

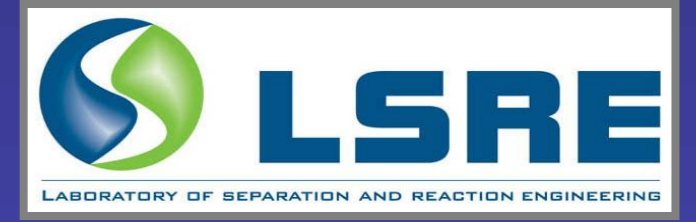
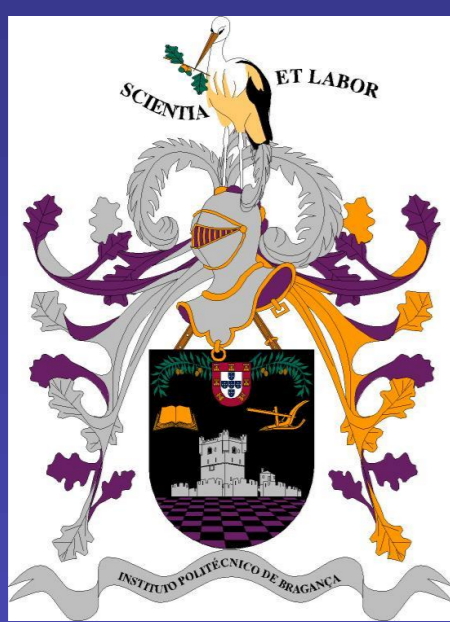
BIOACUMULAÇÃO DE POLUENTES METÁLICOS (Cd²⁺) POR BRIÓFITAS AQUÁTICAS *FONTINALIS ANTIPTYRETICA*

Ramiro J.E. Martins, Rui A.R. Boaventura

rmartins@ipb.pt; bventura@fe.up.pt

XLVI Congresso Brasileiro de Química - ABQ

25 a 29 de Setembro 2006, Salvador, Bahia



Palavras-chave: bioacumulação; *Fontinalis antipyretica*; cádmio; briófitas aquáticas.

1. INTRODUÇÃO

Num estado natural, as formas de vida na terra encontram-se em equilíbrio com o seu ambiente. É premente que o Homem investigue e corrija as consequências ambientais das ações de desenvolvimento à escala local, nacional ou global.

Desde a Revolução Industrial que o uso de metais pelo Homem afecta seriamente o meio ambiente. Todos temos consciência dos riscos inerentes à disseminação não controlada de metais pesados no ambiente, que devido à sua presença e/ou acumulação, podem ter um efeito tóxico ou inibidor sobre os seres vivos.

A presença de metais pesados nas águas superficiais é actualmente um facto incontestável, muitas vezes associado à localização de zonas agrícolas e industriais. A monitorização da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, bem como o controlo e a vigilância sanitária das águas de consumo humano, têm evidenciado a presença de diversos iões metálicos em concentrações que são muito variáveis no tempo e no espaço.

Puustjarvi (1995), já se referia ao tecido das briófitas como sendo um poderoso permutador iónico. Diversos musgos aquáticos têm sido referidos por acumularem metais pesados até concentrações consideráveis sem que haja danos visíveis. Say *et al.* (1981) observaram em musgos das espécies *Fontinalis* e *Rhynchostegium* de rios poluídos (Inglaterra) valores de Zn(II) próximos de 8000 µg g⁻¹.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

As experiências foram realizadas com uma espécie de briófitas aquáticas, *Fontinalis antipyretica* (Hedw.), colhida no Rio Selho, localidade de Aldão, na bacia hidrográfica do Rio Ave (norte de Portugal).

A instalação utilizada (Figura 1) é similar à usada no estudo de processos como permuta iónica ou adsorção com carvão activado.

Foi estudada a influência de alguns factores na cinética de acumulação/libertação de Cd(II) pela *Fontinalis*, tais como a concentração de metal em solução, pH da água, luminosidade, presença de iões competidores, natureza dos musgos (vivos ou mortos) e respectivo estado fisiológico.

