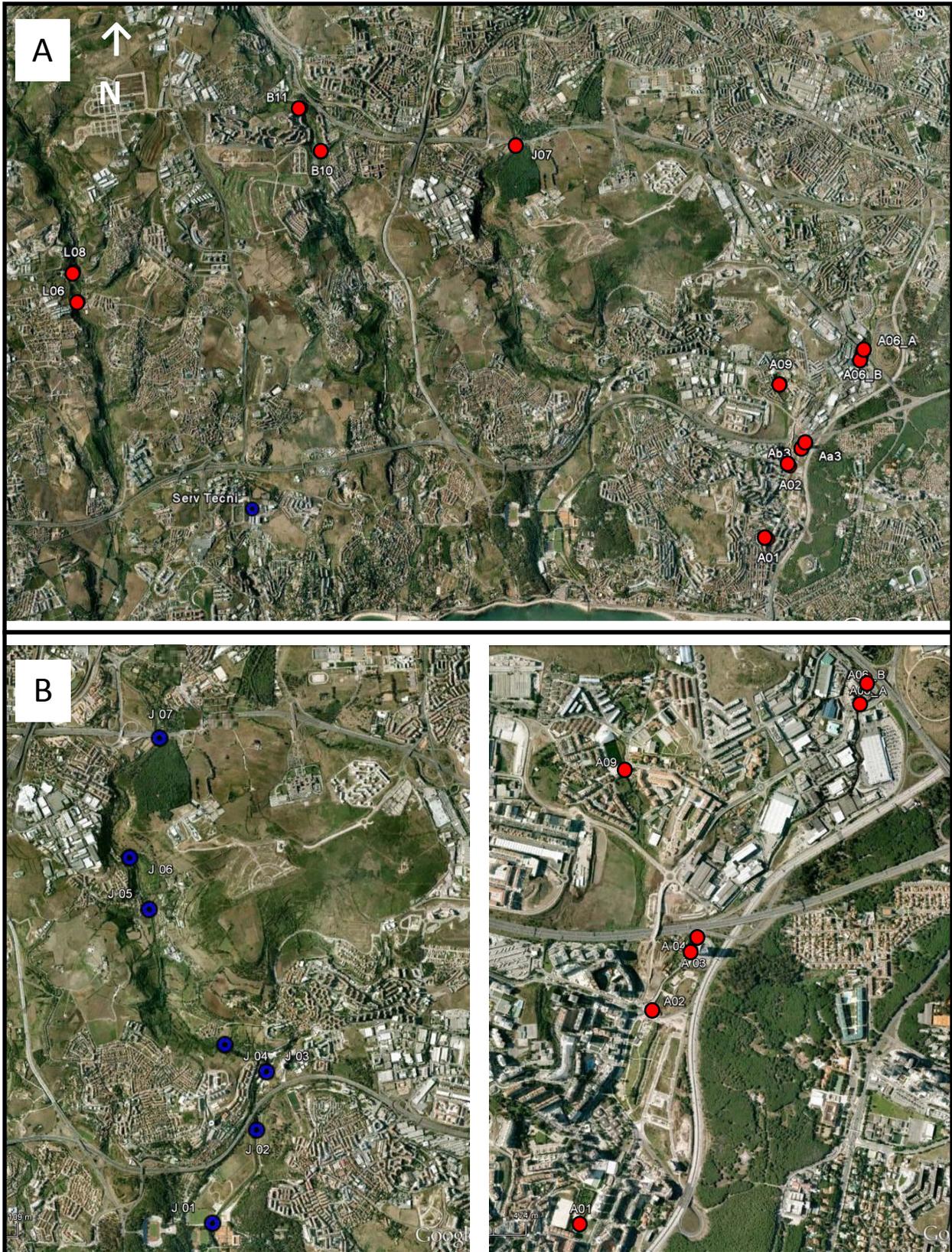


Figura 3.2.1: Localização dos pontos de amostragem abrangidos neste projecto: Biomonitorização (A) e Avaliação QBR (B).

Tabela 1: Tabela adaptada de Munné et al., 2003 representando as classes de qualidade das ribeiras em função do valor obtido no índice de qualidade da vegetação ribeirinha (QBR).

Classe de qualidade do habitat ribeirinho	QBR	Cor
Qualidade excelente. Habitat ribeirinho nas condições naturais	≥ 95	Azul
Boa qualidade. Alguma perturbação	75 – 90	Verde
Qualidade suficiente. Grande perturbação	55 – 70	Amarelo
Qualidade pobre. Alteração forte.	30 – 50	Laranja
Má qualidade. Degradação extrema.	≤ 25	Vermelho

3.4. Vitalidade

Recentemente, tem-se utilizado a análise da fluorescência da clorofila *a* como indicador de vitalidade nos biomonitores (Vieira *et al.*, 2009). Este parâmetro tem demonstrado ser uma medida integrada que reflecte o impacto da qualidade da água na fisiologia dos musgos aquáticos. A medida da fluorescência da clorofila *a* é também usada porque trata-se de um método simples e não destrutivo, largamente utilizado para avaliar o efeito dos poluentes na eficiência fotossintética de diferentes organismos (Branquinho *et al.*, 1997). A vitalidade dos biomonitores pode ser assim considerada como um estimador integrado do stress ao qual o organismo está submetido, incluindo todas as perturbações durante o período de exposição nas ribeiras, e como tal reflectir de uma forma mais directa o “estado de saúde” do sistema aquático quando comparado apenas com as análises químicas da água.

As amostras de transplantes de musgos aquáticos, após o período de exposição, foram submetidas a uma análise de vitalidade imediatamente a seguir à sua recolha nas ribeiras. A análise de vitalidade corresponde à medição do parâmetro F_v/F_m , da fluorescência da clorofila *a*. Para isso utilizou-se o fluorómetro portátil (Photosynthesis Yield Analyzer, MINI-PAM 101, Walz Effeltrich, Alemanha) (**Figura 3.4.1**). Após as amostras estarem totalmente hidratadas, estas foram adaptadas ao escuro durante 10 minutos, para maximizar a oxidação da quinona (aceitador primário de electrões do fotossistema II). Após este período, mediu-se a fluorescência mínima (F_0) originada pela abertura dos centros reactivos do PSII como consequência de uma luz fraca vermelha seguida de uma luz saturante que origina a fluorescência máxima (F_m) causada pelo fecho dos centros reactivos do PSII. A fluorescência variável (F_v) é a diferença entre a F_m e a F_0 e esta é usada para se obter o parâmetro F_v/F_m .

As medidas de vitalidade foram realizadas logo após a recolha dos transplantes, tendo sido efectuadas (para além dos controlos) em 5 amostras recolhidas a 30 de Junho 2011 e em 6 amostras recolhidas a 30 de Novembro de 2011. Para cada amostra foram efectuadas no mínimo 6 medições de vitalidade em diferentes talos do musgo.



Figura 3.4.1: Análise de vitalidade das amostras recolhidas (3 cm apicais hidratados) utilizando o fluorómetro portátil MINI-PAM 101 (Photosynthesis Yield Analyzer); exemplo de uma amostra (A06) analisada.

3.5. Metais Pesados

Para análise de metais pesados as amostras de musgo foram colocadas numa estufa a 50°C durante uma semana para se obter o seu peso seco. Antes da análise foram colocadas em sílica gel para arrefecer e pesados aproximadamente 0,45 g (peso seco) numa balança de alta precisão (SWISS QUALITY – Precisa 205A).

Às amostras adicionaram-se 3 ml de ácido nítrico (HNO) a 65%, e colocaram-se os tubos de ensaio com o material e o ácido numa placa aquecida a aproximadamente 100°C. Fez-se uma digestão ácida até a maior parte da matéria orgânica desaparecer, ou seja, até a solução ficar o mais translúcida possível. Em cada digestão fez-se dois brancos (contendo só ácido nítrico) e uma amostra padrão de musgo (com aproximadamente 0,1 g de peso seco de *Pleurozium schreberi* padrão) para referência (Steinnes *et al.* 1997). Após a digestão ácida adicionou-se água perfazendo um volume de 10 ml, sendo estas as soluções analisadas quanto ao conteúdo em metais pesados.

Os elementos zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe), crómio (Cr), manganês (Mn), chumbo (Pb), níquel (Ni), cádmio (Cd) e cobalto (Co) e os macroelementos cálcio (Ca), potássio (K) e magnésio (Mg) foram medidos por espectroscopia de absorção atómica (Varian Techtron AA6, Reino Unido) usando uma chama de ar/acetileno. Para a análise de Ca, K e Mg adicionou-se às amostras, padrões e brancos 1% de CsCl e 10% de LaCl₃ (Merck) para respectivamente suprimir a ionização e a formação de compostos refractários. O alumínio (Al) foi analisado por espectrofotometria de absorção atómica (CBC 932 plus) com câmara de grafite (GBC GF 3000).

