

***Brachiaria* sp. COMO REMEDIADORA DE ESPÉCIES METÁLICAS PERTO DE RODOVIAS  
EM BOTUCATU (SP)**

**Ivalde Belluta<sup>1</sup>**

**Júlio Toshimi Doyama<sup>1</sup>**

**José Carlos Coelho<sup>2</sup>**

**Sílvio Alexandre de Jesus<sup>2</sup>**

**Marcos Henrique Pereira Wondracek<sup>3</sup>**

**Lídia Raquel de Carvalho<sup>4</sup>**

**Gustavo Rocha de Castro<sup>1</sup>**

**RESUMO**

As plantas absorvem metais em solos contaminados, o que não se restringe às práticas agronômicas, mas a sua genética. Este estudo foi realizado na sub-bacia do Córrego da Cascata, em Botucatu (SP), nos cruzamentos do córrego com as Rodovias Domingos Sartori (P<sub>1</sub>) e Marechal Rondon (P<sub>2</sub>). Os objetivos foram avaliar os teores de Cd, Pb, Cu, Co, Cr, Ni, Zn e Sb encontrados em raízes e folhas de *Brachiaria* sp. e compará-los aos encontrados nos solos e sedimentos para avaliar a fitorremediação. As espécies metálicas foram determinadas por espectroscopia de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente. Os resultados foram avaliados estatisticamente utilizando o Teste “t” de Student. Os metais nos solos e sedimentos indicaram relação direta com aqueles encontrados na planta, que variaram em até 16,0 vezes mais nas raízes em relação às folhas. A porcentagem do Cu translocada para a raiz no P<sub>1</sub> foi 86% e a de Zn, 74%, enquanto que nas folhas foram menores: 32,3% e 48,6%, respectivamente. Já no P<sub>2</sub>, a translocação do Cu foi de 64,8% e o Zn 59,2% na raiz e 5,5% e 39,8% na folha, respectivamente. Portanto, a maior eficiência de translocação e bioacumulação ocorreu na ordem de Zn>Cu>Ni>Co>Cr, e os outros metais se fitoestabilizaram no solo e sedimento. Assim, há necessidade de analisar outras espécies de plantas e avaliar periodicamente a qualidade da água do Córrego da Cascata que está sob influência das rodovias e das áreas urbanas.

**Palavras-chave:** Bioacumulação; Córrego da Cascata; Resíduos Veiculares; Sub-Bacia Hidrográfica; Translocação.

**ABSTRACT**

***Brachiaria* sp. as remediator of metallic species near the highways in Botucatu (SP).** Plants absorb metals in contaminated soils and it is not restricted only to agronomic practices, but their genetics. This study was carried out in the Cascata Brook sub-watershed, in Botucatu (SP), at the intersections of the brook with

1 Instituto de Biociências, Depto. de Ciências Químicas e Biológicas, Universidade Estadual Paulista – Unesp, Botucatu, SP, Brasil. E-mail para correspondência: ivalde.belluta@unesp.br

2 Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista – Unesp, Botucatu, SP, Brasil.

3 Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologia-FACET, Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD, Dourados, MS, Brasil.

4 Instituto de Biociências, Depto. de Bioestatística, Universidade Estadual Paulista – Unesp, Botucatu, SP, Brasil.

the Domingos Sartori (P<sub>1</sub>) and Marechal Rondon (P<sub>2</sub>) highways. The objectives were evaluate the content of the Cd, Pb, Cu, Co, Cr, Ni, Zn and Sb found in *Brachiaria* sp. roots and leaves, to compare them to those obtained in the soils and sediments at the same sampling points, in order to evaluate phytoremediation. The determination of the metal species was performed using an atomic emission spectrometer with inductively coupled plasma. The results were statistically evaluated using the Tukey Test. The soils and sediments metals indicated a direct relation with the contents found in the plant, being that varied in up to 16,0 times more in the roots in relation to the leaves. The percentage of Cu translocated to the root in P<sub>1</sub> was 86% and Zn 74%, whereas in the leaves were lower with 32.3% and 48.6%, respectively. In P<sub>2</sub>, the translocation of Cu was 64.8% and Zn 59.2% in root and 5.5% and 39.8% in leaf, respectively. Therefore, the highest translocation and bioaccumulation efficiency occurred in the order of Zn>Cu>Ni>Co>Cr, and the other metals phytostabilized in soil and sediment. Thus, there is a need to analyze other plant species and periodically evaluate the water quality of Cascata Brook, which is influenced by highways and urban areas.

**Keywords:** Bioaccumulation; Cascata Brook; Vehicular Residues; Sub-Watershed; Translocation.

## INTRODUÇÃO

O produto da queima do combustível fóssil utilizado em veículos é também chamado de aerossóis e, enquanto suspensos no ar, podem ser inalados ou precipitados no solo e, através da ingestão de água e plantas, podem contaminar os animais e seres humanos (Matos, 2011).

Para Adriano (1986) e Duarte (2003), o solo possui uma grande capacidade de retenção dos particulados aéreos, principalmente dos metais, porém, se essa capacidade for ultrapassada, os particulados podem penetrar na cadeia alimentar dos organismos vivos ou serem lixiviados, colocando em risco a qualidade dos sistemas subjacentes de água subterrânea.

Segundo Matos (2011), a mistura de constituintes orgânicos, minerais, gasosos e líquidos é colonizada por uma grande variedade de micro e macrorganismos que podem degradar muitos compostos, com exceção dos metais, tornando sua disposição final um sério problema ambiental. Para Adriano (1986), os metais Zn, Cu, Cd e Pb são transportados por grandes distâncias e depositados nos ecossistemas.

Nesse contexto, faz-se valer a natureza interativa dialética seguinte: “Quando se polui a água, pode ocorrer que o solo e o ar também sejam poluídos e, quando se polui o ar, pode ocorrer que a água e o solo também sejam poluídos” (Musetti, 1999). Assim, a contaminação por metais oriundos da emissão de poluentes veiculares é iminente e precisa ser remediada.

Entre as técnicas de remediação de solos contaminados por metais, a química e a física são as mais dispendiosas e afetam irreversivelmente as propriedades do solo, destroem a biodiversidade e pode tornar o solo inútil para o crescimento das plantas. Já a biológica (fitoextração) é de menor custo e eficiente quando as técnicas de remediação são adequadas para remover os contaminantes e não afetam a fertilidade do solo (Padmavathiamma e Li, 2007).

De acordo com Baird (2011), a fitorremediação do solo contaminado por espécies metálicas e outros compostos pode ser aplicada *in situ*, com tratamento local, em que ocorre a remoção dos poluentes por meio do uso de plantas hiperacumuladoras de metais em seu tecido, e *ex situ*, após a remoção do material contaminado para outro local, o que torna a técnica mais cara.

Nos estudos de remediação quimicamente induzido, Santos et al. (2006) avaliaram a fitoextração pelos quelantes etilenodiamino tetra-acético (EDTA), que formam complexos não biodegradáveis e tóxicos, e o etilenodiamino di-succinato (EDDS), que é biodegradável e não tóxico. Os autores revelaram ainda que, apesar do custo alto, o EDDS induz a maior bioacumulação em raízes de braquiária e maior absorção de Cd, Zn e Pb, estimula a translocação para as partes aéreas da planta sem apresentar toxicidade e sugere maior tolerância aos metais em relação ao EDTA.