Em cada experiência, os musgos foram expostos a uma solução aquosa de cádmio durante 144 horas, seguindo-se a exposição a água isenta de metal por um período de 192 horas.

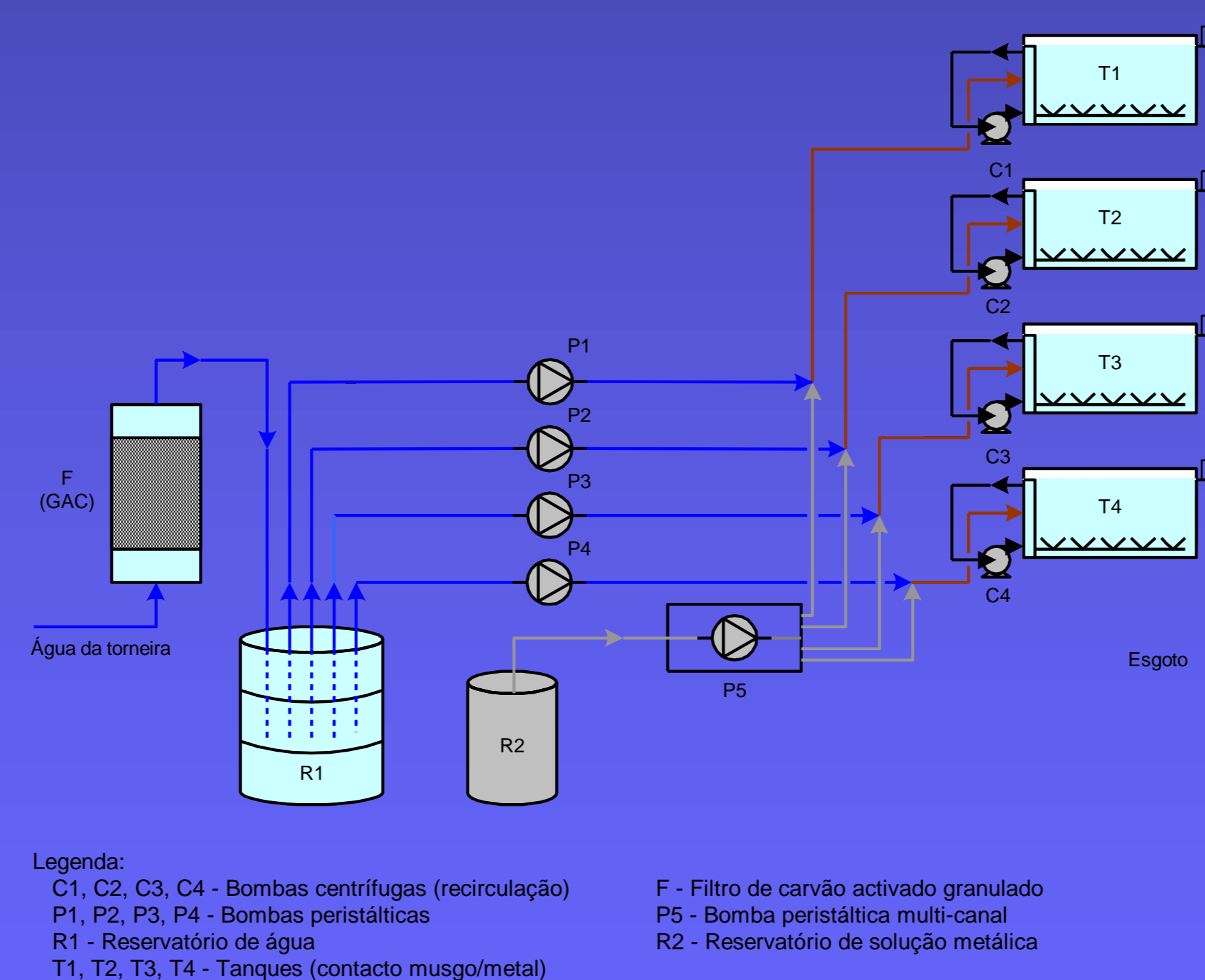


Figura 1: Configuração experimental nos ensaios em contínuo.

