

**12.º CONGRESSO DA ÁGUA**  
**16.º ENCONTRO DE ENGENHARIA**  
**SANITÁRIA E AMBIENTAL (ENASB)**  
**XVI SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO**  
**DE ENGENHARIA SANITÁRIA**  
**E AMBIENTAL (SILUBESA)**

Que futuro queremos?

5 a 8  
de março  
de 2014

**Lisboa**  
Centro de Congressos  
de Lisboa (Junqueira)

INFORMAÇÕES+INSCRIÇÕES  
[www.aprh.pt/aguaeresiduos2014](http://www.aprh.pt/aguaeresiduos2014)  
[www.apesb.org/aguaeresiduos2014](http://www.apesb.org/aguaeresiduos2014)  
APRH: 218 443 428 / APESB: 218 443 849



CONTROLO DAS DESCARGAS DE  
INSTALAÇÕES INDUSTRIAIS  
POTENCIALMENTE CONTAMINADAS POR  
METAIS TÓXICOS USANDO MUSGOS  
AQUÁTICOS

RAMIRO J.E. MARTINS (1, 2); RUI A.R. BOAVENTURA (2)

(1) Doutoramento; Departamento de Tecnologia Química e Biológica, Escola Superior de Tecnologia e de Gestão, Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia, 5301-857 Bragança, Portugal; [rmartins@ipb.pt](mailto:rmartins@ipb.pt); telefone: +3512733033091; Fax: +351273313051

(2) Doutoramento; Laboratory of Separation and Reaction Engineering (LSRE), Laboratório Associado LSRE/LCM, Departamento de Engenharia Química, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465, Porto, Portugal; [bventura@fe.up.pt](mailto:bventura@fe.up.pt); telefone: +351225081683; Fax: +351225081674

## RESUMO

Experiências laboratoriais foram realizadas para estudar a bioacumulação/eliminação e a bioissorção de Cd, Cr, Pb e Zn pelo musgo aquático *F. antipyretica*. A remoção de metais tóxicos de efluentes tem sido levada a cabo recorrendo a diversas técnicas, dispendiosas e/ou pouco eficientes para soluções diluídas. A bioissorção, processo em que materiais naturais ou seus derivados são usados na remoção e recuperação de metais tóxicos, tem demonstrado constituir um tratamento alternativo competitivo, pelo que os respectivos parâmetros cinéticos e de equilíbrio devem ser bem conhecidos, de modo a prevenir fracassos na sua aplicação. Os musgos relativamente a uma amostragem direta da água permitem uma integração de variações no espaço e no tempo, favorecem o nível de quantificação do contaminante por concentração dos elementos tóxicos e fornecem informação acerca das espécies biodisponíveis. Foram realizadas experiências em contínuo para determinar as cinéticas de acumulação e libertação de metal pelo musgo. Um modelo cinético de transferência de massa de 1ª ordem foi ajustado aos resultados experimentais, sendo determinados fatores de bioconcentração, BCF e de eliminação biológica, BEF.

**Palavras-chave:** musgo, metal tóxico, bioacumulação, *Fontinalis*, cinética, modelação.

## 1 INTRODUÇÃO

A progressiva contaminação dos diferentes compartimentos ambientais por metais tóxicos é uma das mais significativas ocorrências a nível global. Poluição por cádmio, chumbo, crómio e zinco têm sido reconhecida como um risco potencial para ar, solo e água. Dada a sua não biodegradabilidade estes tendem a acumular-se nos organismos vivos. As consequências desta presença nos ecossistemas aquáticos para a saúde humana, organismos vivos aquáticos e consumidores de plantas e animais contaminados são amplamente conhecidas (Volesky, 2000).

Os efeitos adversos na saúde humana estão bem documentados e têm sido referidos: cádmio (insuficiência pulmonar, hipertensão, distúrbios renais, cancro); chumbo (danos no fígado, rins, sistema reprodutivo e funções cerebrais); crómio (irritações ao nível do aparelho respiratório, problemas circulatorios, de estômago e sanguíneos, efeitos renais e no fígado e acréscimo do risco de morte por cancro do pulmão); zinco (anemia, danos no pâncreas e decréscimo nos níveis de lipoproteínas de alta-densidade) (Lee e White, 2007).

