

# Tratamento de esgoto sanitário por escoamento superficial no solo: remoção de metais

*Wastewater treatment by overland flow: removal of metals*

Mario Luiz Rodrigues Foco<sup>1\*</sup>, Edmar Santos de Souza<sup>1</sup>, Edson Aparecido Abdul Nour<sup>2</sup>

## RESUMO

## ABSTRACT

Com o objetivo de avaliar a remoção e a concentração dos metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), ferro (Fe), níquel (Ni) e zinco (Zn) em águas residuais municipais, foram conduzidos ensaios de campo utilizando o método do escoamento em duas taxas de aplicação superficial, 0,30 e 0,20 m<sup>3</sup>.m<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>, em uma rampa de 4,25 × 40 m, com 3,5% de declividade, plantada com Tifton 85 (*Cynodon* spp.). Em amostras coletadas durante o estudo de 15 meses, apenas Cu, Cr e Pb excederam os limites de lançamento de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011 (BRASIL, 2011). A taxa de aplicação não influencia na remoção superficial de Cd, Cr, Cu, Fe, Ni e Pb, no entanto maior remoção de Zn ocorreu ao empregar taxas de aplicação superficial de 0,30 m<sup>3</sup>.m<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. A taxa de aplicação não influencia a incorporação de Cd, Cr, Fe, Ni e Zn na biomassa, porém maior incorporação de Pb ocorreu ao aplicar 0,20 m<sup>3</sup>.m<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>.

In order to evaluate the removal and concentration of the metals cadmium (Cd), chrome (Cr), copper (Cu), lead (Pb), iron (Fe), nickel (Ni) and zinc (Zn) in municipal wastewater, we conducted field tests using the method of overland flow under two rates of surface application, 0.30 and 0.20 m<sup>3</sup>.m<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>, on a ramp of 4.25 × 40 m with a slope of 3.5%, planted with Tifton 85 (*Cynodon* spp.). In samples collected during the 15-month study, only Cu, Cr and Pb exceeded the discharge limit according to the National Environment Council (CONAMA) Resolution n. 430/2011 (BRASIL, 2011). The application rate does not influence the surface removal of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Pb; however, higher Zn removal occurred by applying rates of surface application of 0.30 m<sup>3</sup>.m<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. The rate of application does not influence the incorporation of Cd, Cr, Fe, Ni and Zn in the biomass, but greater incorporation of Pb occurred when applying 0.20 m<sup>3</sup>.m<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>.

**Palavras-chave:** escoamento superficial; metais pesados; água residual municipal.

**Keywords:** overland flow; heavy metals; municipal wastewater.

## INTRODUÇÃO

No processo de tratamento por escoamento superficial no solo, o esgoto sanitário é aplicado na porção superior de rampas inclinadas, geralmente constituídas por solo relativamente impermeável e cobertas por vegetação. O esgoto é tratado ao escoar sobre a superfície da rampa por mecanismos naturais: físicos, químicos e biológicos. O efluente tratado é coletado na superfície da extremidade inferior da rampa (SMITH & SCHROEDER, 1985).

O escoamento superficial no solo é relatado como um processo de tratamento eficaz para remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e de sólidos suspensos totais (SST), apresentando eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal superior a 95% (SMITH & SCHROEDER, 1985; TERADA; PAGANINI; ZUCCOLO, 1985; COURACCI FILHO, 1991; TONETTI; COURACCI FILHO; STEFANUTTI, 2012). As eficiências de remoção de nitrogênio total e fósforo são geralmente em torno de 50%

(LOURES *et al.*, 2006). No entanto, pouca informação está disponível sobre a remoção de metais por escoamento superficial (STEFANUTTI *et al.*, 2002; PAGANINI; SOUZA; BOCCHIGLIERI, 2004).

A remoção de metais ocorre primeiramente por adsorção ou precipitação no solo; assim, a aclimatação do sistema não é um fator significativa na remoção de metais (ZIRSCHKY *et al.*, 1989).

O conhecimento da relação entre o desempenho do processo e os parâmetros de operação é necessário para se desenvolver um método racional de concepção do sistema de tratamento, que pode ser utilizado para otimizar seu dimensionamento e produzir um efluente de uma determinada qualidade a um custo mínimo. Um modelo preditivo que serve como base para uma abordagem racional para a concepção de sistemas de escoamento superficial foi desenvolvido por Smith (1982), e outros modelos, por Abernathy, Zirschky e Borup (1985).

<sup>1</sup>Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) - Campinas (SP), Brasil.

<sup>2</sup>Professor associado do Departamento de Saneamento e Ambiente da UNICAMP - Campinas (SP), Brasil.

**Autor correspondente:** foco\_mario@yahoo.com.br

**Recebido:** 22/05/2014 - **Aceito:** 12/06/2017 - **Reg. ABES:** 135318

No presente trabalho, uma rampa de escoamento superficial no solo, em escala piloto, foi utilizada para o tratamento de esgoto sanitário, visando: avaliar a capacidade da rampa de escoamento superficial como método de tratamento na remoção de metais contidos no esgoto sanitário da cidade de Limeira, São Paulo; obter equações de remoção de metais em função do comprimento da rampa para duas taxas de aplicação superficial; e verificar a incorporação dos metais na biomassa.

## MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho experimental foi realizado por 15 meses (397 dias) na instalação piloto implantada na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Graminha, localizada na cidade de Limeira, São Paulo. O esgoto sanitário, após ser coletado na entrada da ETE, antes do tratamento preliminar, passou por uma peneira estática, com abertura de 1,5 mm, e foi encaminhado para 3 tanques de equalização ( $V=2\text{ m}^3$  cada), mantidos com nível constante e sem agitação, posicionados a 0,3 m acima do ponto de aplicação ao sistema.

O tratamento ocorreu por escoamento superficial no solo (Figura 1) em uma rampa de 4,25 m de largura e 40,0 m de comprimento, com declividade de 4,0%, cultivada com gramínea Tifton 85 (*Cynodon spp.*). Na mesma rampa, foram avaliadas duas taxas de aplicação ( $q$ ) de esgoto após o tratamento preliminar: 0,30 ( $q_1$ ) e 0,20 ( $q_2$ )  $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ . O afluente foi distribuído por meio de um tubo de PVC, instalado na extremidade elevada da rampa, com diâmetro de 100 mm, possuindo orifícios de 10 mm a cada 0,1 m.

O esgoto foi encaminhado por ação da gravidade, e a vazão foi controlada por meio de um registro de pressão localizado no ramal que o conduzia ao tubo de distribuição.

Para assegurar o escoamento com fluxo regular na rampa, foram instaladas barreiras de concreto em intervalos de 5,0 m, transversalmente ao comprimento, com altura de 0,02 m e 0,025 m de largura, conforme adotado por Paganini (1997).

O funcionamento do sistema de tratamento consistiu na aplicação de esgoto por um período de 12 h.d<sup>-1</sup>, de segunda a sexta-feira.

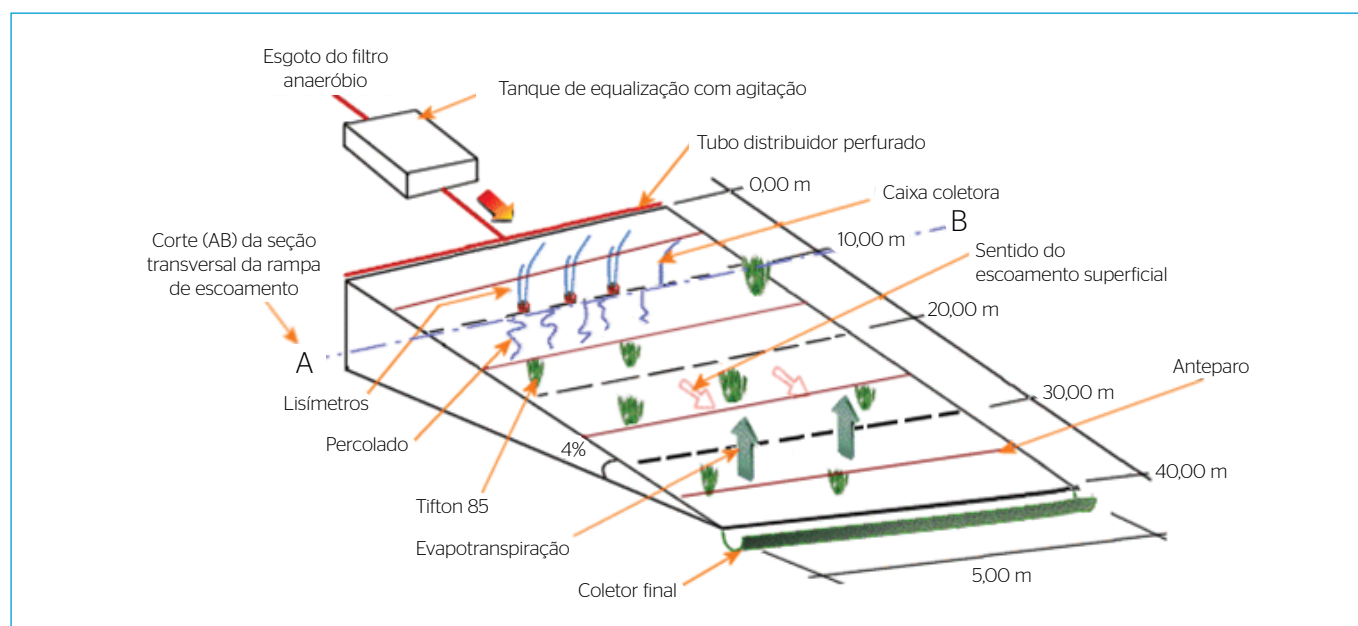
Na Tabela 1, apresenta-se um resumo dos parâmetros utilizados no projeto, seus símbolos e unidades.

Nas Figuras 1 e 2, apresenta-se a instalação piloto para escoamento superficial no solo.