As análises de metais foram realizadas nas mesmas amostras onde se analisou a vitalidade (5 amostras recolhidas a 30 de Junho e em 6 amostras recolhidas a 30 de Novembro de 2011).

3.6. Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH's)

Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH's) constituem uma classe de compostos químicos tóxicos contendo dois ou mais anéis aromáticos. Entre as principais **fontes emissoras** de PAH's destacam-se os derrames de combustíveis fósseis e seus derivados, descargas de águas residuais de origem industrial e doméstica, emissões industriais de fontes fixas e a deposição atmosférica proveniente de veículos a motor.

Devido às suas características tóxicas, mutagénicas e carcinogénicas, os PAH's são considerados perigosos para o ambiente e para o homem. Os PAH's de elevado peso molecular (de 4, 5 e 6 anéis) são considerados os mais tóxicos. Em termos ambientais, consideram-se 16 PAH's como sendo prioritários: naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, indeno(1,2,3-cd)pireno, benzo(g,h,i)perileno. Destes 16, são considerados cancerígenos: benzo(a)antraceno (4 anéis), benzo(b)fluoranteno (5 anéis), benzo(k)fluoranteno (5 anéis), benzo(a)pireno (5 anéis), dibenzo(a,h)antraceno (5 anéis) e indeno(1,2,3-cd)pireno (6 anéis) (IARC, 2003).

No presente trabalho, face às dificuldades de monitorização da qualidade de água mencionadas anteriormente (ver Introdução), utilizou-se como biomonitor o musgo aquático *Fontinalis antipyretica* Hedw., que constitui um dos organismos mais usados na biomonitorização da qualidade da água (Sérgio et al, 1992; Mersch and Reichard, 1997; Vázquez et al., 1999; Cenci, 2000; Figueira, 2002; Martins et al., 2004; Roy et al., 1996). Após um período de exposição, o musgo terá acumulado os poluentes presentes no meio para onde foi transplantado, fornecendo assim uma ideia integradora de todos os *inputs* que tenham sido efectuados durante a sua exposição. Estes *inputs* incluem não apenas as descargas directas para os cursos de água (de origem industrial ou mediante as águas de escorrência urbana), como também os PAH's depositados sobre a água e os PAH's que estavam depositados nos sedimentos e que sofreram uma ressuspensão.

Para a análise dos 16 PAH's, aproximadamente 2 g de amostra foram extraídos em Soxhlet com 200 mL de acetonitrilo durante 24h. O extracto obtido foi concentrado num evaporador rotativo a vácuo e limpo numa coluna de florisil, utilizando 30 mL de acetonitrilo como solvente de eluição. Após a limpeza, os extractos foram novamente evaporados e concentrados sob uma corrente de azoto até 1 mL. A análise dos PAH's foi efectuada através de cromatografia líquida de elevada pressão (HPLC), fazendo uso de um detector de fluorescência (FLD) e de um detector de díodos (DAD), na Agência Portuguesa do Ambiente (APA).

Na totalidade foram analisados os PAH's de 6 amostras de transplantes colocados e recolhidos na Ribeira de Algés: 3 amostras expostas durante um período de 3 meses (A02; A06_A; A06_B), de Março a Junho de 2011, e 3 amostras compostas resultantes da soma de iguais partes de transplantes expostos 3 meses em dois periodos distintos (A01; A03; A09), de Março a Junho de 2011 e de Agosto a Novembro de 2011.

4. RESULTADOS

4.1 QBR

De acordo com a classificação proposta por Munné *et al.*, (2003), todos os troços observados das ribeiras de Oeiras estudadas em 2011: Jamor e Algés, apresentaram qualidade má ou qualidade pobre. Os valores do índice de Qualidade dos Bosques Ribeirinhos (QBR) nos pontos da ribeira do Jamor variam entre 5 e 45 e nos pontos da ribeira de Algés entre 0-20 (**Tabela 2 e 3**).

Considerando os quatro componentes do índice QBR, verifica-se que o componente: cobertura total da vegetação ribeirinha (TRC), apresenta em geral os valores mais baixos, sendo a maioria zero (**Figura 4.1.1 e 4.1.2**). Num ambiente urbano as barreiras entre o habitat ribeirinho e o ecossistema terrestre são comuns, contribuindo este aspecto para o decréscimo da pontuação deste componente nas ribeiras de Oeiras. Outro factor que também influencia a descida desta componente é a manutenção das margens ribeirinhas com o corte de coberto vegetal, que, não sendo obrigatoriamente negativo (quando se trata do corte de espécies exóticas como a cana – *Arundo donax*), pode numa fase inicial (quando as outras plantas ainda não tiveram tempo de se desenvolver) não resultar no aumento de pontuação. Este factor influenciou principalmente pontos da ribeira do Jamor recentemente intervencionados com medidas de recuperação, não se refletindo ainda estas acções num aumento de qualidade ribeirinha, mas representando já uma oportunidade de início de melhoramento. A estrutura de vegetação não é muito variável, sendo o factor mais determinante a presença de árvores e de helófitas (como a cana *Arundo donax*) (**Tabela 2 e 3; Figura 4.1.1 e 4.1.2**). A qualidade da cobertura, associada à diversidade de espécies (nativas) que a zona ribeirinha comporta, é mais elevada na ribeira do Jamor, apresentando a ribeira de Algés valores nulos para todos os pontos à excepção do A01. Associado a esta componente está o número de espécies que apresentam as ribeiras, sendo mais elevadas na ribeira do Jamor comparativamente à de Algés (**Figura 4.1.1 e 4.1.2**). A ribeira de Algés apresenta-se muito impactada e sem estrutura arbórea significativa (apenas alguns pontos apresentam árvores pontuais). A alteração do canal apresenta-se também mais significativa na ribeira de Algés resultado da construção de barreiras laterais (muros, etc) e de presença de estruturas rígidas transversais à ribeira. A ribeira do Jamor apresenta valores mais elevados, apresentando de uma forma geral menos estruturas rígidas, mas longe de um estado natural principalmente devido a terraços agrícolas de manutenção constante (**Tabela 2 e 3; Figura 4.1.1 e 4.1.2**).

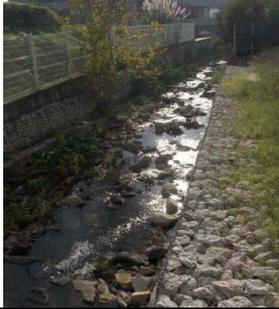
Comparando os resultados de 2011 com os de 2008, a maioria dos pontos re-avaliados manteve o seu valor ecológico comparativamente a 2008, tendo apenas 2 pontos da ribeira do Jamor aumentado o valor de QBR. Em todos os casos o índice ecológico de qualidade ribeirinha manteve-se dentro da mesma classe, sendo todos os pontos estudados de má qualidade ou qualidade pobre (**Tabela 4**). Algumas situações pontuais podem ainda influenciar a variação da classificação de alguns componentes do índice entre 2008 e 2011 tais como a presença pontual de lixo (reflectindo-se na componente *qualidade de cobertura*) e a ausência de vegetação devido a enchente ou corte pontual de vegetação.

Tabela 2: Índice de qualidade da vegetação e da estrutura ribeirinha, designado por *Qualidade dos Bosques Ribeirinhos* (QBR), e composição florística (extracto arbóreo e arbustivo, e helófitas principais) para os pontos de amostragem da ribeira do JAMOR – J 01 a J 07

QBR	J01	J02	J03	J04	J05	J06	J07
							
TRC - Cobertura ripária total	0	0	0	5	0	5	0
CS - Estrutura da cobertura	10	5	0	10	0	10	10
CQ - Qualidade da cobertura	5	5	0	20	5	10	10
CA - Alteração do canal	10	5	5	10	10	10	5
Total	25	15	5	45	15	35	25
Espécies	árvores e arbustos		<i>Olea europea</i>	<i>Populus alba</i> <i>Fraxinus angustifolia</i> <i>Olea europea</i> <i>Hedera helix</i>	<i>Salix sp.</i> <i>Populus nigra</i> <i>Ricinus communis</i> ⁿ <i>Ipomoea acuminata</i> ^{n!} <i>Phyllostachys aurea</i> ⁿ	<i>Fraxinus angustifolia</i> <i>Olea europea</i> <i>Hedera helix</i> <i>Rubus ulmifolius</i> <i>Ipomoea acuminata</i> ^{n!}	<i>Fraxinus angustifolia</i> <i>Olea europea</i> <i>Eucaliptus globulus</i> ⁿ <i>Quercus coccifera</i> <i>Pittosporum undulatum</i> ^{n!} <i>Ricinus communis</i> ⁿ <i>Smilax aspera</i> <i>Hedera helix</i> <i>Asparagus sp.</i>
		helófitas		<i>Arundo donax</i> ^{n!}	<i>Arundo donax</i> ^{n!}	<i>Arundo donax</i> ^{n!}	<i>Arundo donax</i> ^{n!}