Diversas são as fontes emissoras: resíduos de fundição, drenagem de minas, unidades de revestimento metálico, indústria de curtumes, torres de arrefecimento, combustão de carvão, tubagem dos sistemas de fornecimento de água, e ainda, na produção de tintas, ferro e aço, baterias para automóveis, pigmentos, vidrados cerâmicos, cosméticos, borracha e vidro (Vincent *et al.*, 2001). O grande volume de efluente gerado associado a baixas concentrações implica que métodos tradicionais de tratamento, como precipitação, permuta iónica, coagulação, tecnologia de membranas não sejam efetivos em termos dos valores de descarga impostos pela legislação de cada país, além de não-viáveis economicamente. Diferentes tipos de biomassa têm vindo a ser usados como biossorbentes de baixo custo para remover metais tóxicos de soluções diluídas.

As briófitas são consideradas excelentes indicadores da acumulação de iões metálicos e outros contaminantes (Zechmeister *et al.*, 2003), e a *Fontinalis antipyretica* uma das espécies mais usadas na biomonitorização de ecossistemas aquáticos (Fernández *et al.*, 2006; Pekka *et al.*, 2008; Díaz *et al.*, 2012).

Uma adequada compreensão e interpretação de estudos de biomonitorização, tem conduzido à realização de diversas experiências usando briófitas aquáticas com o intuito de investigar a cinética de acumulação dos metais (Cesa *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2009). Embora vários estudos tenham sido realizados usando Cd, Cr, Pb e Zn, só um número restrito dos que utilizaram o musgo *Fontinalis antipyretica* efetuou uma modelação dos resultados experimentais obtidos e sua interpretação.

Face a esta carência de modelação matemática dos dados da cinética de acumulação/eliminação, o objectivo central deste estudo foi obter informação acerca do padrão de bioacumulação e de bioeliminação de Cd(II), Cr(VI), Pb(II) e Zn(II) por *F. antipyretica*.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 Musgos**

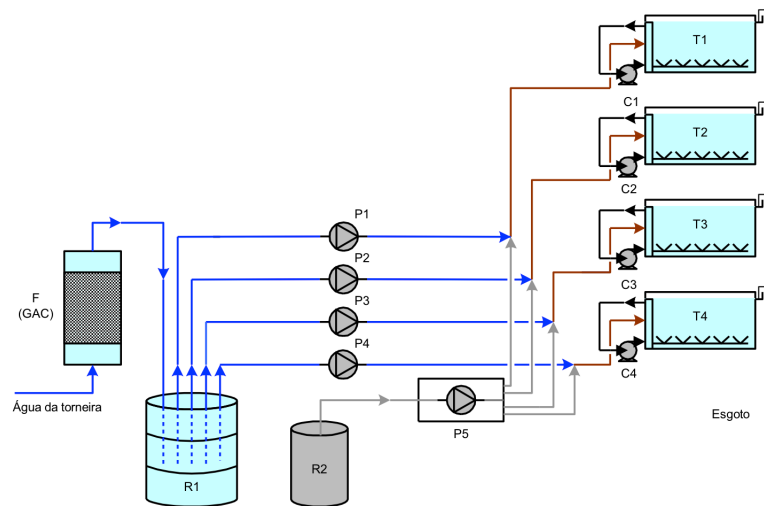
O musgo (*Fontinalis antipyretica*) usado nas experiências foi colhido num trecho do Rio Selho, localidade de Aldão, na bacia hidrográfica do Rio Ave (norte de Portugal), isento de contaminação por metais. Inicialmente lavados no local de amostragem para eliminar possíveis sedimentos e invertebrados, foram transportados para o laboratório em caixa refrigerada. No laboratório procedeu-se à lavagem do material com água destilada e seleccionadas as partes verdes da planta, que foram mantidas durante algumas horas em local refrigerado até início das experiências.

## 2.2 Métodos analíticos

Os procedimentos relativos à preparação das soluções de metal, amostras de musgo e amostras de água encontram-se descritos em Martins (2004).

## 2.3 Instalação / procedimento experimental

A remoção de metais usando um bioissorvente, como os musgos aquáticos, corresponde a um processo de contato sólido/líquido em que há acumulação e eliminação do metal que, com o decorrer do tempo, tende para um estado de equilíbrio. Na Figura 1 encontra-se um esquema da instalação experimental, idêntica ao utilizado em processos de permuta iônica ou adsorção com carvão ativado.



