

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE FITORREMEDIAÇÃO E DE BIOINDICAÇÃO DA *SAGITTARIA MONTEVIDENSIS* Cham. & Schltldl PARA ZINCO

FERRER, E.M.K.¹; SANCHES FILHO, P.J.²

¹Instituto Federal Sul-rio-grandense – edila.ferrer@gmail.com

²Instituto Federal Sul-rio-grandense – pjsans@ibest.com.br

RESUMO

Diversos estudos comprovam a eficiência da remoção de metais tóxicos, utilizando a técnica de fitoextração em áreas contaminadas por esses elementos. A utilização de plantas aquáticas fitorremediadoras, além de ser um processo natural e de baixo custo, é indicada para o tratamento de esgotos contaminados. A exemplo disso, destacam-se as macrófitas aquáticas, que possuem crescimento rápido e grande produção de biomassa, com alta capacidade de absorção de poluentes metálicos. Apesar de existirem inúmeros estudos sobre plantas aquáticas, “wetlands” construídos e fitorremediação de metais-traço, não há registros na comunidade científica de estudos relacionados à utilização da *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltldl para estes fins. A *S. montevidensis* é uma macrófita aquática emergente muito comum em canais receptores de esgotos urbanos. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de fitorremediação e de bioindicação da *S. montevidensis*, utilizando como parâmetro o Fator de Bioconcentração (FBC) planta/sedimento e o Fator de Translocação (FT) planta/raiz para níquel (Ni). Foi realizada uma amostragem simples em um canal de escoamento pluvial e de esgoto da região de Pelotas, sul do Brasil, no qual foram coletados sedimento e planta. A extração do metal níquel nas partes da planta (raiz, caule, folha, fruto/semente) foi por digestão nítrico-perclórica e o sedimento foi submetido à digestão por água-régia-perclórica. O metal foi determinado por espectrometria de absorção atômica em chama. A macrófita aquática estudada apresentou de FBC de Zn na raiz e nas partes aéreas. Também apresentou FT. Considerando os resultados obtidos, conclui-se que a macrófita aquática da espécie *Sagittaria montevidensis* possui capacidade de fitoextração para Zn e potencial para bioindicação.

Palavras-chave: Metais tóxicos; fitoextração; macrófita aquática; fator de bioconcentração.

1INTRODUÇÃO

A literatura comprova a eficiência da remoção de metais tóxicos pela técnica de fitoextração em áreas poluídas. Segundo Aliet *al.* (2013) destacam-se as macrófitas aquáticas por características como rápido crescimento, grande produção de biomassa e alta capacidade de absorção de poluentes metálicos.

Existem inúmeros estudos sobre plantas aquáticas, “wetlands” construídos e fitorremediação de metais-traço, mas poucos relacionados à utilização da *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltldl. para esses fins. A *S. montevidensis* é uma macrófita aquática emergente muito comum em canais receptores de esgotos urbanos a céu aberto (ANDRADE *et al.*, 2007).

O fator de bioconcentração (FBC) e o fator de translocação (FT) são índices usados para verificar a eficiência do processo fitoextração (ALI *et al.*, 2013; MISKRA *et al.*, 2008; SANCHES FILHO *et al.*, 2015).

Alguns autores como ALI *et al.*, 2013; BALABANOVA *et al.*, 2015; MISKRA *et al.*, 2008 relatam que FBC e FT maiores que 1 indicam espécies de plantas com potencial para fitoextração. Portanto, FBC indica a eficiência da planta em acumular um metal nos seus tecidos a partir do ambiente na qual está inserida e o FT indica a eficiência da planta em translocar o metal acumulado de suas raízes para as partes aéreas.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de fitorremediação e de bioindicação da *S. montevidensis*, utilizando como parâmetro o Fator de Bioconcentração (FBC) planta/sedimento e o Fator de Translocação (FT) planta/raiz para Zinco (Zn).

2METODOLOGIA (MATERIAIS E MÉTODOS)

As amostras da planta e sedimento foram coletas em três locais situados na Cidade de Pelotas/RS e noutro próximo a ela, apresentados na Figura 1. Três dos locais foram em áreas urbanas e o quarto ponto em área rural.