Amostras do afluente e efluente foram coletadas semanalmente para realização do monitoramento do sistema por meio dos parâmetros: pH, temperatura (°C), alcalinidade total (AT), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos: totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV) conforme metodologia descrita no *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 1995).

**Tabela 1 -** Parâmetros de dimensionamento da rampa de escoamento superficial.

Parâmetro	Símbolo	Unidade	Valor	
			$q_1$	$q_2$
Taxa de aplicação	$q$	$\text{m}^3\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$	0,3	0,2
Carga hidráulica	CH	$\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$	8,0	5,3
Período de aplicação	$p$	$\text{h}\cdot\text{d}^{-1}$	12,0	
Frequência	$F$	$\text{d}\cdot\text{sem}^{-1}$	5,0	
Comprimento	$z$	M	40,0	
Largura	$b$	M	4,25	
Declividade	$l$	%	3,5	



**Figura 1 -** Esquema da instalação piloto para escoamento superficial no solo.

Foram coletadas amostras quinzenais do afluente, líquido superficial (0, 10, 20, 30 e 40 m da rampa — L10, L20, L30 e L40, respectivamente), líquido percolado (coletado em lisímetros) e efluente, para determinação dos metais cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb), níquel (Ni), zinco (Zn) e ferro (Fe), conforme o *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 1995). Foram utilizadas curvas correlacionando a remoção dos metais em função da distância da rampa, verificando o ajuste dos dados por meio do coeficiente de correlação ( $R^2$ ).

A cada 50 dias, coincidindo com a poda da gramínea, foram coletadas amostras de solo, com auxílio de um trado manual com diâmetro de 50 mm, ao longo da rampa, nas distâncias 0, 10, 20, 30 e 40 m com profundidades 0,25; 0,50 e 1,00 m. Nas determinações dos metais foram utilizados os métodos de Lindsay e Norvell (1978), com solução extratora de ácido dietilenotriaminopentacético (DTPA) em pH 7,3 e Mehlich-3, conforme Mehlich (1984), com digestão prévia por micro-ondas.

Na biomassa (gramínea) foi utilizado o método de decomposição de matérias de plantas com ácido nítrico e perclórico em blocos digestores, utilizado em análises de rotina da Seção de Química do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) desde 1976, conforme recomendado por Krug *et al.* (1977).

As análises de metais no esgoto, solo e planta foram realizadas no laboratório do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). As análises de monitoramento foram realizadas no Laboratório de Físico-Química do Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) em Limeira, São Paulo, e as amostras coletadas nos lisímetros foram analisadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo em Campinas, São Paulo, ambos institutos da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

O solo da rampa de escoamento foi classificado como franco arenoso, segundo a classificação do *United States Department of Agriculture*

(USDA). Para essa avaliação, o solo foi coletado no início da rampa, entre 0 e 10 m, e no final, entre 30 e 40 m nas profundidades de 0; 0,25; 0,50; 0,75 e 1,00 m.

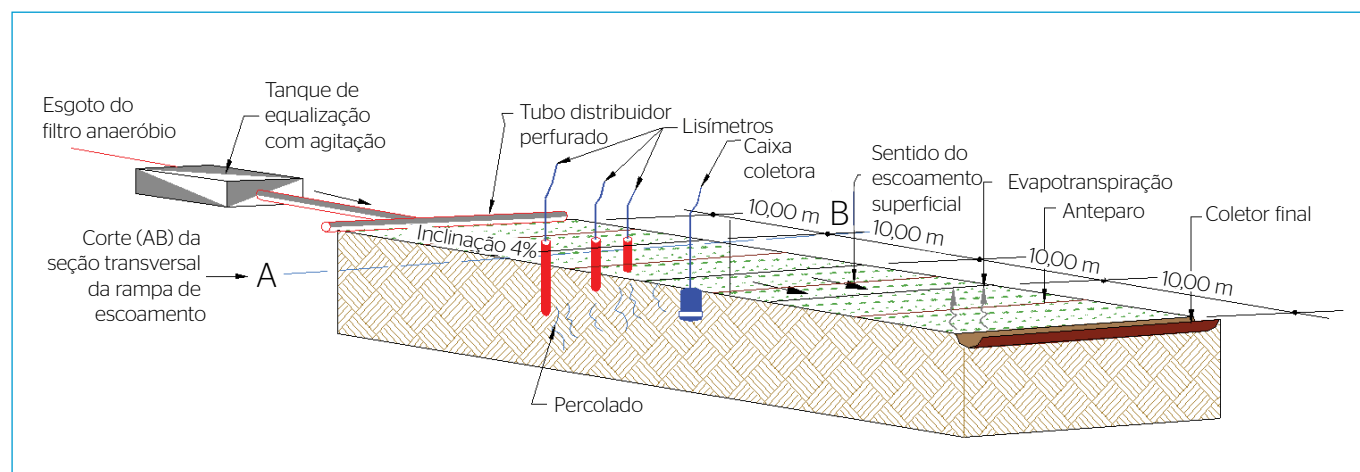
Foi utilizado o teste de hipóteses (comparação entre as médias) para verificar a semelhança entre as diferentes taxas de aplicação, a um nível de significância de 5% ( $p > 0,05$ ) quanto à remoção de metais ao longo da rampa.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios dos principais constituintes presentes no esgoto sanitário utilizado no estudo, após o tratamento preliminar, o tratamento por escoamento superficial no solo, seu efluente e os limites de lançamento segundo as Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 e nº 430/2011 estão apresentados na Tabela 2 (BRASIL, 2005; 2011).