ⁿ Espécie não nativa; [!] Espécie invasora - DL 565/99; * ponto em mancha de vegetação arbórea

Tabela 3: Índice de qualidade da vegetação e da estrutura ribeirinha, designado por *Qualidade dos Bosques Ribeirinhos* (QBR), e composição florística (extracto arbóreo e arbustivo, e helófitas principais) para os pontos de amostragem da ribeira de ALGÊS – A 01 a A 09

QBR	A01	A02	A03 e A04	A06	A09
					
TRC - Cobertura ripária total	0	0	0	0	0
CS - Estrutura da cobertura	10	0	10	0	0
CQ - Qualidade da cobertura	5	0	0	0	0
CA - Alteração do canal	5	0	5	0	0
Total	20	0	15	0	0
Espécies árvores e arbustos	<i>Populus nigra</i>			<i>Populus nigra</i>	<i>Olea europea</i>
	<i>Ricinus communis</i> ⁿ	<i>Ricinus communis</i> ⁿ	<i>Ricinus communis</i> ⁿ	<i>Ricinus communis</i> ⁿ	
		<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Rubus ulmifolius</i>	<i>Nerium oleander</i>	
helófitas	<i>Arundo donax</i> ^{nl}	<i>Arundo donax</i> ^{nl}	<i>Arundo donax</i> ^{nl}		<i>Arundo donax</i> ^{nl}

ⁿ Espécie não nativa; [!] Espécie invasora - DL 565/99; * ponto em mancha de vegetação arbórea

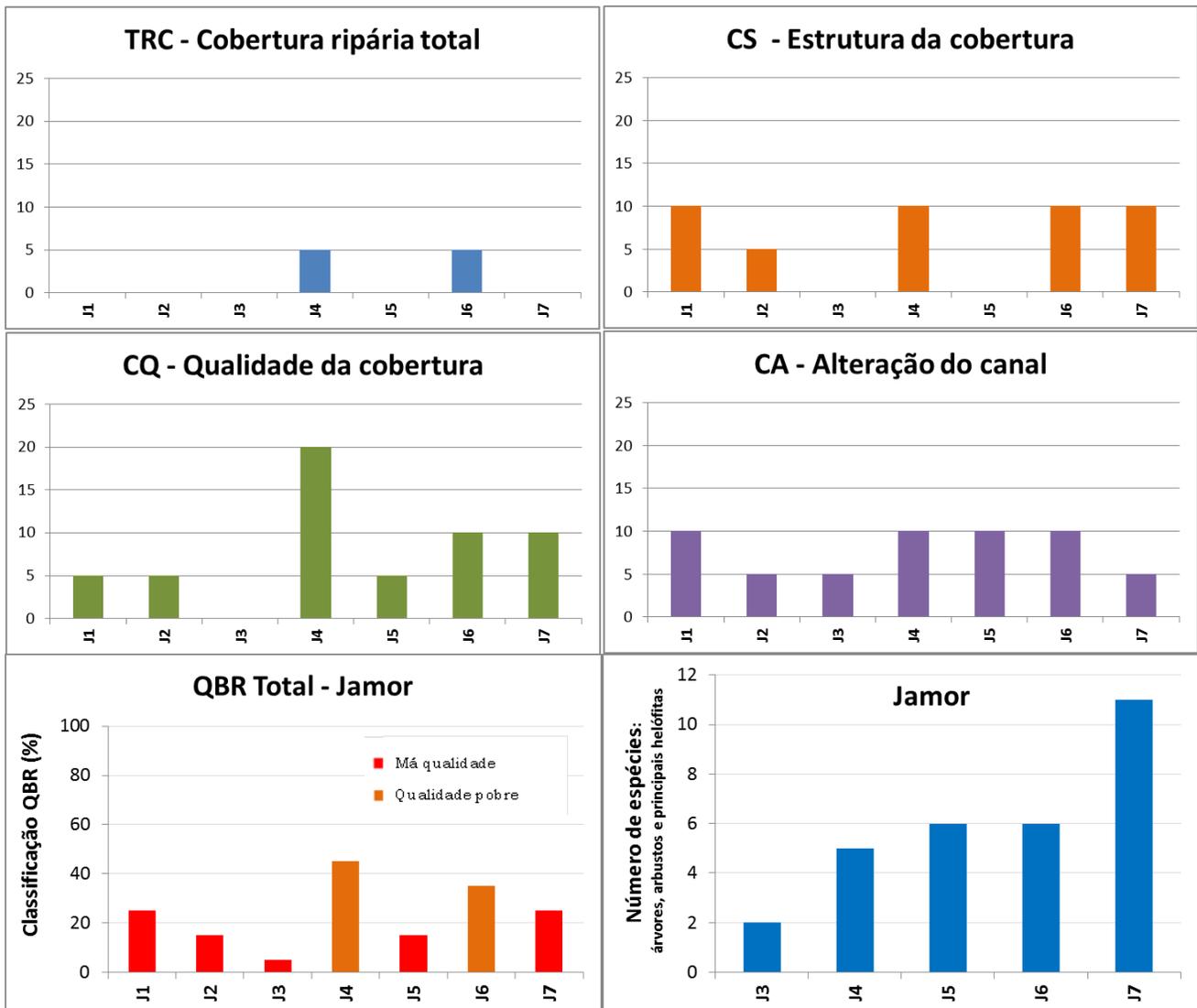


Figura 4.1.1 Classificação de qualidade ribeirinha dos pontos de amostragem na ribeira do **Jamor**: valores de índice QBR 2011 nas diferentes secções de avaliação, QBR Total e número de espécies vegetais (perenes).

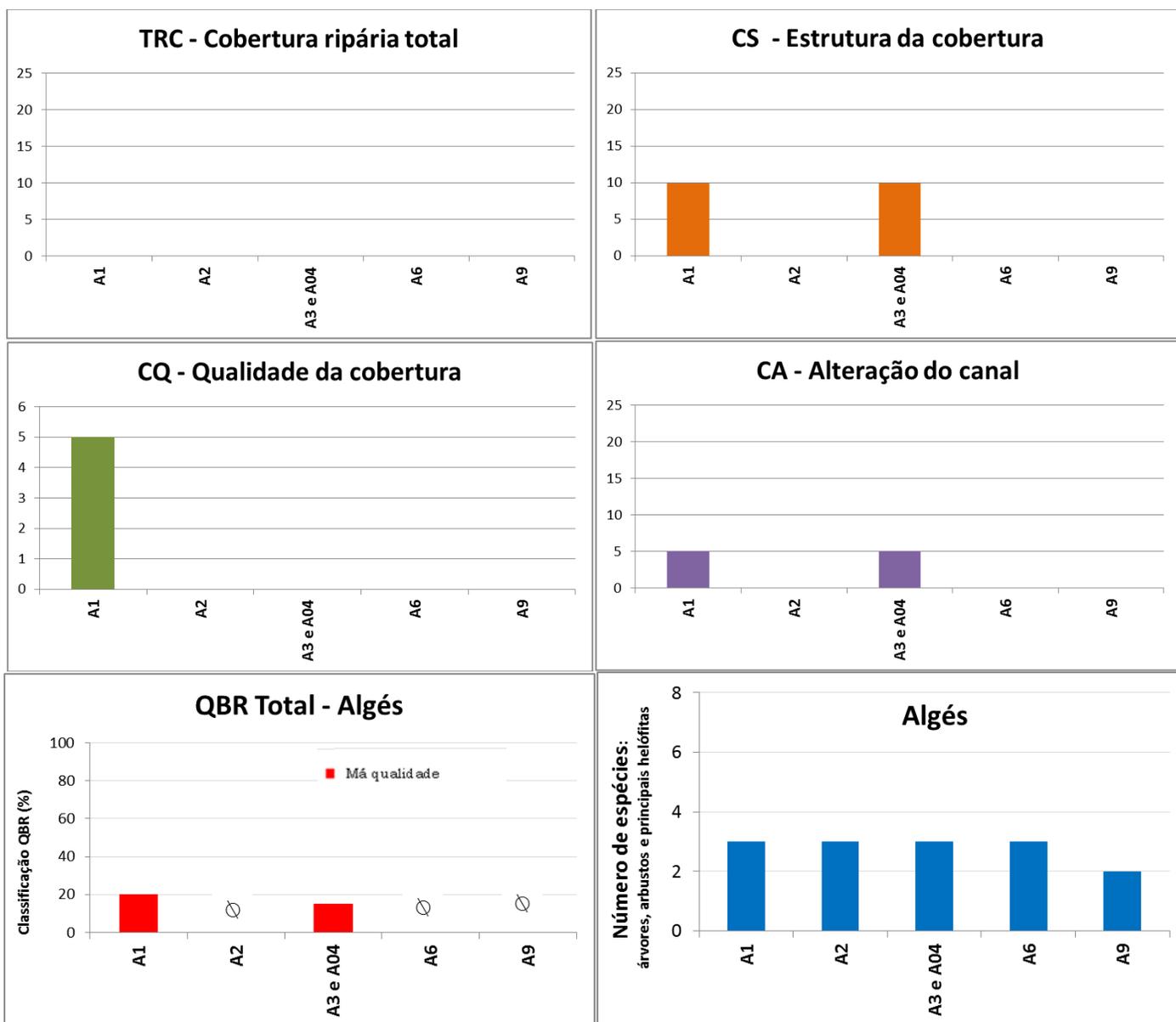
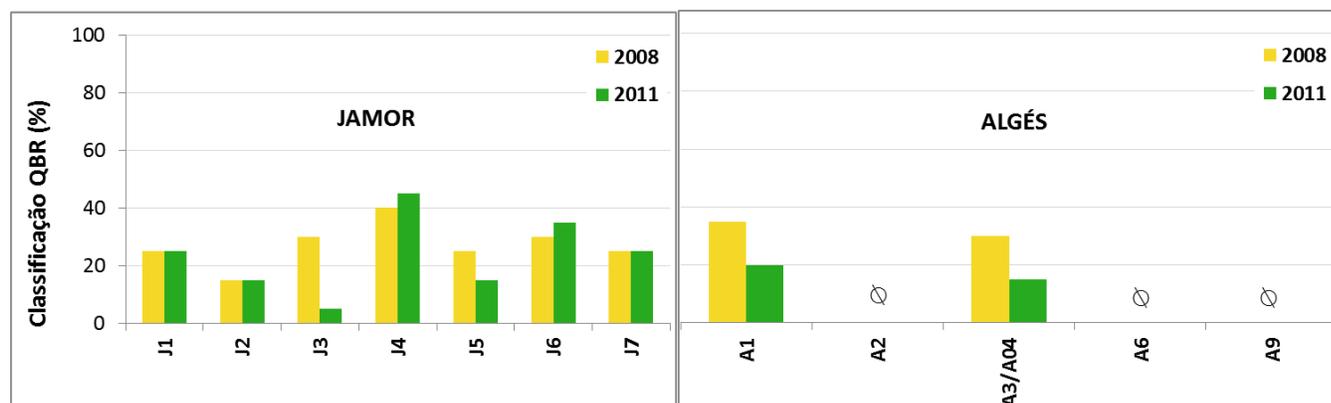