Legenda:

C1, C2, C3, C4 - Bombas centrífugas (recirculação)  
P1, P2, P3, P4 - Bombas peristálticas  
R1 - Reservatório de água  
T1, T2, T3, T4 - Tanques (contacto musgo/metal)

F - Filtro de carvão ativado granulado  
P5 - Bomba peristáltica multi-canal  
R2 - Reservatório de solução metálica

**Figura 1.** Esquema experimental dos ensaios em contínuo.

Foi realizado um conjunto de experiências para estudar a influência de alguns fatores na cinética de acumulação/libertação de íons metálicos pela *F. antipyretica*, tais como a concentração de metal em solução, pH da água, luminosidade, presença de íons competidores, natureza dos musgos (vivos ou mortos) e respectivo estado fisiológico. Em Martins (2004) pode ser consultada toda a informação sobre a instalação experimental e sua operação.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para avaliar o potencial do musgo na remoção e recuperação de metais tóxicos [Cd(II), Cr(VI), Pb(II) e Zn(II)], foi realizado um conjunto de experiências em contínuo, quantificando o metal acumulado ao longo do tempo, bem como o valor residual quando exposto a água isenta de metal.

Para um sistema formado por dois compartimentos (água-musgo), a transferência de íons metálicos de e para o musgo é assumida como descrita por um modelo de transferência de massa de primeira ordem, cuja descrição detalhada pode ser consultada em Martins e Boaventura (2002), representado por:



O modelo teórico foi ajustado aos resultados cinéticos ( $C_m = f(t)$ ), minimizando o somatório do quadrado dos desvios entre os valores experimental e previsto, recorrendo a um pack de software comercial, Fig. P da Biosoft. A qualidade do ajuste foi avaliada através de um conjunto de parâmetros estatísticos (limite de confiança,  $LC$ , a 95%; coeficiente de correlação,  $R^2$ ;  $t_{exp}$  = valor do parâmetro estimado/erro padrão).

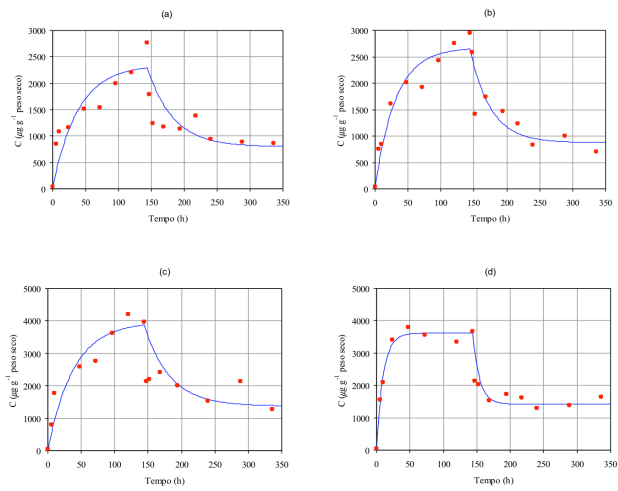
Para os catiões em estudo foram determinadas as constantes cinéticas de acumulação e de eliminação de metal,  $k_1$  e  $k_2$ , a concentração de metal no fim da fase de acumulação,  $C_{mu}$  e as concentrações de equilíbrio para os períodos de contaminação

e de descontaminação,  $C_{me}$  e  $C_{mr}$ , respetivamente. No Quadro 1 encontram-se, para os iões Cd(II), Cr(VI) e Pb(II), os valores obtidos e parâmetros estatísticos associados. Na Figura 2 podem ser visualizados os resultados experimentais e a curva teórica prevista pelo modelo, para o cádmio. A restante informação (resultados e gráficos) relativa ao Zn(II) pode ser obtida em Martins (2004).

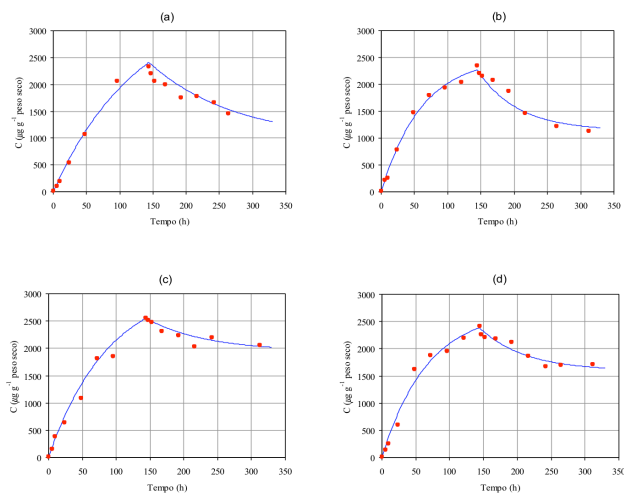
**Quadro 1.** Constantes cinéticas e concentrações de equilíbrio para a acumulação /eliminação de Cd(II), Cr(IV) e Pb(II) pela *F. antipyretica*.