A fitoextração física é uma das técnicas sustentáveis de custo baixo para remediação e estabilização de solo contaminado por espécies metálicas (Padmavathiamma e Li, 2007). Para Andrezza et al. (2013), é uma alternativa eficiente para reduzir a contaminação do ambiente e em áreas adjacentes às rodovias, como solos e cursos de água.

Entretanto, a capacidade da planta de acumular metais nos solos e sedimentos é limitada. A presença desses elementos em excesso pode resultar em fitotoxicidade. Além disso, vários fatores (pH, CTC - capacidade de troca iônica e teores de argila, silte, Fe, Mn) podem tanto fitodisponibilizá-lo como fitoacumulá-lo nesses compartimentos. Entre a maioria das espécies de vegetais que mais apresentam tolerância entre si, está o grupo das gramíneas (Adriano, 1986).

Andrezza et al. (2013) demonstraram que em diferentes tipos de solos, a braquiária pode ser utilizada para a fitoestabilização. Originada da África e aclimatada no Brasil, essa planta pode reduzir as perdas de solo contaminado pelo *stormwater runoff* lixiviando e absorvendo os metais no perfil do solo, o que contribui para a proteção da qualidade da água.

Entre os mecanismos bioquímicos para bioacumular metais realizados por determinadas plantas, está a produção intercelular de compostos ligantes, tais como aminoácidos e seus derivados, ácidos orgânicos, fitoquelatinas e metalotioninas, alterações nas formas de compartimentalização, alterações no metabolismo celular e alterações na estrutura da membrana (Almeida, 2012). Para Souza et al. (2011), o mecanismo de tolerância de metais em plantas, está diretamente relacionado à resposta intrínseca, fisiológica e bioquímica da espécie vegetal, assim como do elemento químico, capacidade de translocação do elemento pela planta e tempo de exposição ao estresse nutricional.

Estudos do solo e dos sedimentos realizados por Belluta et al. (2018; 2020), e de plantas bioacumuladoras citados por Duarte e Pasqual (2000), Duarte (2003), Padmavathiamma e Li (2007), Pereira et al. (2010) e Silva et al. (2013), tiveram por base a poluição emitida pelo tráfego de veículos automotores em regiões consideradas de risco para a ocorrência de metais.

Assim, é de grande relevância o estudo das espécies metálicas em raízes e partes aéreas (folhas) de gramíneas dominantes, neste caso a *Brachiaria* sp., em diferentes amostragens em áreas adjacentes às rodovias. Além de ser vulnerável a contaminantes metálicos, a planta pode dar início à entrada desses contaminantes na cadeia alimentar e ser ainda bioindicadora da qualidade da água do Córrego da Cascata e da de seus afluentes.

Deste modo, o objetivo do presente estudo foi analisar a concentração dos metais Cd, Pb, Cu, Co, Cr, Ni, Zn e Sb nas raízes e folhas de *Brachiaria* sp. coletadas às margens e nos cruzamentos do Córrego da Cascata com as Rodovias Domingos Sartori (P<sub>1</sub>) e Marechal Rondon (P<sub>2</sub>). Comparar os resultados obtidos

em solos (Belluta et al., 2018) e sedimentos (Belluta et al., 2020), com os metais encontrados na braquiária no presente estudo, avaliar o quanto a espécie vegetal está fitorremediando.

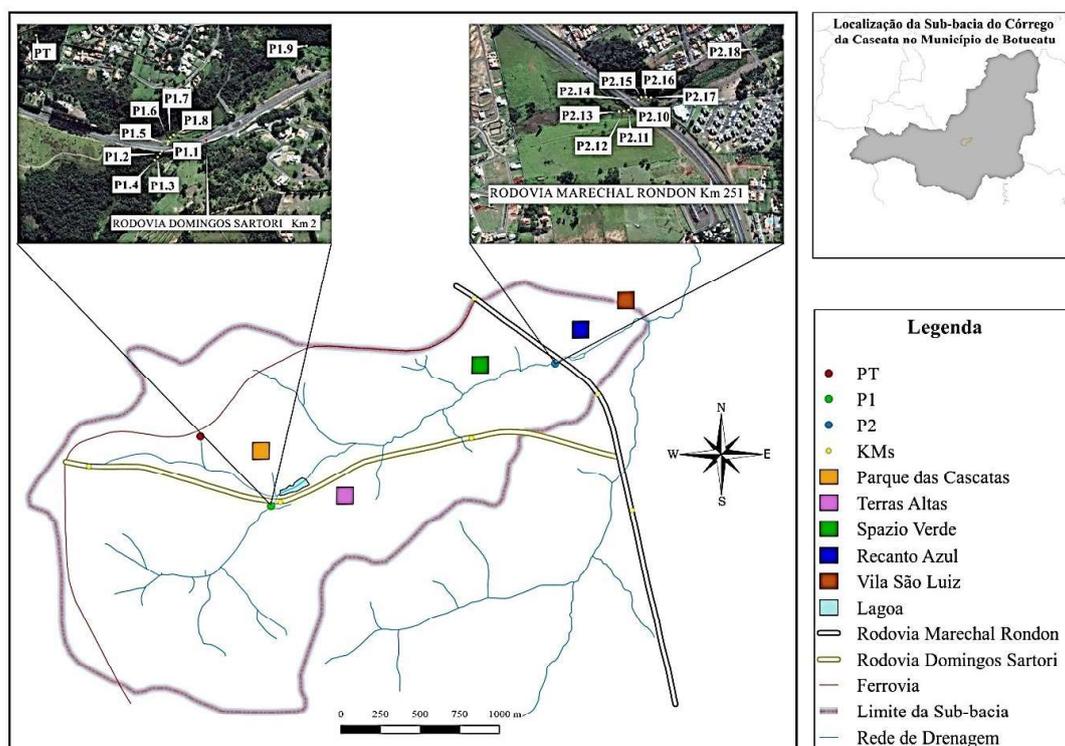
## MATERIAL E MÉTODOS

### Caracterização da Área de Estudo

A sub-bacia do Córrego da Cascata está localizada na região oeste de Botucatu (SP), junto ao Câmpus da Unesp, distrito de Rubião Júnior, nos limites da Estrada de Ferro Sorocabana, ao norte, e do bairro Recanto Azul e da vila São Luiz, a leste, cortada transversalmente pela Rodovia Marechal Rondon e longitudinalmente pela Rodovia Domingos Sartori (Figura 1).

O Córrego da Cascata tem comprimento principal de 4,76 km da nascente à sua foz e conta com 13 nascentes, estando 8 na margem esquerda e 5 na direita da Rodovia Domingos Sartori entre propriedades rurais de pequeno porte e condomínios residenciais.

O condomínio Parque das Cascatas está localizado no Km 2 da Rodovia Domingos Sartori, e, a montante, outros tributários, nascentes e uma queda d'água, desembocam suas águas, na confluência do Córrego Água Fria (Figura 1). Este, por sua vez, desemboca no Ribeirão Lavapés e atinge a represa de Barra Bonita, no Rio Tietê. Predominam na região os Latossolos e os Argissolos Vermelho-Amarelo Distróficos (LVAd e AVAd).