Figura 4.1.2 Classificação de qualidade ribeirinha dos pontos de amostragem na ribeira de **Algés**: valores de índice QBR 2011 nas diferentes secções de avaliação, QBE Total e Número de espécies (árvores e arbustos).

Tabela 4: Comparação do índice de qualidade da vegetação e estrutura ribeirinha, QBR Total, dos pontos de amostragem da ribeira de Algés e Jamor - anos de 2008 e 2011.

Ribeira	Ponto	QBR 2008	QBR 2011	
Jamor	J01	25	25	↔
	J02	15	15	↔
	J03	30	5	↓
	J04	40	45	↑
	J05	25	15	↓
	J06	30	35	↑
	J07	25	25	↔
Algés	A01	35	20	↓
	A02	0	0	↔
	A03 e A04	30	15	↓
	A06	0	0	↔
	A09	0	0	↔



4.2. Qualidade da água

4.2.1 Vitalidade dos biomonitores

A vitalidade dos musgos recolhidos em ambas as campanhas de amostragem demonstraram valores inferiores ao controlo (**Tabela 5 e Figura 4.2.1**). Foram observados valores nulos de vitalidade nos biomonitores dos locais B11, A02 e A03, consequência do tempo em que musgo não esteve em contacto com água (sofrendo dissecação). Das restantes amostras, a que sofre maior decréscimo de vitalidade em relação ao controlo foi A01

na campanha 2, apresentando um decréscimo de 53%. Os musgos transplantados para o local A09 e A03 na campanha 2 foram os que apresentaram melhor vitalidade, mantendo 98% e 95% dos valores do controlo, respectivamente (**Tabela 5 e Figura 4.2.1**).

Tabela 5: Valores de vitalidade (Fv/Fm) dos musgos biomonitorios expostos 3 meses e recolhidos nos pontos de amostragem das ribeiras de Oeiras - campanha 1 e 2: Junho e Dezembro 2011; e dos respectivos controlos.

Data	Ribeira	Amostra	% do controlo	Fv/Fm	std	N
Março 2011	Arronches	Controlo		0,707	0,007	6
		A01	75,62	0,535	0,045	10
		A03	12,39*	0,088*	0,090	10
Junho 2011	Algés	A06_A	53,04	0,375	0,203	10
		A06_B	64,07	0,453	0,121	10
		A09	79,70	0,564	0,110	10
Agosto 2011	Arronches	Controlo		0,752	0,007	6
		A01	46,63	0,330	0,093	6
Novembro 2011	Algés	A02	0*	0,000*	0,000	1
		A03	94,99	0,672	0,048	10
		A09	98,26	0,695	0,033	9
		Barcarena	B11	0*	0,000*	0,000
	Laje	L06	91,51	0,647	0,032	9

*musgos recolhidos fora de água

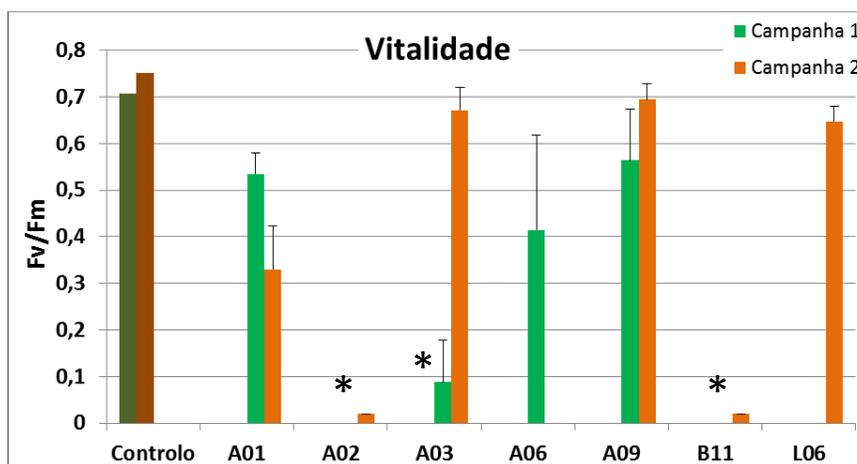


Figura 4.2.1: Vitalidade (Fv/Fm) dos musgos biomonitorios expostos 3 meses e recolhidos nos pontos de amostragem das ribeiras de Oeiras - campanha 1 e 2: Junho e Dezembro 2011; e respectivos controlos. *musgos recolhidos fora de água.

4.2.2 Metais pesados

De uma forma geral, os valores de metais pesados dos transplantes recolhidos na campanha 1 (Março – Junho) e na campanha 2 (Agosto – Novembro) são mais elevados nas amostras de transplantes recolhidos na campanha 1 (**Figura 4.2.2.1 e 4.2.2.2**). Isto indica um efeito de diluição na campanha 2 resultante das chuvas de Outubro-Novembro, sendo as amostras da primeira campanha mais concentradas e mais elevadas (à excepção do crómio e zinco).