$C_w \pm LC$ ( $mg L^{-1}$ )	$k_1 \pm LC$ ( $h^{-1}$ )	$k_2 \pm LC$ ( $h^{-1}$ )	$C_{mr} \pm LC$ ( $mg g^{-1}$ )	$C_{me}$ ( $mg g^{-1}$ )	$C_{mr} / C_{mu}$	$R^2$
Cd(II)						
0.64 ± 0.04	107 ± 72	0.03 ± 0.02	830 ± 431	2356	0.36	0.79
0.92 ± 0.08	91 ± 43	0.032 ± 0.008	875 ± 368	2674	0.33	0.88
1.6 ± 0.1	65 ± 48	0.03 ± 0.02	1373 ± 1002	3875	0.35	0.76
2.3 ± 0.1	157 ± 38	0.10 ± 0.03	1421 ± 359	3615	0.39	0.93
Cr(IV)						
1,7 ± 0,1	16 ± 4	0,008 ± 0,006	992 ± 197	3568	0,41	0,98
3,1 ± 0,1	13 ± 2	0,016 ± 0,002	1139 ± 176	2507	0,50	0,98
4,2 ± 0,2	8 ± 1	0,011 ± 0,003	1946 ± 314	3178	0,76	0,98
4,2 ± 0,2	9 ± 3	0,015 ± 0,007	1595 ± 110	2703	0,67	0,98
Pb(II)						
0,93 ± 0,02	507 ± 31	0,017 ± 0,005	12247±1355	28772	0,47	0,99
1,60 ± 0,08	300 ± 20	0,012 ± 0,006	17342±2588	39535	0,53	0,99
1,70 ± 0,05	327 ± 19	0,015 ± 0,005	17650±1635	37183	0,54	0,99
2,19 ± 0,05	298 ± 22	0,020 ± 0,010	22812±8134	46860	0,56	0,97

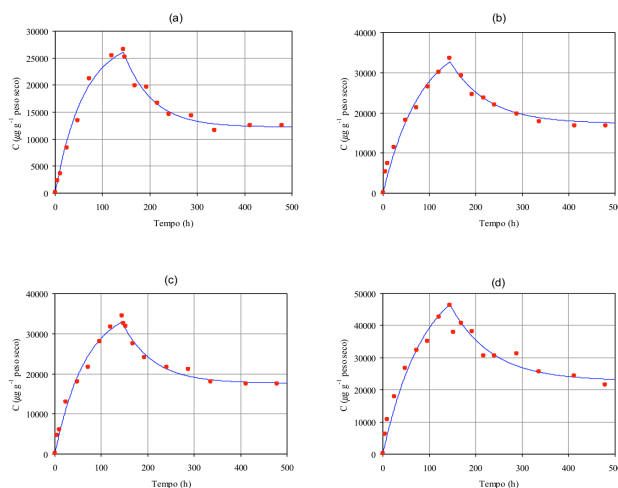
Genericamente, os musgos acumulam metais de acordo com a concentração externa a que são expostos. No final do período de contaminação, a concentração de zinco e cádmio (Fig. 2) na planta ficou próxima da saturação, em contraste com o que aconteceu com o crómio hexavalente e o chumbo (Figuras 3 e 4). Na fase de descontaminação, o Zn(II) e Cd(II) foram eliminados de forma diferente relativamente ao Pb(II) e Cr(VI).



**Figura 2.** Cinética de acumulação e libertação de Cd(II) pela *Fontinalis antipyretica*.



**Figura 3.** Cinética de acumulação e libertação de Cr(IV) pela *Fontinalis antipyretica*.



**Figura 4.** Cinética de acumulação e libertação de Pb(II) pela *Fontinalis antipyretica*.

A qualidade dos ajustes foi avaliada com a ajuda do coeficiente de correlação e do valor de  $t_{exp}$ . De acordo com os resultados publicados em Martins (2004), a totalidade dos parâmetros do modelo para as fases de acumulação e de eliminação de metal são significativamente diferentes de zero. Os valores de  $R^2$  indicam que uma elevada proporção da variância é representada pelo modelo de dois compartimentos, modelo de transferência de massa de primeira ordem.