O pH é um parâmetro importante na remoção dos metais por afetar sua especiação química. No caso em estudo, mostrou-se praticamente constante ao longo da rampa, apresentando valor próximo da neutralidade ( $7,0 \pm 0,3$ ), com valores máximos e mínimos para afluente de 7,7 e 6,2; e efluente de 7,6 e 6,4, respectivamente. A temperatura do esgoto afluente à rampa esteve na média de  $29 \pm 2^\circ\text{C}$ , dentro da faixa ótima, segundo Figueiredo, Smith e Schroeder (1984), de 25 a  $35^\circ\text{C}$  para o processo de tratamento e o crescimento da vegetação.

O efeito do pH sobre a atividade dos metais em solução em solos naturalmente ácidos é reduzido com o aumento do pH (ADRIANO, 2001). Como não ocorreu diferença significativa no comportamento no valor de pH na fase líquida ao longo de toda a rampa, a remoção de metais existentes na fase líquida provavelmente foi decorrente de outros mecanismos, não sendo produzida pela precipitação química decorrente da formação do hidróxido do metal.



**Figura 2** - Instalação piloto para escoamento superficial no solo, com os locais de coleta de amostras.

Na Figura 3, apresenta-se o gráfico *box-plot* com as concentrações afluente e efluente de DQO durante as duas etapas do estudo.

As eficiências de remoção de DQO por meio do escoamento superficial nas taxas de aplicação de 0,3 e 0,2 m<sup>3</sup>.m<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> foram de 86±5% e 85±2%, não havendo diferença significativa entre os valores de remoção (p>0,05).

Vale ressaltar que a razão entre o volume coletado de efluente tratado ao final da rampa e o volume de efluente aplicado, em ambas as etapas, foi de 0,62±0,22 para as duas etapas estudadas. A evapotranspiração e a infiltração no solo foram os mecanismos responsáveis pela diferença de volume resultante.

Na Figura 4, apresentam-se as concentrações de SST, SSV e SSF durante as duas etapas, 1 e 2.

A eficiência de remoção de sólidos suspensos está inversamente relacionada com o valor da taxa de aplicação de efluente bruto, ou seja, a remoção torna-se mais eficiente com o decréscimo da taxa de aplicação. Segundo Paganini (1997), essa relação é muito mais forte quando da aplicação de efluente de esgoto sanitário bruto e proveniente de tratamento primário. As eficiências de remoção de SST, SSV e SSF obtidas para as duas taxas de aplicação foram de 56±27% e 56±16%; 59±28% e 62±18%; e de 36±54% e 18±31%, respectivamente, não havendo diferença significativa (p>0,05) entre as remoções diante das duas taxas de aplicação utilizadas no estudo.

O fato de a concentração de sólidos em suspensão no afluente bruto utilizado ser baixa se deve a duas características: a bacia onde se encontra a rede coletora que envia esgoto para a ETE atender, na ocasião do trabalho, área residencial e comercial; e existirem caixas de reservação do esgoto bruto no sistema piloto, de forma a regularizar a vazão para as rampas. Tais caixas acabavam funcionando como uma unidade de sedimentação de sólidos.

A diminuição na concentração de sólidos suspensos do esgoto bruto no final do período da taxa de aplicação 0,30 m<sup>3</sup>.m<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> teve como influência a época das chuvas, quando as características do esgoto foram influenciadas pela presença de águas pluviais na rede coletora, devido às ligações irregulares. Contudo, as características do esgoto tratado após a rampa não se alteraram, comportamento semelhante aos observados por Figueiredo, Smith e Schroeder (1984).

A remoção de SSV foi superior à remoção da fração fixa em decorrência da metabolização da matéria orgânica presente. O desprendimento natural dos sólidos depositados nos primeiros metros da rampa não causa nenhuma diminuição na qualidade do efluente tratado, pois

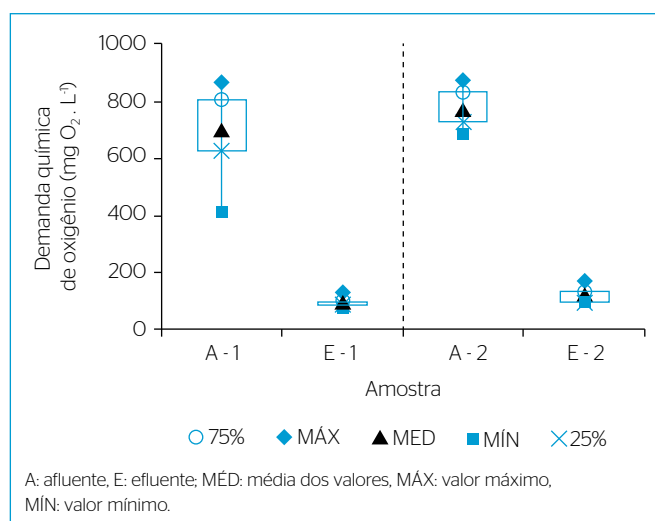


Figura 3 - Concentração de demanda química de oxigênio afluente e efluente na rampa de escoamento superficial nas duas etapas estudadas.