Os factores de enriquecimento em metais pesados (quantidade de metais comparativamente ao controlo: Amostra/Controlo) nos diferentes pontos de amostragem são apresentados na **Figura 4.2.1**. (valores mais elevados do que 1 significa que houve uma acumulação de metais no biomonitor durante o período de exposição). Em geral, os pontos de amostragem que apresentaram menor contaminação por metais pesados foram A06_B (Algés) e B11 (Barcarena), com valores de enriquecimento sempre inferiores a 6, e o L06 (Laje) com factores de enriquecimento inferiores a 10. Observou-se valores de enriquecimento de cobalto (Co) baixos à excepção de A09 na campanha 1, local onde o elevado factor de enriquecimento indica existência de alguma fonte de contaminação. Não se observou nenhuma fonte de contaminação de cádmio (Cd) ao longo da ribeira de Algés, sendo os valores observados nos musgos transplantados semelhantes ao do controlo. De uma forma geral, os valores de níquel (Ni) são constantes (embora o factor de enriquecimento seja alto), rondando o valor de 6 na primeira campanha e de 2 na segunda campanha, indicando estarem mais relacionados com características geológicas (sedimentos, composição das águas, etc) do que com fontes de contaminação como demonstram os valores de A09 (Algés). Os valores de enriquecimento de Ni no local A09 é muito elevado (cerca de 90 vezes superior ao controlo), e sendo pontual ao longo da ribeira, indica uma possível fonte de contaminação antropogénica. O mesmo acontece com o cobre (Cu) e o chumbo (Pb), com valores de enriquecimento constantes ao longo da ribeira (15 e 10 respectivamente) e superiores em A09 na campanha 1 (cerca de 45 vezes superiores comparativamente ao controlo). De novo, existe uma indicação de contaminação antropogénica no ponto A09, comparativamente a alterações do ambiente geológico nos restantes locais da ribeira. O crómio (Cr) é mais variável ao longo da ribeira, encontrando-se maior acumulação deste metal nos musgos transplantados para os locais A01 e A03 (com factor de enriquecimento de 12) e para os locais A09 e L06 (factor de enriquecimento de 10). A acumulação de zinco (Zn) nos musgos transplantados para a ribeira de Algés foi superior nos locais A01, A02 e A09, embora sejam valores aceitáveis (factor de enriquecimento inferior a 8) para locais urbanos e tipicamente ricos em Zn. Não existe qualquer enriquecimento em ferro (Fe) nos musgos biomonitores, estando a pequena variação deste elemento associada ao ambiente sedimentar e geológico da ribeira. A acumulação de alumínio (Al) é maior na campanha 1, nos locais A03, A01 e A06 (factores de enriquecimento de 50, 35 e 35 respectivamente). Estes valores são inferiores na campanha 2 (cerca de 15) mais mantém-se mais elevados nestes locais da ribeira de Algés. O manganês (Mn) parece existir em maior quantidade no ponto A09 no período da campanha 1 (factor de enriquecimento 7,5), resultado de contaminação pontual de origem antropogénica.

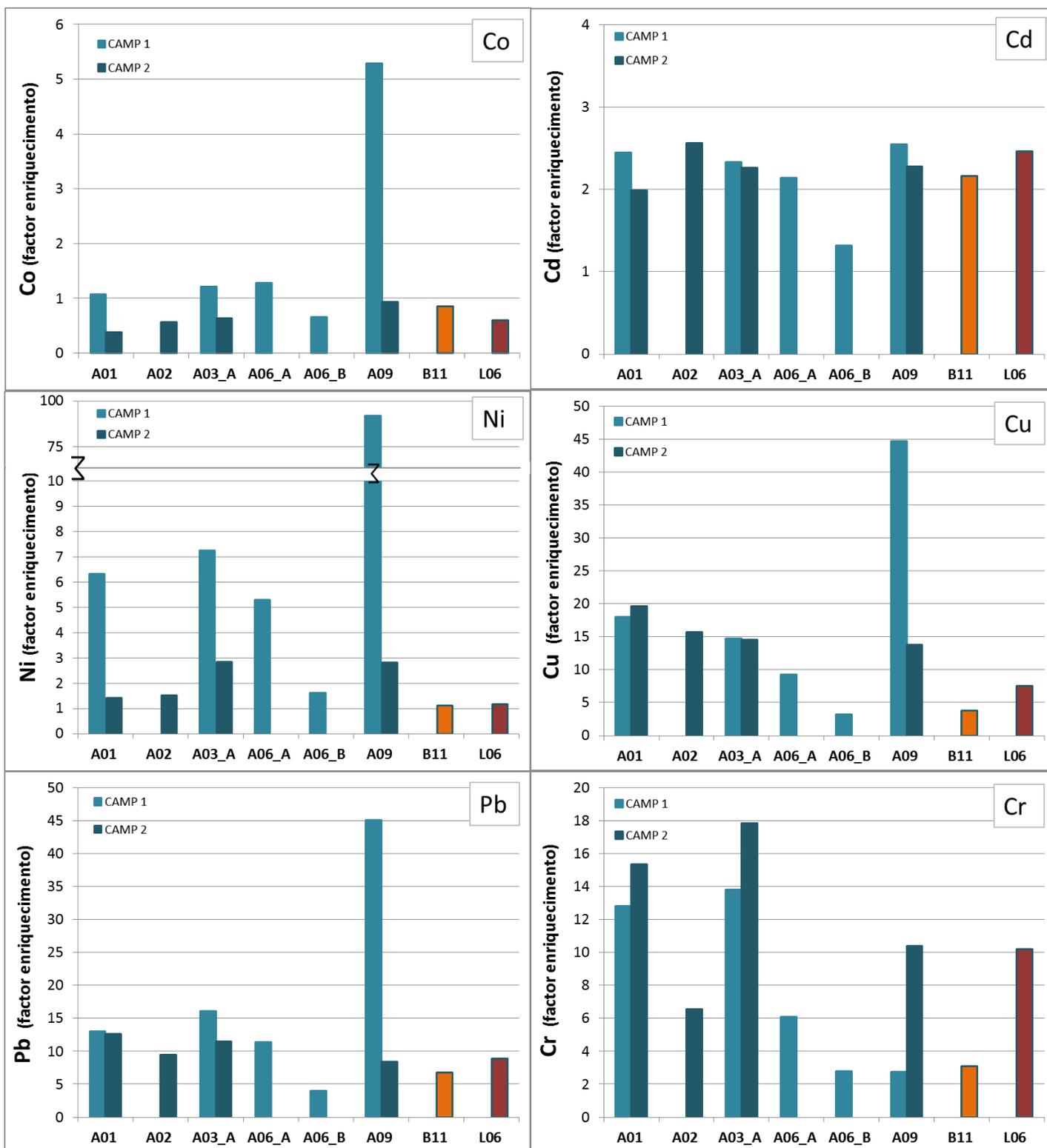


Figura 4.2.2.1 Valores de factor de enriquecimento (Amostra/Controlo) de metais pesados nos pontos de amostragem nas ribeiras do Concelho: A – Algés, B – Barcarena; L – Laje. Camp 1 – Campanha Abril-Junho 2011; Camp 2 – Campanha de Setembro-Novembro. Co: Cobalto; Cd: Cádmiu; Ni: Niquel; Cu: Cobre; Pb: Chumbo; Cr: Crómio. (continua)