A diminuição de  $k_1$  de 147 para  $64 \text{ h}^{-1}$  quando ocorreu um aumento da concentração de zinco em solução de 1,05 para  $3,76 \text{ mg.L}^{-1}$ , indicia um efeito tóxico ou inibidor na planta à medida que se aumenta a concentração. Comportamento similar foi observado para o chumbo, na gama  $0,93 - 2,19 \text{ mg Pb.L}^{-1}$ , e para o crómio hexavalente ( $1,74 - 4,23 \text{ mg Cr.L}^{-1}$ ). Relativamente ao Cd(II), esta tendência manteve-se até determinada concentração de metal na água mas foi invertida para o maior valor de  $C_w$  estudado. Essa concentração de Cd(II) ( $2,26 \text{ mg.L}^{-1}$ ) provocou possivelmente a morte da planta,

alterando o mecanismo de acumulação. Em geral, a acumulação é progressivamente mais lenta à medida que aumenta a concentração de metal na água, o que representa maiores tempos de contacto para remoção/recuperação do metal pelo musgo. Em termos de aplicação industrial, traduzir-se-ia em tanques de contacto de maiores dimensões, com o consequente aumento dos custos de capital e de operação.

Para os iões Zn(II), Cd(II) e Pb(II), a maiores valores de concentração de metal em solução correspondeu uma crescente capacidade de acumulação pelos musgos, expressa em termos de  $C_{me}$  ou  $C_{mu}$ , (Quadro 1). O valor de  $C_{mu}$  para o Cr(VI) registou um aumento pouco significativo com  $C_w$ , enquanto que a concentração de equilíbrio oscilou em torno de 2,5 – 3,5 mg Cr.g<sup>-1</sup> de musgo. Parece existir um limite para a quantidade máxima de metal capaz de ser aprisionada pela planta, sendo o valor máximo essencialmente dependente do número de sítios de ligação. No fim do período de contaminação (144 h), para o crómio,  $C_{mu} \approx C_{me}$ . Quanto aos restantes iões, a capacidade máxima de retenção não foi alcançada, embora da análise de seja evidente um abrandamento na quantidade acumulada com o aumento de . Os resultados mostram que a cinética de acumulação é independente do número de sítios de ligação, mas não de  $C_w$ , pelo que o decréscimo verificado na constante cinética  $k_1$  quando  $C_w$  aumenta sugere um efeito tóxico nos musgos e uma subsequente deterioração do seu estado fisiológico.

Para a fase de descontaminação, a constante cinética  $k_2$  para o Zn(II) manteve idêntica tendência à da fase de acumulação, embora mais suave, variando de 0,032 a 0,021 h<sup>-1</sup>. Comportamento distinto foi observado para os restantes iões metálicos, mantendo-se  $k_2$  praticamente independente da concentração de metal na água. Para o cádmio registou-se um valor de 0,029 h<sup>-1</sup>, sensivelmente o dobro do valor registado para Pb(II) e Cr(VI), 0,015 e 0,013 h<sup>-1</sup>, respectivamente. Por exemplo, para  $C_w = 1,60 \text{ mg.L}^{-1}$ , a constante de dessorção,  $k_2$ , é maior para o Cd(II) que para o Pb(II), 0,026 e 0,012 h<sup>-1</sup>,