3. MODELO CINÉTICO

A transferência do ião metálico Mn⁺ de/para a planta pode ser descrita por um modelo de transferência de massa de 1ª ordem:



Período de Contaminação

$$dC_m/dt = k_1 C_w / \rho - k_2 (C_m - C_{m0}); t=0, C_m=C_{m0}; C_w=const. \quad (2)$$

Em estado estacionário a bioacumulação de metal pode ser descrita por um Factor de Bioconcentração (BCF):

$$BCF = (C_{me} - C_{m0}) \rho / C_w = k_1 / k_2 \quad (3)$$

Período de Descontaminação

Se a planta for exposta a água isenta de metal em $t = t_d$, a contaminação é interrompida e inicia-se o período de descontaminação:

$$dC_m/dt = -k_2 (C_m - C_{mr}); t=t_d, C_m=C_{mu} \quad (4)$$

Quando $t \rightarrow \infty$, $C_m \rightarrow C_{mr}$ e um Factor de Eliminação Biológica (BEF) pode ser definido para a fase de descontaminação:

$$BEF = (C_{mu} - C_{mr}) / C_{mu} = 1 - C_{mr} / C_{mu} \quad (5)$$

Se não ocorre descontaminação quando as plantas são expostas a água isenta de metal, BEF=0. Pelo contrário, BEF=1 corresponde à eliminação total do metal.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O modelo de transferência de massa de 1ª ordem (Martins e Boaventura, 2002) foi ajustado aos dados experimentais, por forma a determinar as constantes cinéticas de acumulação e de eliminação de metal, k_1 e k_2 , a concentração de metal alcançada 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} , respectivamente. As constantes cinéticas, concentrações de equilíbrio e respectivos parâmetros estatísticos encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1: Const. cinéticas e concentrações de equilíbrio para a acumulação/eliminação de Cd(II) pela *F. antipyretica*.

$C_w \pm LC\ 95\%$ (mg l ⁻¹)	$k_1 \pm LC\ 95\%$ (h ⁻¹)	t_{exp}	$k_2 \pm LC\ 95\%$ (h ⁻¹)	t_{exp}	$C_{me} \pm LC\ 95\%$ (µg g ⁻¹)	t_{exp}
0,64 ± 0,04	107 ± 72	3,5	0,03 ± 0,02	2,8	830 ± 431	4,4
0,92 ± 0,08	91 ± 43	5,0	0,032 ± 0,008	4,0	875 ± 368	5,5
1,6 ± 0,1	65 ± 48	3,4	0,03 ± 0,02	2,6	1373 ± 1002	3,2
2,3 ± 0,1	157 ± 38	10,2	0,10 ± 0,03	9,3	1421 ± 359	9,1
	R²		C_{me} (µg g ⁻¹)		C_{mr} / C_{mu}	
	0,79		2356		0,36	
	0,88		2674		0,33	
	0,76		3875		0,35	
	0,93		3615		0,39	

t (n=0,05; df=6) = 2,306

A Figura 2 mostra a evolução da concentração de Cd(II) nos musgos aquáticos prevista pelo modelo, bem como os valores experimentais.