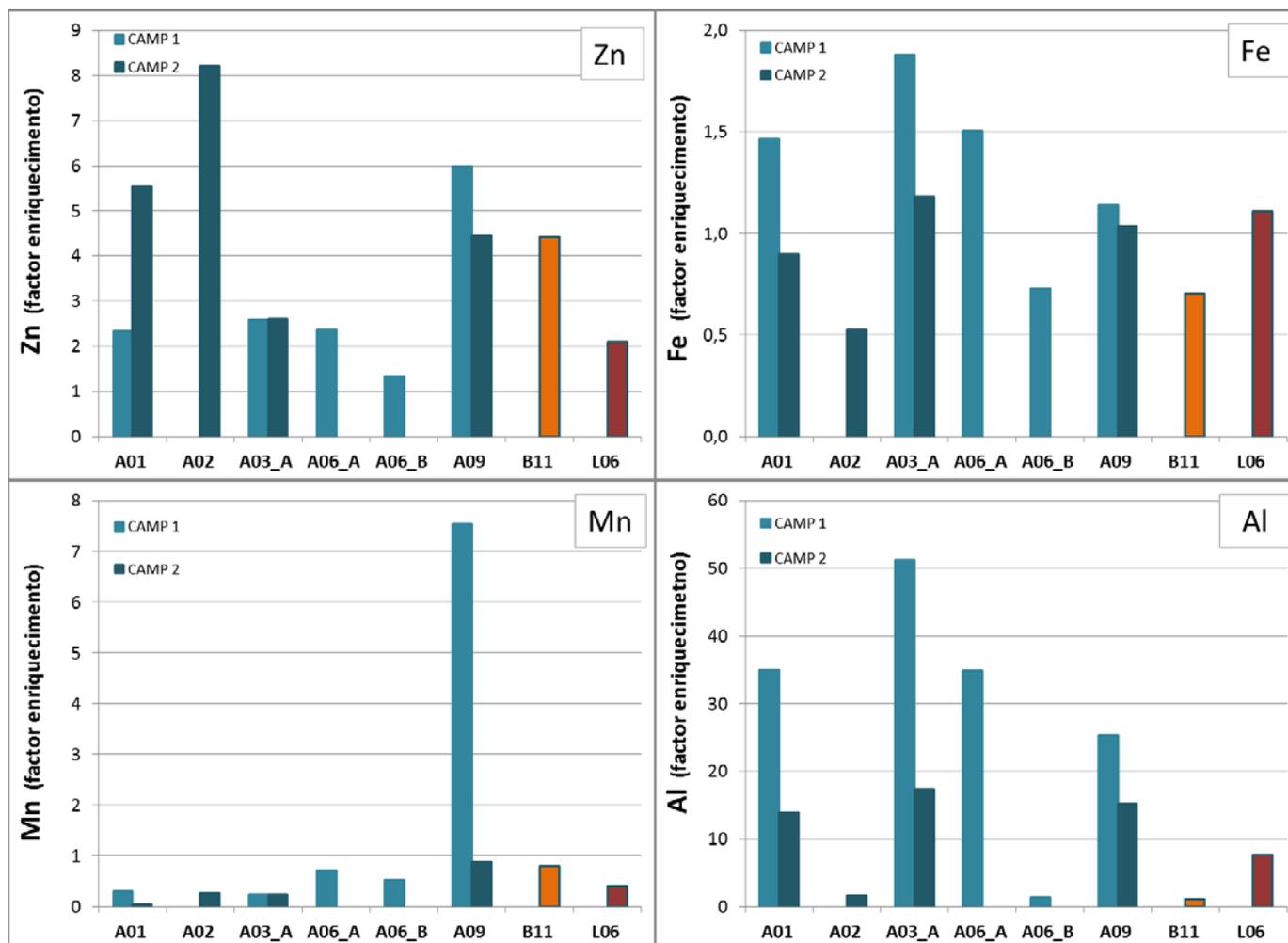


Figura 4.2.2.1 (continuação) : Valores de factor de enriquecimento (Amostra/Controlo) de metais pesados nos pontos de amostragem nas ribeiras do Concelho: A – Algés, B – Barcarena; L – Laje. Camp 1 – Campanha Abril-Junho 2011; Camp 2 – Campanha de Setembro-Novembro. Zn: Zinco; Fe: Ferro; Mn: Manganês; Al: Alumínio.

Os valores de enriquecimento dos biomonitores em macronutrientes nos vários locais (**Figura 4.2.2**), confirmam uma situação ambiental diferente do controlo, sendo o impacto das condições (mais adversas) das ribeiras traduzido na diminuição de Potássio (K) em todos os locais de amostragem.

Os elementos cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), chumbo (Pb) têm normalmente origem antropogénica e podem estar associados a actividades urbanas como tráfego automóvel e actividades industriais (Baralkiewicz *et al.*, 1999 e Schroeder W.H. *et al.*, 1989; Vieira *et al.*, 2008), sendo estes os elementos que demonstraram estar em presentes em quantidades muito elevadas no ponto A09. A importante fonte de contaminação de A09 (que envolve vários metais) parece no entanto diminuir ou desaparecer no segundo período de amostragem, havendo uma recuperação de valores mais próximos do controlo.

Os factores de enriquecimento para Co, Cd, Fe e Mn observados nos musgos expostos, com a excepção de A09 no período da campanha 1, são próximos de 1, relativamente semelhantes ao controlo o que significa que o nível de contaminação destes elementos nas ribeiras analisadas não é significativo.

A entrada do Concelho (pontos fronteiriços com outros concelhos) da ribeira da Laje, Barcarena e Algés não demonstraram uma contaminação significativa, muito embora apenas tenha sido recolhidos biomonitores das ribeiras de Barcarena (B11) e Laje (L8) na campanha 2. Adicionalmente, o musgo do local B11 não esteve todo o período exposto às águas da ribeira de Barcarena visto ter sido recolhido seco (fora de água). Desta forma, pensamos que estas ribeiras deve ser monitorizadas no futuro ao longo do tempo, de forma a confirmar se não existe contaminação e poder distinguir entre uma fonte pontual ou permanente de metais.

Embora os dados comparáveis sejam escassos devido à recolha reduzida em ambos os anos de amostragem (2008 e 2012), pode-se de uma forma geral comparar os resultados para os locais A01, A5/A06_B e A08/A09 na ribeira de Algés. Embora os pontos não sejam os mesmos, comparou-se ainda dois pontos da ribeira de Barcarena e na ribeira da Laje (**Figura 4.2.2.3**). Nos locais A01 e A08/A09 existe um aumento geral dos metais de 2008 para 2011, principalmente no enriquecimento em cobre (Cu) e chumbo (Pb). Pelo contrário, no local A05/A06_B da ribeira de Algés, observou-se uma diminuição do enriquecimento em metais nos musgos transplantados, nomeadamente em Cu e crómio (Cr), metais que passam de um factor de enriquecimento de ~8 em 2008 para ~3 em 2011. A ribeira da Laje apresentou valores semelhantes entre 2008 e 2012, apenas aumentando significativamente a quantidade de zinco (Zn). Denotou-se uma redução de Cr (de um factor de enriquecimento de 17 para 3) na ribeira de Barcarena de 2008 para 2011, mantendo-se os restantes valores de metais baixos tal como em 2008.

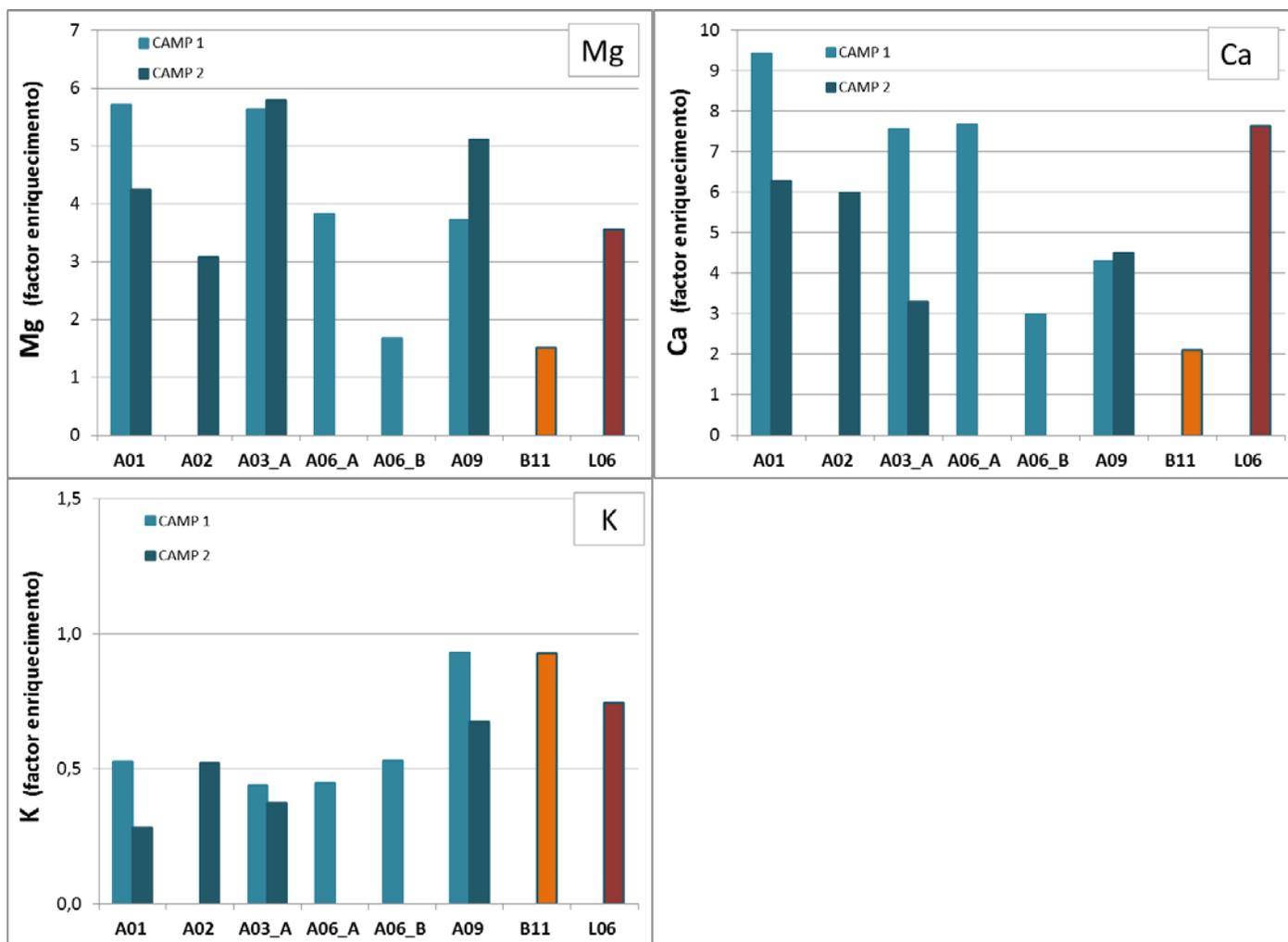


Figura 4.2.2.2 Valores de factor de enriquecimento (Amostra/Controlo) de macronutrientes nos pontos de amostragem nas ribeiras do Concelho: A – Algés, B – Barcarena; L – Laje. Camp 1 – Campanha Abril-Junho 2011; Camp 2 – Campanha de Setembro-Novembro. Mg: Magnésio; Ca: Calcio; K: Potássio.