**Figura 1.** Localização da sub-bacia do Córrego da Cascata, sua rede de drenagem, subpontos de amostragem e seu principal afluente, Córrego Água Fria. Adaptado de Belluta et al. (2018).

## Métodos de Amostragem

Assim como nos estudos de solos (Belluta et al., 2018) e sedimentos (Belluta et al., 2020) na mesma região, foi realizada uma única coleta de amostras de *Brachiaria* sp. (raízes e folhas) em 12 de maio de 2014. Os totais pluviométricos (mm de chuva) no período de janeiro a maio/2014 não ultrapassaram 116 mm e nos últimos 20 dias que antecederam a coleta, não houve precipitação pluviométrica (0,0 mm).

Para as distâncias entre os subpontos de amostragem foram seguidos os mesmos critérios proposto por Markus e McBratney (2001), segundo os quais os particulados oriundos de poluição atmosférica e desgaste de componentes veiculares normalmente se depositam a uma distância de 15 a 20 metros da rodovia. Para Adriano (1986), os particulados maiores precipitam rapidamente nos primeiros 5 metros da pista de rolagem, e os menores se depositam lentamente nos primeiros 100 metros.

A localização das coletas realizadas nos solos e sedimentos foi a mesma no presente estudo, cujas coordenadas utilizadas foram  $x=758.535,000$  e  $y=7.466.118,000$ , obtidas pelo Sistema de Projeção UTM, datum WGS 84, zona 22 S, com equipamento GPS (Global Positioning System) da marca Garmin. A região foi subdividida em 4 subpontos perpendiculares à rodovia e em cada lado da pista de rolagem, distanciados entre si com as seguintes medidas a partir do término lateral da pista de rolagem: 1 m, 11 m, 26 m e 41 m. Os subpontos foram identificados a montante como  $P_{1,1}$ ,  $P_{1,2}$ ,  $P_{1,3}$  e  $P_{1,4}$  e a jusante como  $P_{1,5}$ ,  $P_{1,6}$ ,  $P_{1,7}$  e  $P_{1,8}$  (Figura 1). O ponto testemunho ( $P_T$ ) foi demarcado em uma das nascentes, sem fluxo de veículos ou outra interferência antrópica, cujas coordenadas foram:  $x=758.082,050$  e  $y=7.466.551,640$ .

As medidas de distâncias utilizadas nos estudos anteriores também foram as mesmas estabelecidas para o  $P_T$ , cujas coordenadas foram  $x=760.336,000$  e  $y=7.467.023,000$ , e os subpontos localizados a montante, dispostos perpendicularmente à Rodovia Marechal Rondon, foram identificados como  $P_{2,10}$ ,  $P_{2,11}$ ,  $P_{2,12}$  e  $P_{2,13}$ , e a jusante, como  $P_{2,14}$ ,  $P_{2,15}$ ,  $P_{2,16}$  e  $P_{2,17}$ . Os subpontos  $P_{1,9}$  ( $y=759.066,300$  e  $x=7.466.507,460$ ) e  $P_{2,18}$  ( $y=760.725,950$  e  $x=7.467.209,980$ ) foram amostrados a uma distância de 620 m e 400 m, respectivamente, das rodovias (Figura 1).

## Processamento e Leitura das Amostras

Foram coletadas em cada subponto amostras de folhas e raízes de *Brachiaria* sp. As 19 amostras foram identificadas e acondicionadas separadamente em sacos plásticos para processamento no laboratório do Departamento de Química do Instituto de Biociências da Universidade Estadual de São Paulo (Unesp), Câmpus de Botucatu. As folhas de *Brachiaria* sp. foram lavadas com água de torneira e enxaguadas com água deionizada para a remoção residual de solo. O mesmo foi feito com as amostras de raízes e optou-se em deixá-las em banho de ultrassom com intervalos de 10 minutos por três a quatro vezes até a remoção do solo residual. De acordo com os estudos de Cuske et al. (2014), o ultrassom remove substancialmente as partículas de solo e contaminantes impregnados na epiderme das raízes. Em seguida as amostras foram secas em estufa com circulação de ar a 80 °C e pulverizadas em moinho de faca. Em seguida, foram separadas três alíquotas (repetições) de cada uma dessas amostras, totalizando 57 amostras que foram submetidas a mineralização da matéria orgânica (digestão da amostra) e encaminhadas para leitura no Departamento de Solos e Recursos Ambientais da FCA-Unesp.

A digestão das amostras seguiu a ordem apresentada no fluxograma a seguir (Figura 2).

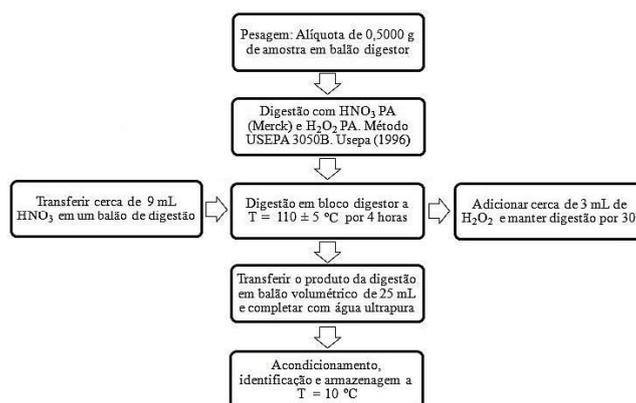


Figura 2. Fluxograma da digestão das amostras de raízes e folhas de *Brachiaria sp.*

Da mesma forma como foi realizada a digestão dos solos e dos sedimentos (Belluta et al., 2018; 2020), descritos por Minello et al. (2009), a digestão aberta é tão eficiente e confiável quanto os outros dois métodos quando se trata de analitos não voláteis (USEPA – 3050B). O procedimento de digestão adotado, USEPA 3050B, foi escolhido por ter sido comparado com outros dois métodos e, de acordo com Minello et al. (2009), não foram constatadas perdas de analito por arraste de vapor durante o aquecimento da amostra. Minello et al. (2009), em seu estudo, efetuou a comparação de um método de mineralização em sistema aberto e outro fechado, utilizando tubos de Teflon.

Para evitar contaminação cruzada, todos os recipientes utilizados no processamento das amostras foram descontaminados por banho de imersão em solução de HNO<sub>3</sub> a 10% (v/v) por 48 horas (Brandão et al., 2011). As amostras foram encaminhadas ao Departamento de Solos e Recursos Ambientais da Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade Estadual de São Paulo (FCA-Unesp).

Tabela 1. Condições operacionais, limites de emissão (LE), curva analítica (CA), limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) dos metais analisados.