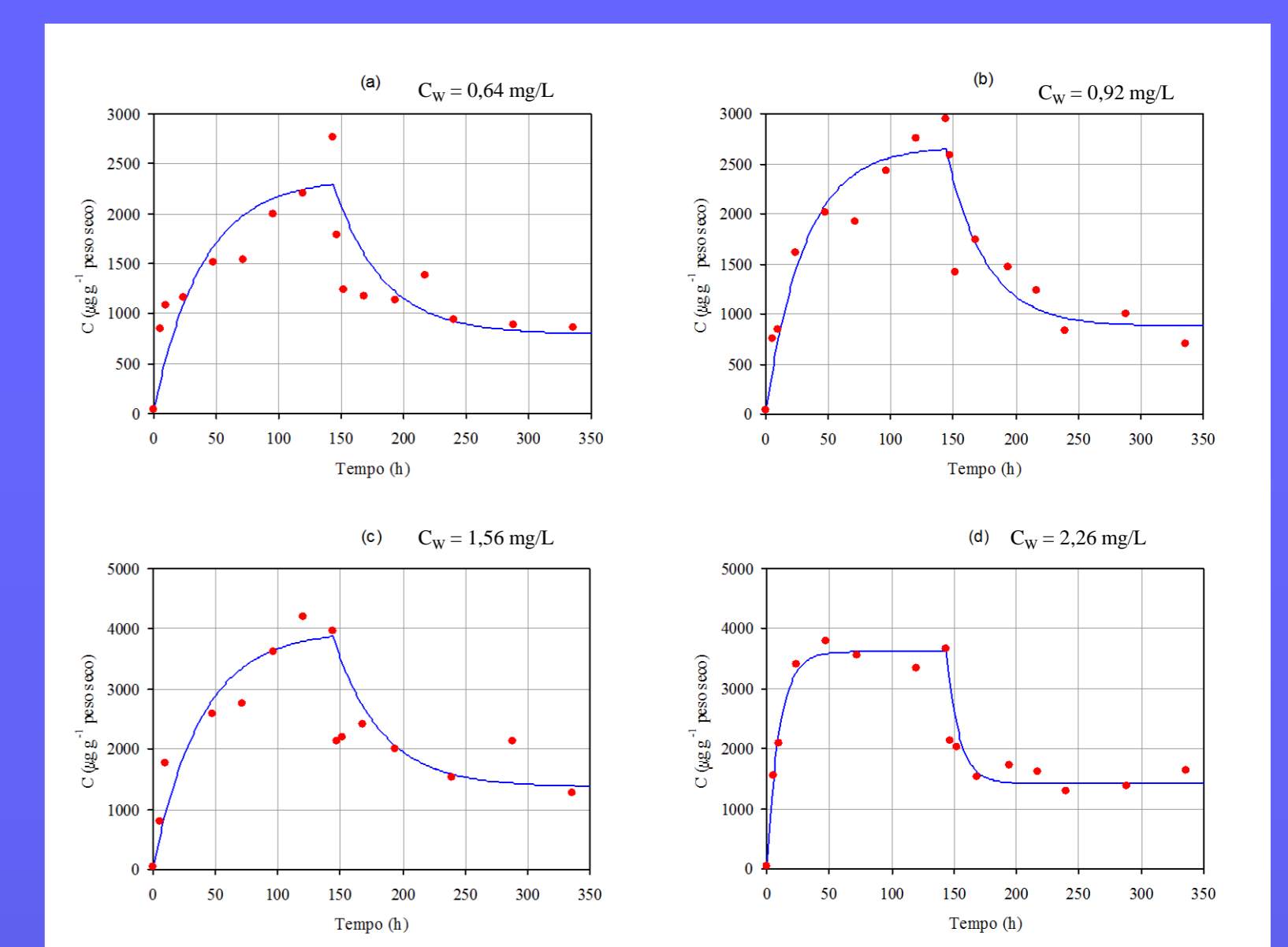


Figura 2: Cinética de acumulação e libertação de Cd(II) pela *Fontinalis antipyretica*: efeito da concentração do ião.

Os resultados sugerem que nos musgos ocorre uma acumulação bi-etápica: adsorção rápida na parede das células, seguida de permuta catiónica a nível citoplasmático, governada essencialmente por processos lentos parcialmente dependentes do metabolismo. A Tabela 2 mostra os valores obtidos para BCF e BEF.

Tabela 2: Factores de bioconcentração (BCF) e de eliminação biológica (BEF) de Cd(II) pela *F. antipyretica*.

$C_w \pm LC\ 95\%$ (mg l ⁻¹)	BCF	BEF
0,64 ± 0,12	3629	0,64
0,92 ± 0,05	2870	0,67
1,6 ± 0,1	2523	0,65
2,3 ± 0,1	1585	0,61

5. CONCLUSÕES

Estes resultados pretendem ser um contributo para o esclarecimento das possibilidades de utilização de musgos aquáticos na biomonitorização da poluição por metais tóxicos de cursos de águas e na remoção/recuperação de iões de Cd(II) de efluentes industriais. Globalmente, os resultados obtidos mostram um potencial considerável dos musgos aquáticos para este tipo de aplicações.