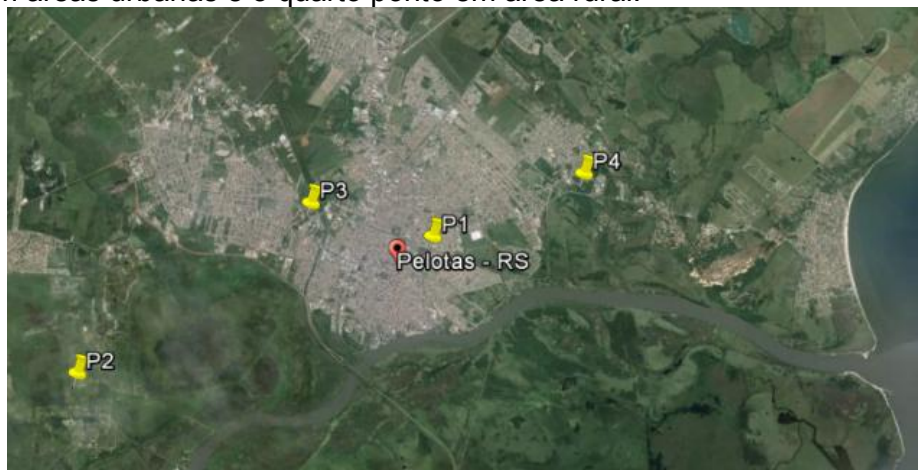


Figura 1- Localização das Áreas de Coleta das Amostras.

Fonte: Google Earth

As amostras foram manuseadas e armazenadas em recipientes plásticos descontaminados em solução ácida de HNO₃ a 10% (v/v) por 24 h.

As plantas foram lavadas em água corrente para a remoção de detritos e sedimentos e enxaguadas com água destilada. Em seguida, cada amostra de planta foi separada em caules, folhas, raízes e frutos/sementes, finamente picados. Esses materiais foram secos em forno com circulação de ar a 60°C por 72 h.

Para abertura da amostra, 0,5 g de cada parte da planta (maceradas) foi submetido à digestão nítrico-perclórica (ABREU, 2004). Os extratos obtidos foram filtrados em papel-filtro qualitativo e avolumados 50 mL com água ultrapura.

2 g (fração < 63 µm) das amostras de sedimento secas a 60°C foram submetidos à digestão ácida pseudo-total, segundo o método HORTELLANI *et al.*, 2005. Os extratos obtidos foram filtrados em papel-filtro qualitativo e avolumados a 25 mL com água ultrapura.

Para a curva de calibração com intervalo de 0,2 a 6,0 mg L⁻¹, a solução padrão foi preparada a partir de soluções de estoque de 1.000 mg L⁻¹Zn, da marca Titrisol® - Merck.

A preparação do branco, para ambas extrações, foi realizada sob as mesmas condições das amostras.

O analito foi determinado por Espectrofotometria de Absorção Atômica em chama (AAS), marca GBC, modelo 932 plus ar/acetileno, ao comprimento de onda (λ) de 213,9 nm e energia da lâmpada de 15,0 mA.

Os fatores de bioconcentração (FBC) e de translocação (FT) foram calculados para todas as plantas investigadas, pelas seguintes equações (ALI *et al.*, 2013):

$$\text{FBC} = C_{\text{parte da planta}}/C_{\text{sedimento}} \quad \text{FT} = C_{\text{parte aérea}}/C_{\text{raiz}}$$

onde $C_{\text{parte da planta}}$ (raiz, caule, folhas ou fruto/semente) é a concentração do metal na parte da planta, $C_{\text{sedimento}}$ é a concentração do metal no sedimento, $C_{\text{parte aérea}}$ é a concentração do metal na parte aérea da planta (caule, folhas ou fruto/semente) e C_{raiz} é a concentração do metal na raiz.

Para caracterização preliminar do sedimento, foram determinados teor de umidade (método gravimétrico APHA, 2005) e teor de matéria orgânica (por calcinação em mufla à 550°C (MIRLEAN, 2003). Todos ensaios foram realizados em triplicata.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A tabela 1 mostra os valores dos parâmetros físico-químicos das amostras de sedimentos coletados nos quatro pontos.