Condições Operacionais								
Plasma vazão de ar	Nebulizador vazão de ar			Ar auxiliar	Radiofrequência (RF)			
8 L min <sup>-1</sup>	0,55 L min <sup>-1</sup>			0,2 L min <sup>-1</sup>	1300W			
Espécies Metálicas								
	Cd	Pb	Cu	Co	Cr	Ni	Zn	Sb
LE (nm)	226,502	220,353	324,752	228,616	267,716	231,604	213,857	206,836
CA (mg L <sup>-1</sup> )	0,01 - 0,2	0,01 - 0,2	0,1 - 2,0	0,01 - 0,2	0,01 - 0,2	0,01 - 0,02	0,1 - 2,0	0,1 - 0,2
LD (mg L <sup>-1</sup> )	0,001	0,002	0,0002	0,001	0,0003	0,001	0,003	0,0001
LQ (mg L <sup>-1</sup> )	0,004	0,013	0,001	0,004	0,002	0,004	0,020	0,001

Os analitos *standard* (Quimlab Produtos de Química Fina Ltda.) para os elementos estudados Cd, Pb, Cu, Co, Cr, Ni, Zn e Sb foram rastreados pelo *National Institute of Standard and Technology* (NIST). O manual do fabricante Perkin Elmer modelo Optima 8300 descreve as configurações para a determinação dos metais em estudo. A exatidão dos métodos (curvas de calibração) utilizados na determinação das espécies metálicas foi avaliada a cada 10 leituras das amostras com uma leitura de um padrão de concentração intermediária para garantir o funcionamento do equipamento nas condições normais em relação à curva analítica. A tabela 1 apresenta os dados operacionais, limites de detecção (LD), limites de quantificação (LQ) e a curva analítica (CA) utilizados para a determinação das espécies metálicas investigadas.

#### Fator de Translocação ( $F_T$ ) e Fator de Bioacumulação ( $F_B$ )

O fator de translocação indica a eficiência da planta de translocar espécies metálicas da raiz para as folhas, e o fator de bioacumulação indica a eficiência da planta em extrair metais dos solos, acumulando-os em seus tecidos (Ali e Sajad, 2012). Os teores dos metais em solos encontrados por Belluta et al. (2018) na mesma área de estudo serão utilizados para o cálculo do  $F_B$ . Assim, essas duas variáveis foram estimadas utilizando a seguinte equação:

$$F_T = C_M \text{ parte aérea} / C_M \text{ parte da raiz}$$

$$F_B = C_M \text{ planta (folha+raiz)} / C_M \text{ no solo (Belluta et al. 2018),}$$

Onde:  $F_T$ =fator de translocação,  $F_B$ =fator de bioacumulação e  $C_M$ =concentração do metal em estudo em  $\text{mg kg}^{-1}$ .

#### Tratamento Estatístico

A análise estatística foi feita por Teste “t” Student, no nível de 5% de significância, para comparação das médias.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### Teores de Espécies Metálicas nas Folhas e Raízes da *Brachiaria sp.* no P<sub>1</sub>

A capacidade de a planta absorver grandes quantidades de metais em solos contaminados não se restringe somente ao desenvolvimento de práticas agrônômicas, mas relaciona-se também à sua genética (Padmavathiamma e Li, 2007).

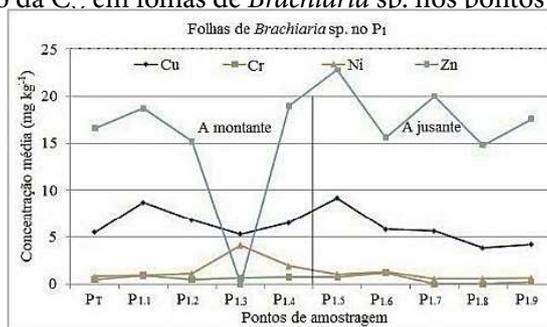
As raízes são barreiras físicas nas interfaces solo-planta e limitam a absorção de diferentes elementos. Segundo Kabata-Pendias (2010), geralmente os metais entram nas células das raízes na forma dissociada (catiônica) ou complexada (organo-metálica), seja pelo processo ativo ou pelo passivo. Esses mecanismos ocorrem na parede celular e nos espaços intercelulares das raízes em função das concentrações e condições do ambiente.

Nas análises realizadas em folhas de *Brachiaria sp.* coletadas nos subpontos amostrais não foram detectados os metais Cd, Pb, Co e Sb, cujas concentrações foram inferiores aos limites de quantificação (Tabela 1). A figura 3 apresenta, em ordem decrescente, a  $C_M$  do Zn e do Cu, seguidas do Ni e Cr, cujos subpontos com teores maiores

(Zn e Cu) nas folhas foram  $P_{1,1}$  e  $P_{1,5}$  devido à maior contaminação do solo na proximidade da rodovia, conforme observado por Belluta et al. (2018). Os teores de metais obtidos no ponto testemunho ( $P_T$ ) estão abaixo em relação à maioria dos subpontos de amostragem, o que revela influência antrópica nos locais de coleta.

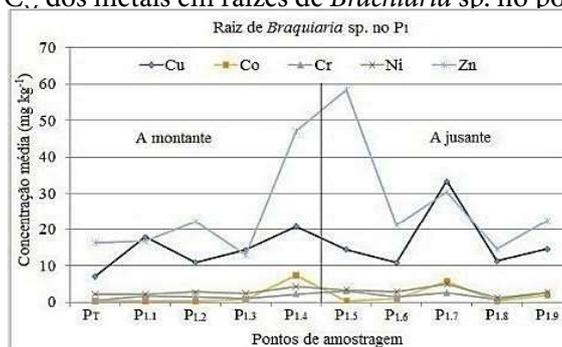
Nas adjacências de uma importante rodovia na região de Goiânia, Pereira et al. (2010) encontraram a mesma ordem de  $C_M$ , com  $Zn > Cu > Ni > Cr$ , nas folhas e, apesar da proximidade da rodovia, os teores foram menores em relação aos obtidos no presente estudo. Silva et al. (2013) também encontraram teor maior de Zn nas partes foliares em função da concentração total do solo contaminado e em relação à proximidade da rodovia.

**Figura 3.** Variação da  $C_M$  em folhas de *Brachiaria* sp. nos pontos de amostragem ( $P_i$ ).



Nas raízes de *Brachiaria* sp no  $P_i$ , o Cd, Pb e o Sb também não foram detectados. Assim como nas folhas, os valores de Zn e Cu foram maiores em relação aos demais metais, principalmente nos subpontos  $P_{1,5}$ , ou seja, próximo da rodovia e na região do  $P_{1,7}$  onde desemboca um tributário que recebe resíduos oriundos da área do condomínio Parque da Cascata (Figuras 1 e 4). A ordem de  $C_M$  da raiz no conjunto dos resultados encontrados nos subpontos do  $P_i$  de cada metal foi  $Zn > Cu > Ni > Co > Cr$ .

**Figura 4.** Variação das  $C_M$  dos metais em raízes de *Brachiaria* sp. no ponto de amostragem ( $P_i$ ).



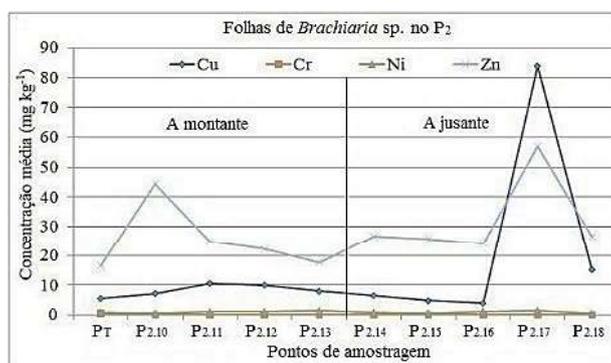
Observa-se que entre os compartimentos biológicos estudados no  $P_i$ , as raízes apresentam maior quantidade de metais que às folhas (Tabela 2). A média da  $C_M$  do Co foi de  $1,90 \text{ mg kg}^{-1}$  nas raízes e não detectado nas folhas. O teor médio de Cu nas raízes variaram 2,6 vezes maior em relação às folhas; a média do Cr apresentou variações de 3,6 vezes; o Zn, de 1,3 vezes; e o Ni, de 2,0 vezes. A média das  $C_M$  dos elementos Cu e Zn apresentou alto desvio-padrão maior que a média dos outros metais.