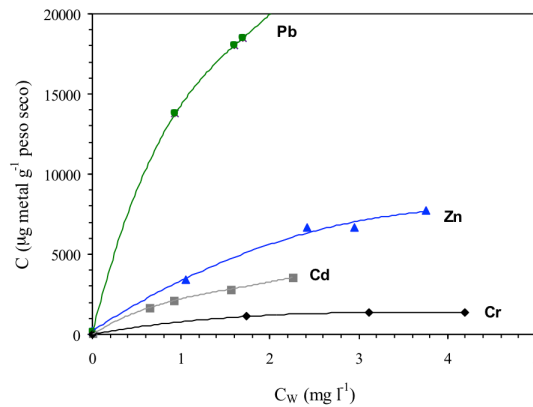
respectivamente, o que significa que o chumbo é retido mais fortemente pelo musgo. Poderá explicar-se pela sua maior electronegatividade (2,33) quando comparada à do cádmio (1,69). A eliminação dos iões metálicos é muito rápida, tornando-se progressivamente cada vez mais lenta, de acordo com um padrão descrito por uma hipérbole com concavidade voltada para cima. Este comportamento pode ser consequência de diferentes tempos de dessorção (quebra de ligação) para os vários compartimentos bioquímicos (grupos funcionais) a que os catiões metálicos estão ligados. Com efeito, a fracção de iões metálicos ligados a grupos funcionais com um pequeno tempo de dessorção é eliminada rapidamente, e somente depois vão sendo eliminadas as fracções ligadas a grupos com tempos de dessorção crescentes. Outra possibilidade é uma eliminação rápida dos catiões adsorvidos na superfície da parede das células, seguida de uma eliminação progressivamente mais lenta do metal retido mais internamente, aprisionado em espaços intraparticulares ou mesmo acumulado no interior da célula.

Uma análise a  $C_{me}$  permite ordenar os diferentes metais quanto à quantidade acumulada pela planta, no equilíbrio, do seguinte modo:  $Pb(II) > Zn(II) > Cd(II) > Cr(VI)$ . Apresentando o  $Pb(II)$  o maior peso atómico, o resultado obtido vem de encontro às conclusões de Avery e Tobin (1992), em que a capacidade de adsorção varia na razão direta do peso atómico do elemento. Uma outra explicação pode ser a existência de grupos funcionais na parede das células que estabelecem ligações preferenciais com o  $Pb(II)$ .

A razão  $C_{mr}/C_{mu}$ , proporção de metal retido, mostra uma tendência bem definida, variando diretamente com a quantidade acumulada durante a fase de acumulação. Possivelmente justificada por uma alteração das características da planta quando exposta a concentrações de metal cada vez mais elevadas. Contudo, para maiores valores de  $C_w$ , aumenta a difusão do metal através da membrana celular resultando numa acumulação mais interna, que dificulta a sua posterior

eliminação. Para a totalidade dos ensaios verifica-se que no fim do período de eliminação, o musgo não mais consegue recuperar os valores da concentração inicial de metal ( $C_{m0}$ ).

Uma relação direta, entre a velocidade de metal acumulado pela planta e a concentração do metal na água, é visível para teores baixos de metal (Figura 5). Este fato sugere que a acumulação inicial pode ocorrer exclusivamente por um processo de permuta catiónica.



**Figura 5.** Velocidade de acumulação em função de  $C_w$  (período de acumulação de 48 h).

Os factos sugerem uma acumulação bietápica: adsorção rápida na parede das células, seguida de permuta catiónica a nível citoplasmático, governada essencialmente por processos lentos parcialmente dependentes do metabolismo.

No Quadro 2 são apresentados para o modelo cinético em estudo, valores dos Fatores de Bioconcentração (BCF) e de Eliminação Biológica (BEF). Consequência do observado na Figura 5, a razão entre a quantidade de metal acumulado na planta e a concentração de metal na água, em equilíbrio, diminui para valores crescentes de  $C_w$ . Para concentrações de

chumbo baixas ( $0,93 \text{ mg.L}^{-1}$ ), o musgo pode acumular aproximadamente (em  $\text{mg.kg}^{-1}$ ) 30700 vezes a concentração de chumbo na água (em  $\text{mg.L}^{-1}$ ). Situação oposta foi registrada para o crómio ( $C_w = 4,23 \text{ mg Cr.L}^{-1}$ ), com uma capacidade de acumulação somente de 637 vezes a concentração existente na água. A análise dos dados do Quadro 2 permite concluir que BCF varia com o metal na seguinte ordem:  $\text{Pb(II)} > \text{Zn(II)} > \text{Cd(II)} > \text{Cr(VI)}$ . A *F. antipyretica* pode acumular cerca de 6, 12 e 13 vezes mais chumbo que zinco, cádmio e crómio, respectivamente.