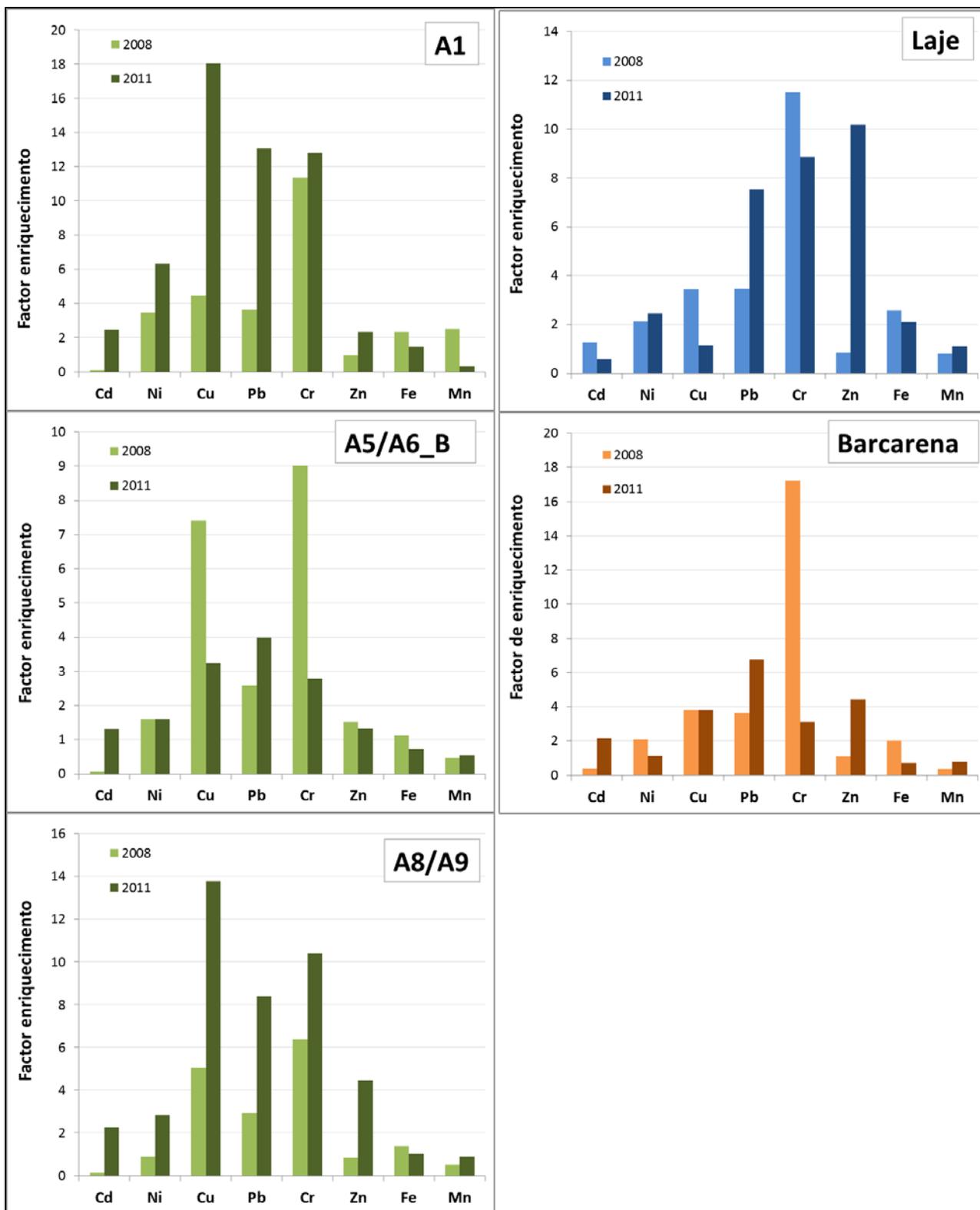


Figura 4.2.2.3 Valores de factor de enriquecimento (Amostra/Controlo) de metais pesados nos pontos de amostragem nas ribeiras do Concelho: A – Algês, Barcarena; Laje.

4.2.3 Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs)

As concentrações do somatório dos 16 PAH's prioritários nos musgos transplantados para a ribeira de Algés em 2011 variaram entre 139 µg/kg e 1050 µg/kg (admitindo como nulos os valores abaixo do limite de detecção), apresentando um valor médio de 451 µg/kg. As concentrações dos 16 PAH's prioritários nos musgos transplantados para a ribeira de Algés e respectivo controlo são apresentadas na **Tabela 4.2.3.A**. Os respectivos factores de enriquecimento face ao controlo encontram-se na **Tabela 4.2.3B**.

Em comparação com os resultados obtidos em 2008 em musgos transplantados para a mesma ribeira (média de 2 locais de amostragem = 391.9 µg/kg) verificou-se que as concentrações se mantivera) foi aproximadamente o dobro da registada em 2008 (565 µg/kg). Contudo, aquando da recolha do transplante do ponto A02, este encontrava-se fora de água, pelo que as elevadas concentrações detectadas podem ter tido várias origens: i) terá ocorrido uma descarga de PAHs a montante ou uma ressuspensão dos m relativamente constantes, não se tendo verificado uma significativa alteração dos valores. Comparando os valores máximos, verificou-se que a concentração máxima registada em 2011 (1050 µg/kg) (ponto A02 PAHs eventualmente depositados nos sedimentos, o musgo terá acumulado esses PAHs, e como ficou posteriormente fora de água, não terá sofrido perdas por diluição; ii) o musgo terá ficado fora de água, ficando sujeito à deposição atmosférica directa de PAHs.

Observando a **Tabela 4.2.3B**, verifica-se que de uma forma geral existiu um aumento da concentração dos PAH's com maior número de anéis (5 e 6 anéis), relativamente aos musgos provenientes do local controlo. Os PAH's de 5 e de 6 anéis são considerados como sendo os mais problemáticos em termos de saúde pública; de acordo com a *International Association for Research on Cancer*, a maioria dos PAH's com efeitos comprovadamente cancerígenos possuem entre 5 e 6 anéis (IARC, 2003). Esta tendência tinha sido igualmente verificada em 2008, tendo-se mantido em 2011 na Ribeira de Algés. Contudo, ao contrário do registado em 2008, em que foi encontrado um valor especialmente elevado para PAHs de 2 anéis, nomeadamente naftaleno, em 2011 esta contaminação não foi verificada.

Concluindo, podemos afirmar que existe uma contaminação generalizada na Ribeira de Algés, caracterizada por uma concentração mais elevada de PAHs de elevado peso molecular (5-6 anéis). Estes compostos são comuns em áreas urbanas com elevada densidade de tráfego, como consequência das emissões resultantes da combustão de combustíveis fósseis. Apesar de terem sido implementadas medidas de tratamento de efluentes a montante, os PAHs são compostos lipofílicos, persistentes, que podem ficar aderidos à matéria orgânica dos sedimentos; uma vez aderidos, podem sofrer ressuspensão sempre que as condições assim o proporcionarem. Desta forma, é aconselhável a monitorização contínua dos níveis de PAHs na Ribeira de Algés para que se monitorize o impacto a longo-prazo das medidas implementadas.

Tabela 4.2.3.A. Concentrações dos 16 PAH's (ug/kg) prioritários nos musgos transplantados para a ribeira de Algés em 2011 e para os musgos provenientes do local controlo. As concentrações representadas por valores <2 ou < 5 correspondem aos valores abaixo do limite de quantificação.

ug/kg	Controlo	3 meses			3 + 3 meses		
		A06_B	A06_A	A02	A09	A03	A01
Naftaleno	26,6	5	18	45	28	26	23
Fluoreno	11,3	<5	5,8	10	6,4	7,8	8,7
Acenaftileno	<10	<5	<2	<2	<2	<2	<2
Acenafteno	<3	30	5	6,8	24	6,4	7
Fenantreno	65,1	34	50	120	44	59	61
Antraceno	<3	<5	3	7,6	<2	3	4,3
Fluoranteno	11,8	18	43	170	31	73	67
Pireno	35,5	21	68	250	51	81	84
Benzo(a)antraceno	<3	<5	<2	<2	<2	<2	<2
Criseno	<3	<5	37	64	13	26	26
Benzo (b) fluoranteno	<3	<5	15	64	13	20	23
Benzo (k) fluoranteno	<3	<5	7,7	39	6,4	15	13
Benzo (a) pireno	<3	12	25	58	17	24	29
Dibenzo(a,h)antraceno	<3	<5	10	8,4	5,5	3	8
Benzo (g,h,i) perileno	<3	19	40	130	40	55	52
Indeno (1,2,3-c,d) pireno	<3	<5	22	77	20	29	35
16 PAH's	150,30	139,00	349,50	1049,80	299,30	428,20	441,00

Tabela 4.2.3.B. Factores de enriquecimento (FE) de cada um dos 16 PAH's prioritários para os musgos transplantados para a ribeira de Algés. FE calculado através da divisão da concentração obtida nos transplantes pela concentração obtida nos musgos do local controlo. A vermelho estão assinalados os factores de enriquecimento mais relevantes (≥ 5). Os valores abaixo do limite de quantificação (LOQ) foram considerados como sendo $\frac{1}{2}$ do valor de LOQ.