Tabela 1 – Valores dos parâmetros físico-químicos das amostras de sedimentos

Pontos	Umidade ± SD (%)	Matéria Orgânica ± SD (% massa seca)
P1	70,1± 0,7	19,2± 2,6
P2	60,7± 0,1	11,4± 0,1
P3	52,7± 0,2	14,5± 0,9
P4	46,6± 1,2	7,4± 1,7

Os teores de umidade (%) encontrados no sedimento seguiram a seguinte ordem: P1>P2>P3>P4, cuja variação foi de 46,6±1,2 a 70,1±0,7 e, os de matéria orgânica (% massa seca) variou de 7,4±1,7 a 19,2±2,6, seguindo a ordem de P1>P3>P2>P4.

Os altos valores de umidade e matéria orgânica apontados para os pontos 1, 2 e 3 indicam condições hidrodinâmicas favoráveis a deposição de elementos tóxicos.

A Tabela 2 apresenta a concentração zinco no sedimento e sua distribuições nas diferentes partes da planta em mg kg^{-1} .

Tabela 2 - Concentrações de zinco nas Diferentes Partes da *Sagittaria montevidensis* no Sedimento (Base Seca) em $\text{mg kg}^{-1} \pm \text{SD}$

Amostras		P1	P2	P3	P4
		$\text{Zn} \pm \text{SD}^{(1)}$			
Raiz	SM ⁽²⁾	168,8± 0,4	121,6± 6,6	121,3±1,6	41,3±0,9
	FBC ⁽³⁾	0,3	4,6	0,5	0,2
Caule	SM	88,5± 1,0	91,0±0,9	27,6±1,4	21,3±1,5
	FBC	0,2	3,4	0,1	0,1
	FT ⁽⁴⁾	0,5	0,7	0,2	0,5
Folha	SM	99,0± 6,8	32,7±6,8	46,5±2,9	27,7±11,8
	FBC	0,2	1,2	0,2	0,1

	FT	0,6	0,3	0,4	0,7
F/S ⁽⁵⁾	SM	111,1± 1,0	70,8±3,7	61,3±2,1	61,7±1,1
	FBC	0,2	2,7	0,2	0,3
	FT	0,7	0,6	0,5	1,5
Sedimento		514,1±15,5	26,7±0,7	256,1±7,1	216,2±2,4
LD⁽⁶⁾	LQ⁽⁷⁾	LD⁽⁸⁾	LQ⁽⁹⁾	TEL⁽¹⁰⁾	PEL⁽¹¹⁾
3,5	11,5	0,2	0,5	123	315

(1) Desvio padrão; (2) *S. montevidensis*; (3) Fator de bioconcentração; (4) Fator de translocação; (5) Fruto ou Semente; (6) Limite de detecção para as partes das plantas; (7) Limite de quantificação para as partes das plantas; (8) Limite de detecção no sedimento; (9) Limite de quantificação no sedimento; (10) TEL (Threshold Effect Level): Limite do nível de efeito adverso à comunidade biológica; (11) PEL (Probable Effect Level): Nível provável de efeito adverso à comunidade biológica.

Os resultados mostram que, nas análises do sedimento em relação a todos os locais de coleta, foram detectadas concentrações variadas do metal analisado (P1>P3>P4>P2). O valor de Zn encontrado no P1 (514,1±15,5 mg kg⁻¹) ficou acima do PEL e os do P3 e P4 ficaram acima do TEL (Tabela 2). Os níveis de Zn apresentados no sedimento do P1 representam risco à biota aquática. Estes resultados estão em acordo com aqueles obtidos pelos ensaios físico-químicos (Tabela 1).

Os níveis do metal encontrados nos pontos P1, P3 e P4 podem ser justificados por estes pertencerem a canais de drenagens situados muito próximos a ruas e avenidas pavimentadas com tráfego intenso de veículos automotores. As condições hidrodinâmicas provocam a deposição dos elementos tóxicos nesses canais.