Quadro 2. Factores de bioconcentração (BCF) e de eliminação biológica (BEF)

lão	BCF				BEF			
Cd(II)	3629	2870	2523	1585	0,64	0,67	0,65	0,61
Cr(VI)	2045	803	747	637	0,59	0,50	0,24	0,33
Pb(II)	30748	24623	21793	21296	0,53	0,47	0,46	0,44
Zn(II)	4520	3423	3297	3070	0,88	0,83	0,83	0,75

No período de descontaminação, a quantidade de Zn(II) eliminado atingiu valores elevados ( $\text{BEF}=0,82$ ). Com exceção do Cd(II), BEF apresentou uma tendência decrescente com a quantidade máxima de metal acumulada no fim do período de acumulação. A eliminação decorre do desequilíbrio entre a concentração no musgo e no meio líquido envolvente. Uma explicação adicional poderá ser a crescente deterioração fisiológica da planta quando exposta a concentrações de metal cada vez maiores, com a consequente degradação dos mecanismos de transporte ativo. Para o intervalo de  $C_w$  estudado,  $0,64 - 2,26 \text{ mg Cd.L}^{-1}$ , a fração de cádmio eliminada não dependeu da quantidade máxima acumulada, podendo considerar-se um valor constante de 0,65 (Quadro 2). Uma análise à tendência dos valores de BEF mostra que o musgo dessorveu os metais na ordem  $\text{Zn(II)} > \text{Cd(II)} > \text{Cr(VI)} > \text{Pb(II)}$ .

#### 4 CONCLUSÕES

O presente estudo pretende ser um contributo para o esclarecimento das possibilidades de utilização de musgos aquáticos *Fontinalis antipyretica* na biomonitorização da poluição por metais de cursos de águas e na remoção/recuperação de iões tóxicos de efluentes industriais. Globalmente, os resultados obtidos mostram um potencial considerável dos musgos aquáticos para este tipo de aplicações.

A aplicação do modelo cinético de transferência de massa de primeira ordem à acumulação/eliminação dos metais em contínuo pelos musgos revelou-se, de um modo geral, adequada para a gama de concentrações de metal na água estudada (0,5 – 5 mg.L<sup>-1</sup>).

A velocidade de acumulação e de eliminação de qualquer dos iões metálicos estudados segue um mesmo padrão, ao passo que os valores das constantes cinéticas dependem do catião estudado e afinidade dos grupos funcionais na biomassa para os diferentes catiões.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Avey S., Tobin J. (1992). Mechanisms of strontium uptake by laboratory and brewing strains of *Saccharomyces cerevisiae*. *Applied Environmental Microbiology* 58(12), 3883-3889.

Cesa M., Campisi B., Bizotto A., Ferraro C., Fumagalli F., Nimis P.L. (2008). A factor influence study of trace element bioaccumulation in moss bags. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55, 386-396.

Díaz S., Villares R., Carballeira A. (2012). Uptake kinetics of As, Hg, Sb, and Se in the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Water Air Soil Pollution* 223, 3409-3423.

Fernández J.A., Vázquez M.D., López J., Carballeira A. (2006). Modelling the extra and intracellular uptake and discharge of heavy metals in *Fontinalis antipyretica* transplanted along a heavy metal and pH contamination gradient. *Environmental Pollution* 139, 21-31.

Ferreira, D., Ciffroy P., Tusseau-Vuillemin M.H., Garnier C.; Garnier J.M. (2009). Modelling exchange kinetics of copper at the water-aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) interface: Influence of water cationic composition (Ca, Mg, Na and pH). *Chemosphere* 74, 1117-1124.

Lee J.S., White K.L. (2007). A review of health effects of cadmium. *American Journal of Industrial Medicine* 1, 307-317.

Martins, R.J.E. (2004). *Acumulação e libertação de metais pesados por briófitas aquáticas*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto. Porto.

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(20), 5005-5012.

Pekka L., Halmeenpaa H., Ecke F., Vuori K.M., Mokrotovarova O., Ohlander B. Ingri J. (2008). Assessing pollution in the Kola River, northwestern Russia, using metal concentrations in water and bryophytes. *Boreal Environmental Research* 13, 15-30.

Vincent D., Lawlor A., Tipping E. (2001). Accumulation of Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd and Pb by the bryophyte *Scapania undulata* in three upland waters of different pH. *Environmental Pollution* 114, 93-100.

Volesky B. (2000). *Biosorption of Heavy Metals*. CRC Press. Florida.

Zechmeister H.G., Grodzinska K., Szarek-Lukaszewska G. (2003). Bryophytes. In *Bioindicators and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications*. Ed. B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister. Elsevier. Amsterdam.