**Tabela 2.** Relação entre as  $C_M$  e desvio-padrão de cada metal nas folhas e raízes de *Brachiarias* sp. no  $P_1$ .

	Cu	Co	Cr	Ni	Zn
Folha	6,11±1,79	0,00±0,00	0,51±0,40	1,43±1,20	21,5±10,92
Raiz	15,99±6,4	1,90±2,49	1,86±0,74	2,96±1,10	27,43±15,70
	p<0,001	p<0,001	p<0,001	p<0,001	p=0,15

### Teores de Espécies Metálicas nas Folhas e Raízes de *Brachiaria* sp. no $P_2$

No  $P_2$ , foram encontrados  $C_M$  nas amostras de folhas nos subpontos de amostragem na ordem Cu>Zn>Ni>Cr, cujos teores maiores de Cu e Zn ocorreram no subponto  $P_{2,17}$  (Figura 5).

**Figura 5.** Variação das  $C_M$  dos metais em folhas de *Brachiaria* sp. no ponto de amostragem ( $P_2$ ).

A ordem das  $C_M$  dos metais encontradas, se repetiu para as raízes no  $P_1$  (Zn>Cu>Ni>Co>Cr), figura 4, e no  $P_2$  (Cu>Zn>Ni>Co>Cr), figura 6, o Cu foi maior que o Zn para folhas e raízes. Já para as folhas a ordem das  $C_M$  no  $P_1$  foi Zn>Cu>Ni>Cr e no  $P_2$  Cu>Zn>Ni>Cr, o Co não foi detectado. Os metais com potencial de contaminação do solo e sedimento nesses pontos, sobre o ecossistema ribeirinho, segundo estudos de Belluta et al. (2018; 2020), esteve na ordem, respectivamente, Cd>Cu>Co>Zn e Cd>Cu>Zn. Como foi observado, somente o Cd não foi absorvido pela planta e ficou retido na interface solo-sedimento.

A média das  $C_M$  de Cu e Zn nas folhas e nas raízes de *Brachiaria* sp. coletadas no  $P_2$  foram maiores em relação ao  $P_1$  (Tabelas 2 e 3). Observa-se que a média do Co nas folhas no  $P_2$  (Tabela 3) foi próximo ao limite de quantificação (Tabela 1), e nas raízes foi maior. Segundo Adriano (1986), geralmente as espécies metálicas se concentram nas raízes pelo menos duas vezes mais em relação às partes aéreas das plantas. A média da  $C_M$  do Cu na raiz variou 3,2 vezes em relação às folhas; a média do Ni foi de 5,0 vezes e o Zn próximo de 2 vezes. A média das  $C_M$  dos elementos Cu, Ni e Zn também apresentou alto desvio-padrão maior que a média dos outros metais.

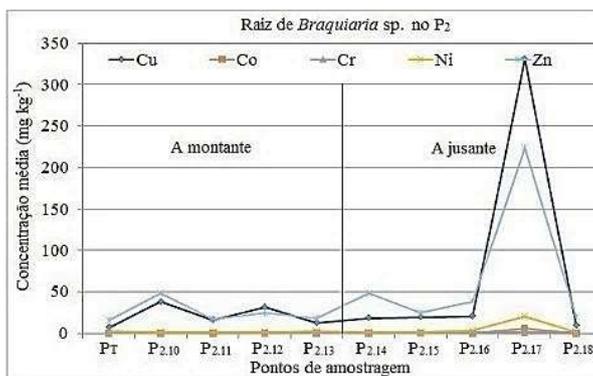


Figura 6. Variação das  $C_M$  dos metais nas raízes de *Brachiaria sp.* no ponto de amostragem ( $P_2$ ).

Tabela 3. Relação entre as  $C_M$  e desvio-padrão de cada metal nas folhas e raízes de *Brachiaris sp.* no  $P_2$ .

	Cu	Co	Cr	Ni	Zn
Folha	14,47±21,22	0,09±0,13	0,45±0,46	0,85±0,37	28,86±11,01
Raiz	46,20±89,21	1,17±1,70	0,85±0,41	4,30±6,25	56,79±70,26
	p=0,09	p=0,003	p=0,002	p=0,007	p=0,04

Apesar de a braquiária ser uma gramínea bioacumuladora de metais, foi observado toxicidade em alguns pontos para Cu, Cr, Ni, Zn, o que normalmente resulta em alterações no aspecto e na morfologia das folhas e raízes. Kabata-Pendias (2010), ao citar outros trabalhos, revela a existência de grande variedade de espécies que absorvem seletivamente metais devido à sua grande capacidade de se adaptar às propriedades químicas variáveis do ambiente. Os fatores externos, como baixa solubilidade e mobilidade dos cátions ao redor das raízes das plantas, bem como os efeitos dos antagonismos dos íons metálicos e outros processos metabólicos, podem também afetar o seu coeficiente de absorção, as suas funções metabólicas e o seu crescimento. Segundo o autor, a toxicidade para metais encontrados nas gramíneas relaciona-se a: Cu, com variação de 20,0 a 100 mg kg<sup>-1</sup>, Cr: 0,5 a 3,4 mg kg<sup>-1</sup>, Ni: 10,0 a 100,0 mg kg<sup>-1</sup>, Zn: 100,0 a 500,0 mg kg<sup>-1</sup>, Co: 30,0 a 40,0 mg kg<sup>-1</sup>. Os resultados médios aqui apresentaram os seguintes teores tóxicos de metais: para o Cu, nas folhas e raízes coletadas no  $P_{2.17}$ , 83,9 e 331,6 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente; para o Cr, nas folhas coletadas nos subpontos  $P_{1.1}$ ,  $P_{1.3}$ ,  $P_{1.4}$ ,  $P_{1.5}$  e  $P_{1.6}$ , variação de 0,66 a 1,19mg kg<sup>-1</sup>, e nas raízes coletadas em todos os subpontos  $P_1$ , variação de 0,9 a 3,1 mg kg<sup>-1</sup>, e nas raízes coletadas nos subpontos  $P_{2.10}$ ,  $P_{2.11}$ ,  $P_{2.12}$ ,  $P_{2.15}$ ,  $P_{2.16}$ ,  $P_{2.17}$  e  $P_{2.18}$ , variação de 0,55 a 1,17 mg kg<sup>-1</sup>; para o Ni e o Zn, somente nas raízes do  $P_{2.17}$ , 20,7 e 224,4 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Os teores de metais apresentados nos demais subpontos foram inferiores a esses níveis.

Os teores dos metais obtidos por Belluta et al. (2018; 2020) em solos e sedimentos do  $P_1$  e do  $P_2$  foram maiores em relação às folhas e às raízes. Em vários estudos citados por Padmavathiamma e Li (2007), esse padrão ocorre em diversas espécies de plantas. Baseados em citações na revisão sobre mecanismos de tolerância de metais em plantas bioacumuladoras, Souza et al. (2011) acreditam que o maior acúmulo de metais no sistema radicular, em relação à parte aérea, está relacionado não somente à variação genética das espécies, mas também à produção de ácidos orgânicos, que favorece a absorção de metais.