Nas amostras das plantas, o Zn foi encontrado em todas as suas partes (raiz, caule, folha e frutos ou sementes) em todos os pontos. De maneira geral, os valores encontrados nesses órgãos seguiram a seguinte ordem: raiz (P1>P2>P3>P4), caule (P2>P1>P3>P4), folha (P1>P3>P2>P4) e frutos ou sementes (P1>P2>P4>P3). No P2 apresentou FBC>1 em todas as partes da planta. No P4 o Zn apresentou FT> 1 em F/S.

VARDANYA & INGOLE (2006) utilizaram em seus estudos, entre outras plantas, a *Sagittaria sagittifolia* L., e encontraram valores das concentrações de Zn na seguinte ordem: folha>raiz>caule. Embora ambas as plantas pertençam à mesma família, os resultados encontrados para a *S. montevidensis* resultaram um pouco divergentes. Em geral, as concentrações de Zn ficaram distribuídas pela ordem: raiz>F/S>caule>folha. Segundo esses mesmos autores, as interações entre os metais normalmente são complexas e elas são dependentes da concentração do metal e do pH do meio de crescimento entre outros fatores.

4 CONCLUSÃO

A espécie estudada mostrou-se adequada à bioindicação, apresentando resistência aos ambientes impactados e refletindo a biodisponibilidade do metal analisado. Os resultados obtidos demonstram sua capacidade de bioconcentração para o zinco junto à raiz com baixos valores de translocação. Portanto, conclui-se que a *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schtdl. possui capacidade para bioindicação da disponibilidade deste elemento em função da variação do comportamento conforme o ponto estudado. Seu uso para fitoextração pode ser utilizado mediante remoção completa da planta.

5 REFERÊNCIAS

- Abreu, C.A., Furlani, A.C. Abreu, M. F., Bataglia, O. C., Furlani, P.R. Micronutrient determination in different water extracts of coir fiber substrate incubated with mineral fertilizers. In: *International Symposium on Soilless Culture and Hydroponics, 2004*, Almeria. International Symposium on Soilless Culture and Hydroponics. Almeria: Universidad Almeria, v. 1, p. 113 - 114, 2004.
- Ali, H, Khan, E, Sajad, M A. Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. *Chemosphere*, 91, p. 869 - 881, 2013.
- American Public Health Association. *Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater*. Washington: APHA, 2005, 21 ed.
- Andrade, M.A, Maranhão, L. T., Preussler, K. H., Cubas, S., 2007. Organização Estrutural da raiz e folha de *Sagittaria montevidensis* Cham. and Schldl., Alismataceae. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, supl. 1, p. 117-119.
- BalaBanova B, Stafilov T, Bačeva K. Bioavailability and bioaccumulation characterization of essential and heavy metals contents in *R. acetosa*, *S. oleracea* and *U. dioica* from copper polluted and referent areas. *Journal of Environmental Health Science & Engineering* 13:2, p. 1-13, 2015.
- CCME EPC-98E, *Canadian Sediment Quality Guidelines for the protection aquatic life*, 1999.
- Hortellani, M. A, Sarkis, JES, Bonetti J, Bonetti C. Evaluation of mercury contamination in sediments from Santos - São Vicente estuarine system, São Paulo state, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.* 16(6a):1140-1149, 2005.
- Mirlean N., Andrus, V. E., Baisch, P. Mercury pollution sources in sediments of Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 46, 331-334, 2003. Issue 3
- Miskra, V. K., Upadhyaya, A. R., Pandey, S. K., Tripathi, B. D. Heavy metal pollution induced due to coal mining effluent on surrounding aquatic ecosystem and its management through naturally occurring aquatic macrophytes. *Journal Bioresource Technology* 99, 930 - 936, 2008.
- Sanches Filho, P. J., Nunes, L. V., Rosa, N. N. da, Betemps, G. R., Pereira, R. S. Comparison among native floating aquatic macrophytes for bioconcentration of heavy metals. *Ecotoxicol. Environ. Contam.*,v. 10, nº 1, p. 1-6, 2015.
- Vardanyan, L. G. and Ingole, B. S. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armênia) and Carambolin (Índia) lake systems. *Environment International*, v.32, nº 2, p. 208-218, 2006.