Tabela 2 - Valores médios, desvios padrão e números de amostras dos principais constituintes do afluente, efluente tratado e os limites de lançamento segundo as Resoluções do CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011.

Parâmetro	n*	Afluente			Efluente			Limite
		M±DP	Mín	Máx	M±DP	Mín	Máx	
DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	42	735±110	412	875	106±24	74	168	
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	42	89±30	52	163	35±14	5	78	
Temperatura do líquido (°C)	15	29±1	27	31	29±2	28	32	<40,0
pH	42	7,0±0,3	6,2	7,7	7,0±0,3	6,4	7,6	5,0-9,0
Alc. total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	42	149±11	125	169	117±11	93	137	
Cd (mg.L <sup>-1</sup> )	15	0,12±0,04	0,05	0,19	0,08±0,04	0,04	0,14	0,2
Cu (mg.L <sup>-1</sup> )	15	1,14±0,13	0,95	1,36	0,67±0,17	0,31	0,97	1,0
Cr (mg.L <sup>-1</sup> )	15	0,15±0,03	0,07	0,17	0,07±0,01	0,05	0,08	0,1**
Pb (mg.L <sup>-1</sup> )	15	0,49±0,20	0,21	0,80	0,20±0,11	0,09	0,44	0,5
Fe (mg.L <sup>-1</sup> )	15	3,78±2,28	1,50	9,86	1,78±1,11	0,11	3,85	15,0
Ni (mg.L <sup>-1</sup> )	15	0,78±0,11	0,63	0,97	0,38±0,14	0,14	0,62	2,0
Zn (mg.L <sup>-1</sup> )	15	1,33±0,55	0,35	2,27	0,67±0,25	0,16	1,03	5,0

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; \*número de amostras; \*\*cromo hexavalente (Cr<sup>6+</sup>), cromo trivalente 1,0 mg Cr<sup>3+</sup>.L<sup>-1</sup>; M: média; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; Alc: alcalinidade.

ele ocorre sempre após a estabilização biológica desses sólidos, que se depositam ao longo do comprimento da rampa mesmo após a ocorrência de chuvas. A formação de um biofilme na superfície da rampa, entre a vegetação e o solo, diminui o arraste de sólidos mesmo após a ocorrência de chuvas.

Na Tabela 3, apresenta-se um sumário com as eficiências de remoção de metais, em função da taxa de aplicação superficial.

Vale ressaltar que esses resultados foram decorrentes da avaliação das concentrações do metal e não da quantificação do fluxo de massa em  $\text{mg}\cdot\text{h}^{-1}$ , o qual indicaria maior remoção de metais pelo sistema de tratamento, pois a vazão de saída foi de  $62\pm 22\%$  da vazão afluente, valor semelhante ao encontrado por Nour (1990).

Quanto à eficiência de remoção de metais, ela foi calculada sempre em função da fração total, na qual as amostras eram digeridas antes da determinação de cada um dos elementos de estudo. Quanto à remoção de nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P), eles não foram avaliados neste estudo, mas a literatura reporta valores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) de até 61,9% e de P total de até 88,8%.

### Cádmio, ferro, níquel e zinco

As concentrações afluente e efluente dos metais Cd, Fe, Ni e Zn estão apresentadas na Tabela 2. Durante os 15 meses de operação do sistema de escoamento superficial no solo, as concentrações desses elementos não excederam suas respectivas concentrações limites, de 0,2; 15,0; 2,0 e 5,0  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente, estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

Na Tabela 3 estão apresentadas as eficiências de remoção de Cd, Fe, Ni e Zn pelo sistema nas taxas de aplicação de 0,30 e 0,20  $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ , correspondendo a cargas hidráulicas de 8,0 e 5,3  $\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$ . O teste de comparação das médias indicou não haver diferença significativa ( $p>0,05$ ) sobre a remoção superficial de Cd, Fe e Ni entre as taxas de aplicação superficial (TAS) aplicadas. Porém, para o Zn,

a remoção foi significativamente superior ( $p<0,05$ ) ao aplicar TAS de 0,30  $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ .

Em seu estudo, Peters, Lee e Bates (1981) variaram a carga hidráulica entre 1,27; 2,54; 3,81 e 5,08  $\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$ , alcançando remoções de Cd de 85; 91; 77 e 63%; de Ni de 92; 87; 79 e 66%, respectivamente, com concentrações médias afluentes de 0,02  $\text{mg}\cdot\text{Ni}\cdot\text{L}^{-1}$ ; remoção de Zn de 88; 87; 79 e 75%, com concentrações médias afluentes de 0,02  $\text{mg}\cdot\text{Zn}\cdot\text{L}^{-1}$ . As concentrações de Fe apresentavam-se abaixo do limite de detecção.