A tabela 4 apresenta a porcentagem da  $C_M$  de cada metal translocado do solo e do sedimento para as folhas e raízes. Não foi considerada a possível absorção foliar dos elementos, pois, segundo Kabata-Pendias

(2010), as propriedades superficiais das folhas e a deposição aérea (poluentes) de algumas plantas são translocadas pelas raízes e pouco lixiviadas nas folhagens.

**Tabela 4.** Porcentagem (%) da translocação de metais do solo e do sedimento para folhas e raízes nos subpontos do P<sub>1</sub> e P<sub>2</sub>. Dados do solo e do sedimento (Belluta et al. 2018; 2020). ND = Não detectado.

Metais	(P <sub>1</sub> )	Cu	Co	Cr	Ni	Zn	(P <sub>2</sub> )	Cu	Co	Cr	Ni	Zn
% Folha/solo	(P <sub>1</sub> )	9	ND	2,9	12,8	40,2	(P <sub>2</sub> )	19,4	ND	ND	5,3	34,2
% Raiz/solo	(P <sub>1</sub> )	37,8	16,6	7,8	28,0	61,2	(P <sub>2</sub> )	64,8	5,5	2,3	26,3	59,2
% Raiz/% Folha	(P <sub>1</sub> )	>4,2	-	>2,7	2,2	>1,5	(P <sub>2</sub> )	>3,3	-	-	>5,0	>1,7
% Folha/sed.	(P <sub>1</sub> )	32,3	ND	2,8	11,4	48,6	(P <sub>2</sub> )	17,6	ND	ND	5,0	23,0
% Raiz/sed.	(P <sub>1</sub> )	86,0	13,8	7,6	25,0	74,0	(P <sub>2</sub> )	5,5	4,0	2,8	24,6	39,8
% Raiz/% Folha	(P <sub>1</sub> )	>2,7	-	>2,7	>2,2	>1,5	(P <sub>2</sub> )	<3,2	-	-	>4,9	>1,7

De acordo com as porcentagens de translocação, os metais absorvidos do solo e do sedimento foram maiores nas raízes em relação às folhas. Nas folhas, apesar da menor translocação, as maiores porcentagens também ocorreram para o Cu e Zn. A razão de translocação Raiz/Folha do Cu nos compartimentos estudados no P<sub>1</sub> e P<sub>2</sub>, em média variaram entre 2,7 a 4,2 vezes maior na raiz; o Zn variou de 1,5 a 1,7 vezes; o Ni variou entre 2,2 a 5,0 vezes e o Cr na raiz foi 2,7 vezes maior no P<sub>1</sub>. O Co no P<sub>1</sub> e P<sub>2</sub> e o Cr no P<sub>2</sub> não foram detectados nas folhas, o que impossibilita estimar a razão, mas pode-se afirmar que foram maiores também nas raízes. O único metal que apresentou maior translocação para as folhas foi o Cu no sedimento do P<sub>2</sub>, com 3,2 vezes maior.

#### **Avaliação da Eficiência do Fator de Translocação (F<sub>T</sub>) e do Fator de Bioacumulação (F<sub>B</sub>) da *Brachiaria* sp.**

Para Ali et al. (2013), tanto o F<sub>T</sub> como o F<sub>B</sub>, são essenciais para a avaliação e seleção de plantas para fins de fitorremediação, principalmente fatores superiores a 1, que, além de refletir a contaminação existente no solo, indicam plantas com potencial de ser usadas para a fitoextração. Com base nos F<sub>T</sub> estimados nos subpontos de amostragem, a *Brachiaria* sp. apresentou maior eficiência em translocar metais da raiz para as folhas (F<sub>T</sub>>1) somente para os metais Ni, no P<sub>1,3</sub>; Cu, no P<sub>2,18</sub>; Zn, nos subpontos P<sub>1,1</sub>, P<sub>1,8</sub>, P<sub>2,11</sub>, P<sub>2,15</sub>, P<sub>2,17</sub> e P<sub>2,18</sub>. Nos demais subpontos, o fator de translocação foi inferior a 1, ou seja, a maior parte desses metais ficou retida nas raízes. Assim, considerando a soma das C<sub>M</sub> nos subpontos, os maiores níveis de bioacumulação (raiz→folha) foram na ordem Zn>Cu>Ni. Já os metais Co e Cr foram detectados somente nas raízes e, por isso, o processo não ocorreu (Tabela 5). Deve-se considerar que não foram monitorados o crescimento e a idade da planta.

Nos estudos de Soares et al. (2001), em mudas de várias espécies arbóreas, mesmo em diferentes idades, o padrão de distribuição mostrou que o Zn era o elemento mais concentrado, seguido do Cd, do Cu e do Pb, cuja translocação para as partes aéreas ocorreu em função do nível de contaminação de metais no solo. O mesmo ocorreu em amostras de braquiária nos estudos de Silva et al. (2013), com os metais Zn e Pb, e de Martinez et al. (2013), com Zn e Cd.

**Tabela 5.** Fator de translocação ( $F_T = C_M \text{ folha} / C_M \text{ raiz}$ ) da média dos metais nos subpontos de amostragem. ND=Não detectado.

Pontos	Cu	Co	Cr	Ni	Zn	Pontos	Cu	Co	Cr	Ni	Zn
P <sub>1,1</sub>	0,49	ND	0,54	0,41	<b>1,12</b>	P <sub>2,10</sub>	0,19	ND	ND	0,20	0,92
P <sub>1,2</sub>	0,62	ND	0,30	0,50	0,68	P <sub>2,11</sub>	0,64	ND	ND	0,53	<b>1,41</b>
P <sub>1,3</sub>	0,37	ND	0,60	<b>1,70</b>	ND	P <sub>2,12</sub>	0,32	ND	ND	0,51	0,87
P <sub>1,4</sub>	0,31	ND	0,32	0,43	0,40	P <sub>2,13</sub>	0,62	ND	ND	0,53	0,94
P <sub>1,5</sub>	0,63	ND	0,24	0,30	0,39	P <sub>2,14</sub>	0,35	ND	ND	0,39	0,55
P <sub>1,6</sub>	0,54	ND	0,79	0,46	0,73	P <sub>2,15</sub>	0,24	ND	ND	0,33	<b>1,04</b>
P <sub>1,7</sub>	0,17	ND	ND	0,21	0,65	P <sub>2,16</sub>	0,19	ND	ND	0,27	0,62
P <sub>1,8</sub>	0,34	ND	ND	0,52	<b>1,01</b>	P <sub>2,17</sub>	0,25	ND	ND	0,06	<b>1,01</b>
P <sub>1,9</sub>	0,29	ND	0,10	0,24	0,78	P <sub>2,18</sub>	<b>1,55</b>	ND	ND	0,22	<b>1,34</b>

O  $F_B$  indicou maior eficiência da planta em extrair metais a partir das análises dos solos obtidas por Belluta et al. (2018), acumulando nos tecidos vegetais maior quantidade do Cu nos subpontos P<sub>1,2</sub>, P<sub>1,3</sub>, P<sub>1,4</sub>, P<sub>1,6</sub>, P<sub>1,7</sub>, P<sub>1,8</sub> e P<sub>2,17</sub>; de Co no subponto P<sub>1,4</sub>; de Ni no P<sub>1,3</sub> e no P<sub>2,17</sub>; e de Zn nos subpontos P<sub>1,2</sub>, P<sub>1,4</sub>, P<sub>1,5</sub>, P<sub>1,6</sub>, P<sub>1,7</sub>, P<sub>1,8</sub>, P<sub>2,17</sub>, P<sub>1,8</sub>, P<sub>2,10</sub> e P<sub>2,17</sub>, sendo a ordem de  $C_M$ : Cu>Zn>Ni>Co. Para os demais metais e subpontos, os fatores foram inferiores a 1, o que representa baixa bioacumulação dos metais e mantém a fitoestabilização entre os compartimentos solo-raiz (Tabela 6).