Factores de enriquecimento	3 meses			3 + 3 meses		
	A06_B	A06_A	A02	A09	A03	A01
Naftaleno	0,19	0,68	1,69	1,05	0,98	0,86
Fluoreno	0,22	0,51	0,88	0,57	0,69	0,77
Acenaftileno	0,50	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Acenafteno	20,00	3,33	4,53	16,00	4,27	4,67
Fenantreno	0,52	0,77	1,84	0,68	0,91	0,94
Antraceno	1,67	2,00	5,07	0,67	2,00	2,87
Fluoranteno	1,53	3,64	14,41	2,63	6,19	5,68
Pireno	0,59	1,92	7,04	1,44	2,28	2,37
Benzo(a)antraceno	1,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67
Criseno	1,67	24,67	42,67	8,67	17,33	17,33
Benzo (b) fluoranteno	1,67	10,00	42,67	8,67	13,33	15,33
Benzo (k) fluoranteno	1,67	5,13	26,00	4,27	10,00	8,67
Benzo (a) pireno	8,00	16,67	38,67	11,33	16,00	19,33
Dibenzo(a,h)antraceno	1,67	6,67	5,60	3,67	2,00	5,33
Benzo (g,h,i) perileno	12,67	26,67	86,67	26,67	36,67	34,67
Indeno (1,2,3-c,d) pireno	1,67	14,67	51,33	13,33	19,33	23,33
16 PAH's	0,95	2,06	6,18	1,78	2,53	2,60
2 anéis	0,20	0,63	1,45	0,91	0,89	0,84
3 anéis	0,94	0,81	1,85	0,96	0,95	1,00
4 anéis	0,87	2,96	9,64	1,91	3,60	3,54
5 anéis	3,25	9,62	28,23	6,98	10,33	12,17
6 anéis	7,17	20,67	69,00	20,00	28,00	29,00

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Da avaliação da **qualidade ecológica ribeirinha**, observou-se que todos os troços observados das ribeiras de Jamor e Algés, apresentaram qualidade má ou qualidade pobre, mantendo-se a classificação comparativamente a 2008 (dentro das mesmas classes). O valor ecológico da ribeira de Jamor continua superior ao de Algés, esta última uma ribeira muito impactada e com forte pressão urbana.

Existe em geral um importante impacto humano, com alteração das margens, em particular com a existência de agricultura (ambiente muito variável), desfavorecendo o desenvolvimento de vegetação ribeirinha crucial para o melhoramento das ribeiras de Oeiras.

As acções de melhoramento da ribeira de Jamor (corte de espécies exóticas como a cana e revegetação com árvores jovens), não se reflectiram, ainda, num aumento do índice de qualidade ribeirinha visto observarmos uma fase inicial. No entanto, estas acções representam já uma oportunidade de melhoramento da qualidade ribeirinha, sendo importante a continuação da sua monitorização para confirmação do sucesso das acções desenvolvidas.

Metais pesados de origem antropogénica (como o cobalto, níquel, cobre e chumbo), associados a actividades urbanas e industriais foram os elementos que demonstraram estar presentes em quantidades muito elevadas no ponto A09, no período da primeira campanha, tendo a eventual fonte de contaminação diminuindo no segundo período de amostragem. Com a excepção de A09, os metais cobalto, cádmio, ferro e manganês apresentaram-se relativamente semelhantes ao controlo o que significa que o nível de contaminação destes elementos nas ribeiras analisadas não é significativo.

Comparando com 2008, nos locais A01 e A08/A09 existe um aumento geral dos metais de 2008 para 2011, principalmente no enriquecimento em cobre (Cu) e chumbo (Pb). A ribeira da Laje apresentou valores semelhantes entre 2008 e 2011, apenas aumentando significativamente a quantidade de zinco (Zn). Denotou-se uma redução de crómio na ribeira de Barcarena de 2008 para 2011, mantendo-se os restantes valores de metais baixos tal como em 2008.

A entrada no Concelho (pontos fronteiriços com outros concelhos) da ribeira da Laje, Barcarena e Algés não demonstraram uma contaminação significativa, muito embora apenas tenha sido recolhidos biomonitores das ribeiras de Barcarena (B11) e Laje (L8) na campanha 2 (Outono), que apresentou em geral valores mais baixos que a campanha 1 (Primavera). Adicionalmente, o musgo do local B11 não esteve todo o período exposto às águas da ribeira de Barcarena visto ter sido recolhido seco (fora de água). Desta forma, pensamos que estas ribeiras deve ser monitorizadas no futuro ao longo do tempo, de forma a confirmar se não existe contaminação e poder distinguir entre uma fonte pontual ou permanente de metais.

Adicionalmente, quantificando os **PAHs** de vários pontos da ribeira de Algés, pode-se afirmar que existe uma contaminação generalizada desta ribeira, caracterizada por uma concentração mais elevada de PAHs de elevado peso molecular (5-6 anéis). Estes compostos são perigosos e comuns em áreas urbanas com elevada densidade de tráfego, como consequência das emissões resultantes da combustão de combustíveis fósseis. Desta forma, é aconselhável a monitorização contínua dos níveis de PAHs na Ribeira de Algés para que se avalie o impacto a longo-prazo de medidas implementadas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARALKIEWICZ, D., SIEPAJ, J. (1999) – Chromium, nickel and cobalt in environmental samples and existing legal norms. Polish Journal of Environ Studies, 4:201-208
- CENCI, R.M. (2000) - The use of aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) as monitor of contamination in standing and running waters: limits and advantages. J Limnol 60:53-61.
- FIGUEIRA, R. (2002) – Desenvolvimento de um sistema de biomonitorização ambiental. PhD thesis, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- IARC (2003) – International Agency for Research on Cancer, www.iarc.fr
- MANOLI, E., SAMARA, C. (1999) – Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters: sources, occurrence and analysis. Trends Anal Chem 18: 417-428
- MARTINS, R., PARDO, R., BOAVENTURA R.A.R. (2004) – Cadmium (II) and Zinc (II) adsorption by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*: effect of temperature, pH and water hardness. Water Research, 38:693-699. doi:10.1016/j.watres.2003.10.013
- MERSCH, J., REICHARD, M. (1997) – *In situ* investigation of trace metal availability in industrial effluents using transplanted aquatic mosses. Archiv Environ Contam Toxicol 34:336–342.
- SCHROEDER, W.H., MUNTHE, J., LINDQVIST, O. (1989) – Cycling of mercury between water, air and soil compartments of the environment. Water, Air and Soil Pollution, 48:337-347.
- SÉRGIO, C., SÉNECA, C., MÁGUAS, C., BRANQUINHO, C. (1992) – Biological responses of *Sphagnum auriculatum* Schimp. to water pollution by heavy metals. Cryptogamie, Bryologie et Lichenologie, 13: 155-163
- SROGI K. (2007) – Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. Environ Chem Lett 5: 169-195.
- STEINNES, E., RÜHLING, A., LIPPO, H., MÄKINEN, A. (1997) - Reference materials for large-scale metal deposition surveys. Accred Qual Assur 2:243-249.
- VÁZQUEZ, M.D., LÓPEZ, J., CARBALLEIRA, A. (1999) - Uptake of heavy metals to the extracellular and intracellular compartments in three species of aquatic bryophyte. Ecotoxicol Environ Saf 44:12-24.
- VIEIRA AR, MARTINS-LOUÇÃO MA, BRANQUINHO C. 2009. Intracellular and extracellular ammonium (NH₄⁺) uptake and its toxic effects on the aquatic biomonitor *Fontinalis antipyretica*. Ecotoxicology 18:1087–1094
- VIEIRA, A.R., GONZALEZ, C., LEANDRO, N., BRANQUINHO, C. (2008) Biomonitorização da qualidade das águas superficiais em zonas rurais e urbanas. Poster. 11^º Encontro Nacional de Ecologia, 20-22 Novembro. Vila Real.