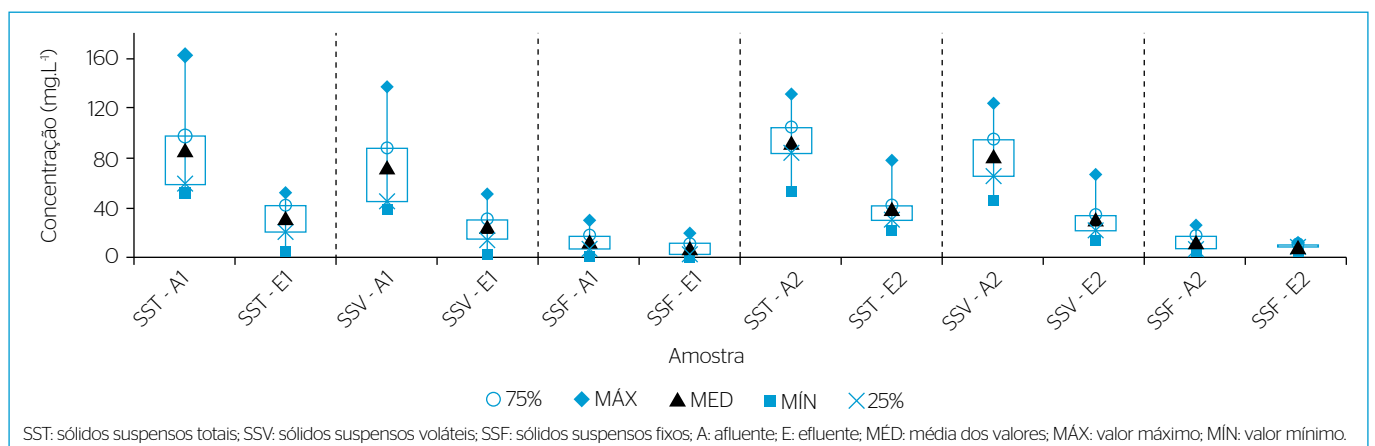
Zirschky *et al.* (1989) afirmam não haver relação entre a carga hidráulica ou TAS com a remoção de metais em tratamentos por escoamento superficial, porém, em seu trabalho, as eficiências de remoção foram reduzindo-se enquanto aumentou-se a TAS entre 10,2; 18,6; 27,0 e 34,2  $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ . Esses pesquisadores realizaram estudo em rampas de escoamento superficial com 91 e 61 m de comprimento e alcançaram remoção de Ni variando entre 35%, na rampa de 91 m com  $\text{CH}=3,30\text{ cm}\cdot\text{d}^{-1}$ , e 41%, na de 61 m com  $\text{CH}=3,4\text{ cm}\cdot\text{d}^{-1}$ ; e eficiências de remoção de Zn variando entre 53 e 80% na rampa de 91 m,  $\text{CH}=3,7$  e 3,3  $\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$ , respectivamente, e 56 a 75% na de 61 m, com  $\text{CH}=6,02$  e 3,4  $\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$ , respectivamente. Os elementos Cd e Fe estavam abaixo do limite de detecção.

Na Figura 5, apresentam-se as regressões lineares dos dados de remoção de Cd, Fe, Ni e Zn em função da distância da rampa, proporcionando um bom ajuste para  $q_1$  e  $q_2$ , apresentando coeficientes de correlação superiores a 0,9, exceto para o Cd ao aplicar taxa  $q_2$ .

**Tabela 3 - Eficiências de remoção de metais em cada taxa de aplicação.**

TAS ( $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ )	CH ( $\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$ )	Eficiência de remoção (%)						
		Cd	Cu	Cr	Pb	Fe	Ni	Zn
0,30	8,0	34±23	39±15	47±11	65±12	60±18	46±10	58±12
0,20	5,3	31±20	45±6	60±5	48±24	50±11	57±17	41±12

TAS: taxa de aplicação superficial; CH: carga hidráulica.