**Tabela 6.** Fator de bioacumulação ( $F_B = C_M \text{ folha+raiz} / C_M \text{ solo}$ ) da média dos metais nos subpontos de amostragem.

Pontos	Cu	Co	Cr	Ni	Zn	Pontos	Cu	Co	Cr	Ni	Zn
P <sub>1,1</sub>	0,39	0,02	0,06	0,18	0,38	P <sub>2,10</sub>	0,65	0,04	0,01	0,11	<b>1,89</b>
P <sub>1,2</sub>	<b>1,56</b>	0,02	0,11	0,58	<b>2,03</b>	P <sub>2,11</sub>	0,28	0,04	0,03	0,20	0,46
P <sub>1,3</sub>	<b>2,16</b>	0,78	0,10	<b>1,10</b>	0,94	P <sub>2,12</sub>	0,65	0,03	0,02	0,17	0,66
P <sub>1,4</sub>	<b>2,20</b>	<b>1,23</b>	0,15	0,81	<b>2,25</b>	P <sub>2,13</sub>	0,41	0,05	0,01	0,29	0,71
P <sub>1,5</sub>	0,60	0,04	0,12	0,31	<b>1,46</b>	P <sub>2,14</sub>	0,25	0,02	0,01	0,18	0,52
P <sub>1,6</sub>	<b>2,18</b>	0,17	0,18	0,83	<b>2,71</b>	P <sub>2,15</sub>	0,33	0,03	0,02	0,16	0,57
P <sub>1,7</sub>	<b>1,68</b>	0,29	0,24	0,44	<b>1,30</b>	P <sub>2,16</sub>	0,33	0,01	0,03	0,03	0,72
P <sub>1,8</sub>	<b>1,00</b>	0,03	0,02	0,20	<b>1,10</b>	P <sub>2,17</sub>	<b>4,14</b>	0,25	0,04	<b>1,29</b>	<b>3,30</b>
P <sub>1,9</sub>	0,10	0,11	0,10	0,21	0,35	P <sub>2,18</sub>	0,18	0,02	0,03	0,10	0,39

Assim, esse fator tende a aumentar com o decréscimo da concentração do metal no solo provocado pela sua maior absorção. O  $F_B$  e o  $F_T$  na maioria dos subpontos do P<sub>1</sub> e P<sub>2</sub> foram baixas apesar da maior disponibilidade de espécies metálicas no solo e nos sedimentos (Belluta et al. 2018; 2020).

Padmavathiamma e Li (2007) revelaram vários estudos de fitorremediação nos quais utilizam na agricultura plantas bioacumuladoras com a finalidade de reduzir os níveis de contaminantes metálicos

em determinada área até níveis permitidos. A rapidez, o tratamento e a disposição adequada pós-colheita da biomassa contaminada, de acordo com Andrezza et al. (2013), pode ser útil como fonte de energia. A fitorremediação de espécies metálicas gera bioenergia como alternativa para reduzir o impacto do metal, retirando-o do solo e produzindo energia limpa.

Na revisão sobre plantas bioacumuladoras, Kabata-Pendias (2010) e Almeida (2012) revelaram que foram identificadas cerca de 400 espécies diferentes no mundo. A maioria delas é encontrada em áreas contaminadas da Europa, dos Estados Unidos, da Nova Zelândia e da Austrália.

Estudos serão realizados para identificar espécies nativas da área investigada que apresentem maior potencial e eficiência hiperacumuladora de espécies metálicas em solos contaminados.

### Interações entre Espécies Metálicas nas Plantas

As tabelas 4, 5 e 6 apresentaram os elementos Zn>Cu>Ni, seguidos do Co e Cr, na ordem decrescente de bioacumulação e translocação. Já os metais Sb e Cd não foram detectados nas amostras de folhas e raízes, o que impossibilitou os cálculos. Kabata-Pendias (2010) afirmam que o incremento da concentração de Zn nos solos ou nos sedimentos diminui consideravelmente a absorção dos outros elementos. Em geral, a depleção de metais na interface raiz-solo reflete na alta absorção, mas envolve diferentes mecanismos intrínscos.

Os teores de Zn e Cu foram os elementos mais concentrados no solo e nos sedimentos (Belluta et al., 2018; 2020) e, por meio do  $F_b$ , observou-se que foram absorvidos em maior quantidade pela planta. De acordo com Kabata-Pendias (2010), o processo ativo ocorre em teores elevados de Zn e Cu, e o processo passivo, em Pb (não detectado) e em Ni. Em estudo realizado às margens da rodovia Presidente Dutra, Silva et al. (2013) demonstraram que o alto teor de Zn absorvido pelas plantas teve relação direta com a concentração do metal no solo.

Para Kabata-Pendias (2010), geralmente todas as espécies metálicas competem na absorção e na translocação, dependendo da espécie e dos fatores intrínscos da planta. O Cu, por exemplo, quando em alta concentração, pode influenciar no processo enzimático da planta e induzir à deficiência nas raízes, de Ni, elemento este que compete com os elementos Cd, Pb e Cr. O Pb (não detectado) tem efeito antagônico quando ocorre em presença de Zn, seguido do baixo acúmulo de Ni nas raízes e limitada translocação para as folhas.

O Cu e o Cd, são simultaneamente antagônicos e sinérgicos na absorção dos metais pelas raízes. Para Adriano (1986), o Cd normalmente é mais absorvido pelas raízes e distribuído nas partes aéreas, mas fatores ambientais afetam sua distribuição. Para Kabata-Pendias (2010), a absorção do Cd pela raiz é suprimida pelos altos níveis de Co, que interage sinérgicamente com Zn e Cr. O Cr é pouco disponível, com baixa translocação nas plantas e apresenta também interação antagônica com o Cu. Já Cd, Pb e Co são facilmente absorvidos pela superfície foliar. O Co, no presente estudo foi detectado somente na raiz no  $P_1$  e  $P_2$ , segundo o mesmo autor, normalmente tem maior mobilidade em solos contaminados pelo mesmo elemento. O Sb apresenta fácil absorção pela planta em sua forma solúvel, mas também não foi detectado em solos, sedimentos (Belluta et al., 2018; 2020), raízes e folhas.

Assim, as concentrações encontradas na *Brachiaria* sp. do presente estudo inferem apresentar interação química sinérgica e inibitória entre os elementos. O Zn e o Cu parecem interagir quimicamente sobre os outros elementos encontrados. Segundo Kabata-Pendias (2010), esses elementos são absorvidos pelo mesmo mecanismo, portanto, cada metal pode inibir competitivamente o outro.

## CONCLUSÕES

As altas concentrações das espécies metálicas encontradas nos solos e sedimentos indicaram relação direta com os teores obtidos na *Brachiaria* sp. nos mesmos pontos de amostragem. A razão das porcentagens dos valores médios translocados de metais do solo e do sedimento para folhas e raízes (Raiz/Folha) no P<sub>1</sub> e no P<sub>2</sub> variaram até 5,0 vezes mais nas raízes em relação às folhas, e a maior concentração ocorreu em amostras colhidas próximas às rodovias. O F<sub>T</sub> e o F<sub>B</sub> foram baixos na maioria dos subpontos e os maiores níveis (>1) estavam na ordem Zn>Cu>Ni>Co>Cr, que, além de indicar contaminação, revela o potencial da planta em fitorremediar esses metais. A ordem de maior eficiência para translocação e bioacumulação (solo/sedimento→raiz→folha) também foi Zn>Cu>Ni>Co>Cr, e os outros metais considerados no presente estudo fitoestabilizaram entre os compartimentos solos e sedimentos. Esses metais, Cd, Pb e Sb, apresentaram teores inferiores aos limites de detecção. As porcentagens dos metais absorvidos do solo e sedimento foram maiores nas raízes em relação às folhas. Nas folhas, apesar da menor translocação, as maiores porcentagens também ocorreram para o Cu e o Zn. Para o Cu foi de 86% e para o Zn foi de 74% na raiz, enquanto que nas folhas foi menor, com 32,3% e 48,6%, respectivamente, no sedimento e no solo do P<sub>1</sub>. Já no P<sub>2</sub>, o teor de Cu foi 64,8% e o de Zn foi 59,2% na raiz, em solo, e na folha foi menor, com 5,5% e 39,8%, em sedimento. A baixa translocação da maioria dos metais pode ter sido influenciada pela competitividade entre os metais nos compartimentos estudados, e os efeitos negativos sob a inibição e a absorção pela raiz da planta pode ter ocorrido devido à intolerância da espécie estudada. Assim, devido à restrita remediação da *Brachiaria* sp. para Cd, Pb, Sb, Ni, Co, Cr, será necessário analisar e avaliar a supressão desses metais em outras espécies vegetais. Portanto, conclui-se que a *Brachiaria* sp. apresenta potencial para fitorremediar os metais Zn e Cu e sinaliza que as demais espécies metálicas fitoestabilizam nos solos e sedimentos e demandam maiores cuidados para com a qualidade da água do Córrego da Cascata, que está sob influência de rodovias e áreas urbanas.

## REFERÊNCIAS

- ADRIANO, D. C. 1986. **Trace elements in the terrestrial environment**. 2. ed. Aiken: South Carolina, USA, 533p.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. 2013. Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications. **Chemosphere**, **91**:869-881.
- ALI, H.; NASEER, M.; SAJAD, M. A. 2012. Phytoremediation of heavy metals by *Trifolium alexandrinum*. **International Journal of Environmental Sciences**, **2**(3):1459-1469.
- ALMEIDA, R. F. 2012. Plantas acumuladoras de metais pesados no solo – uma revisão. **Revista Biotecnologia**, **3**(1):28-46.
- ANDREAZZA, R. et al. 2013. Copper phytoextraction and phytostabilization by *Brachiaria decumbens* Stapf. in vineyard soils and a copper mining waste. **Open Journal of Soil Science**, **3**:273-282.

- BAIRD, C.; CANN, M. 2011. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre, RS: Bookman, 844p.
- BELLUTA, I. et al. 2018. Contaminação por espécies metálicas em solos associados às rodovias: Botucatu-SP. **Rev. Geociências**, **37(2)**:347-359.
- BELLUTA, I. et al. 2020. *Stormwater runoff* de rodovias e áreas urbanas: fonte principal de contaminação por metais no Córrego da Cascata – Botucatu (SP). **Rev. Geociências**, **39(2)**:377-396.
- BRANDÃO, C. J. et al. 2011. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 326p.
- CUSKE, M; KARCZEWSKA, A.; GALKA, B. 2014. Ultrasonic cleaning of plant roots in their preparation for analysis on heavy metals. **Uniwersytet Zielonogórski**, **155(35)**:25-32.
- DUARTE, R. P. S. 2003. **Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos e plantas às margens de uma rodovia de tráfego intenso de veículos**. Tese (Doutorado em Agronomia) – UNESP, Botucatu, 127p.
- DUARTE, R. P. S.; PASQUAL, A. 2000. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Revista Energia na Agricultura**, **15(1)**:46-58.
- KABATA-PENDIAS, A. 2010. **Trace elements in soil and sand plants**, 4. ed, Boca Raton, FL, CRC PRESS, 548p.
- MARKUS, J.; Mc BRATNEY, A. B. A. 2001. Reviw of the contamination of soil with. Lead II, spacial distribution and risk sassesment of soil lead. **Environmental Internatinal**, **27**:399-411.
- MARTINEZ, M. S; CRUVINEL, V. F. C.; BARATTO, D. M. 2013. Avaliação da fitorremediação de solos contaminados com metais pelo capim braquiária e mostarda da Índia. **Revista DAE**, (191):30-37.
- MATOS, A. T. 2011. **Poluição ambiental: impactos no meio físico**. 2. ed. Viçosa: UFV, 260p.
- MINELLO, M. C. S. et al. 2009. Sediment grain size distribution and heavy metals determination in a dam on the Paraná River at Ilha Solteira, Brazil. **Journal of Environmental Science and Health**, **44**:861–865.
- MUSETTI, R. A. 1999. Bacias hidrográficas no Brasil: aspectos jurídico-ambientais. **Revista Jus Navigandi**, **1(35)**. Disponível em: <<http://jus.com.br/revista/texto/1700>>. Acesso em: 14 dez. 2017.
- PADMAVATHIAMMA, P. K; LI, L. Y. 2007. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. **Water Air Soil Pollut**, **184**:105–126.
- PEREIRA, A. A.; BORGES, J. D.; LEANDRO, W. M. 2010. Metais pesados e micronutrientes no solo e em folhas de *Brachiaria decumbens* às margens de rodovias. **Bioscience Journal**, **26**:347-357.
- SANTOS, F. S. et al. 2006, Chelate-induced phytoextraction of metal polluted soils whith *Brachiaria decumbens*. **Chemosphere**, **65**:43-50.
- SILVA, L. C.; ALMEIDA, J. C. R.; ALMEIDA, A. A. S. 2013. Ocorrência de chumbo e zinco nos solos e plantas às margens de uma rodovia de tráfego veicular intenso. **Revista Ambiente Água**, **8**:50-59.
- SOARES, C. R. F. S. et al. 2001. Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, **13(3)**:302-315.
- SOKAL, R. R.; ROHLE, F. J. 1995. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. 3. ed. New York: W. H. Freeman, 887p.
- SOUZA, P. E; SILVA, I. F; FERREIRA, L. E. 2011. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **Revista Brasileira de Agrociências**, **17(2-4)**:167-173.

Submetido em: 25.05.2020

Aceito em: 03.11.2020