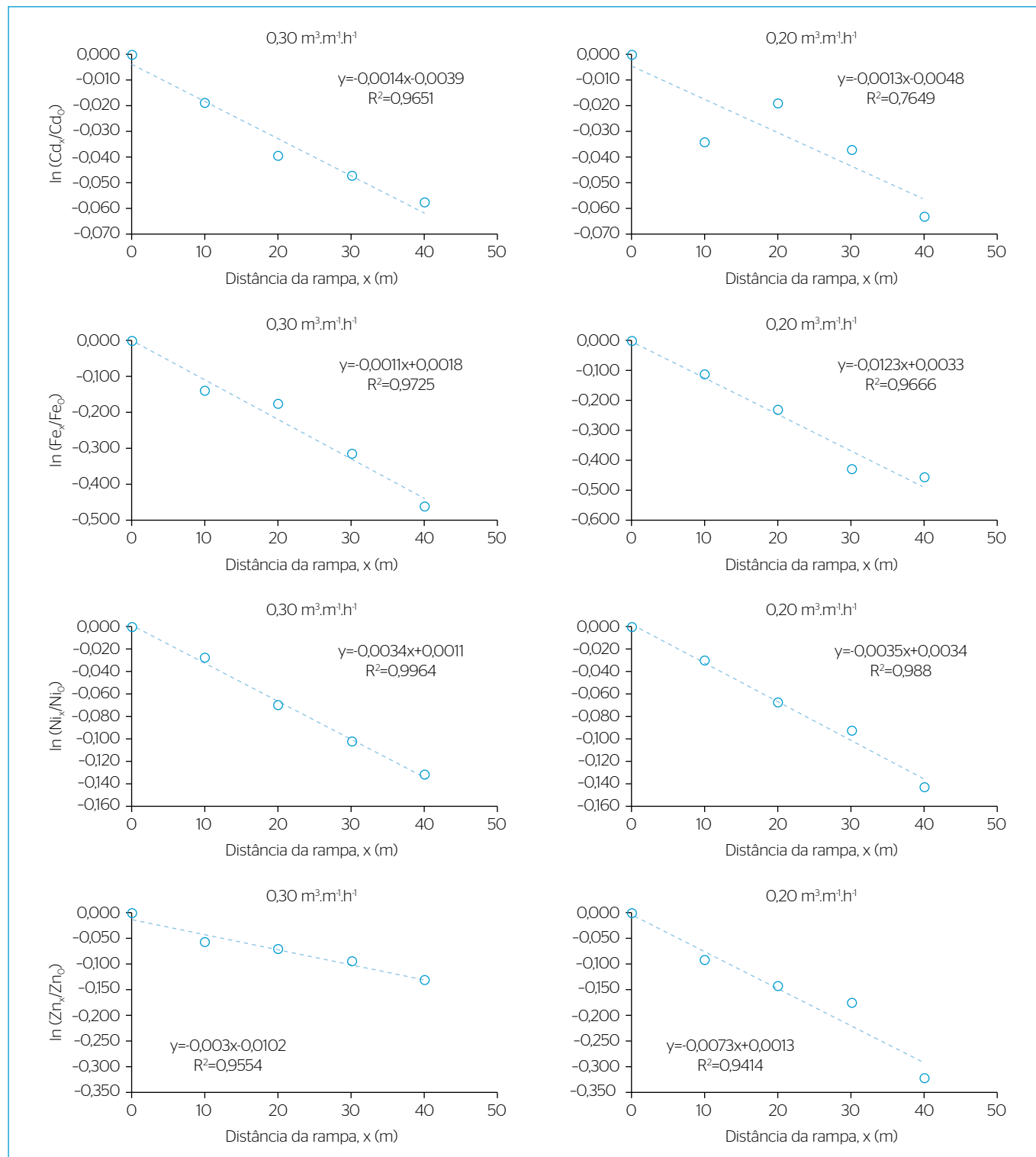


**Figura 4 - Concentração de sólidos suspensos totais, voláteis e fixos no afluente e efluente na rampa de escoamento superficial ao longo do período amostrado.**

### Cobre, cromo e chumbo

As concentrações afluente e efluente de Cu, Cr e Pb estão apresentadas na Tabela 2; as concentrações dos dois primeiros elementos excederam suas respectivas concentrações limites de 1,0 e 0,1 mg.L<sup>-1</sup>,

estabelecidas pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005), em todas as amostras. Enquanto o elemento Pb, durante a aplicação das taxas q<sub>1</sub> e q<sub>2</sub>, 70,0 e 37,5% das amostras, respectivamente, excedeu o limite de 0,5 mg.L<sup>-1</sup>.



**Figura 5** - Regressão linear para remoção de cádmio, ferro, níquel e zinco em função da distância da rampa, nas duas taxas de aplicação superficial aplicadas, para o líquido superficial.

Na Tabela 3 estão apresentadas as eficiências de remoção de Cu, Cr e Pb pelo sistema nas taxas de aplicação de 0,30 e 0,20  $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . O teste de comparação das médias indica não haver diferença significativa ( $p > 0,05$ ) sobre a remoção superficial de Cu, Cr e Pb entre as duas TAS aplicadas.

Na Figura 6, apresentam-se as regressões lineares dos dados de remoção em função da distância da rampa dos metais Cu, Cr e Pb presentes no líquido superficial. O ajuste para  $q_1$  e  $q_2$  apresentam coeficientes de correlação superiores a 0,9.

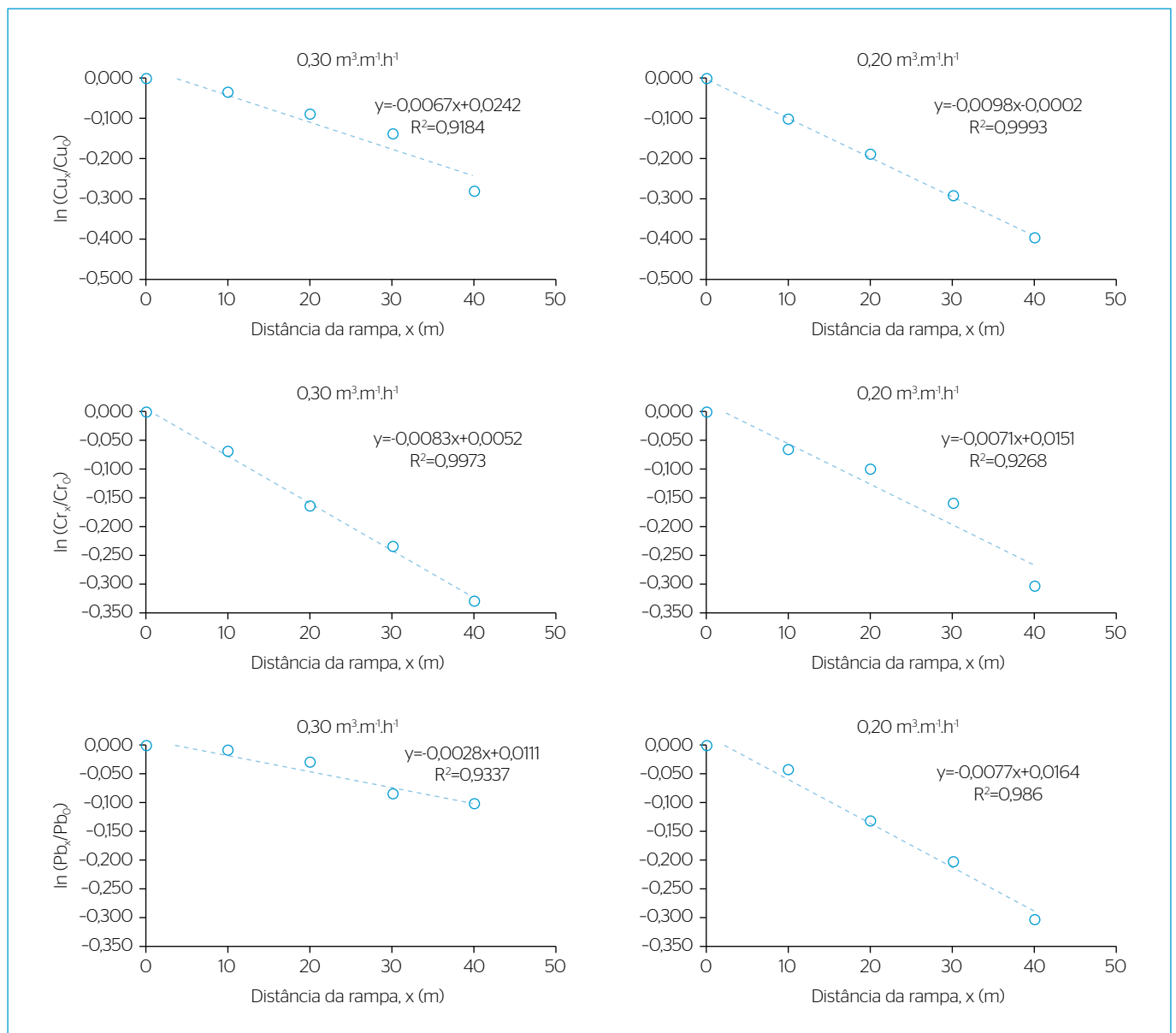
Peters, Lee e Bates (1981) alcançaram 93, 82, 74 e 64% de remoção de Cu, em função das cargas hidráulicas aplicadas, de 1 a 7  $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$ , respectivamente, com concentrações médias afluentes de 0,0332  $\text{mg Cu} \cdot \text{L}^{-1}$ . Zirschky *et al.* (1989) alcançaram eficiências de

remoção de Cu variando entre 52 e 59%; e 37 e 53%, em rampas de 91 e 61 m, respectivamente.

Zirschky *et al.* (1989) afirmam que as eficiências reportadas por autores de sua época, acima de 90%, podem ser causadas por dois fatores:

1. o esgoto aplicado continha concentrações de metais superiores aos aplicados por ele;
2. o esgoto utilizado por outros autores continha concentração de sólidos suspensos acima de 30  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , assim, a remoção de metais por sedimentação é pouco representativa em seu sistema.

No entanto, no presente trabalho foram aplicadas maiores concentrações de metais e sólidos em suspensão (Figura 3), em comparação



**Figura 6** - Regressão linear para remoção de cobre, cromo e chumbo em função da distância da rampa, nas duas taxas de aplicação superficial aplicadas, para o líquido superficial.

com trabalhos de autores anteriores, e as eficiências de remoção de metais permaneceram inferiores às deles.

Na Figura 7 apresentam-se as concentrações médias de Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn, referentes ao percolado no solo, coletados por meio de lisímetros instalados em 3 profundidades: 0,25; 0,50 e 1,0 m, nas distâncias 0, 10, 20, 30 e 40 m da rampa de escoamento superficial.

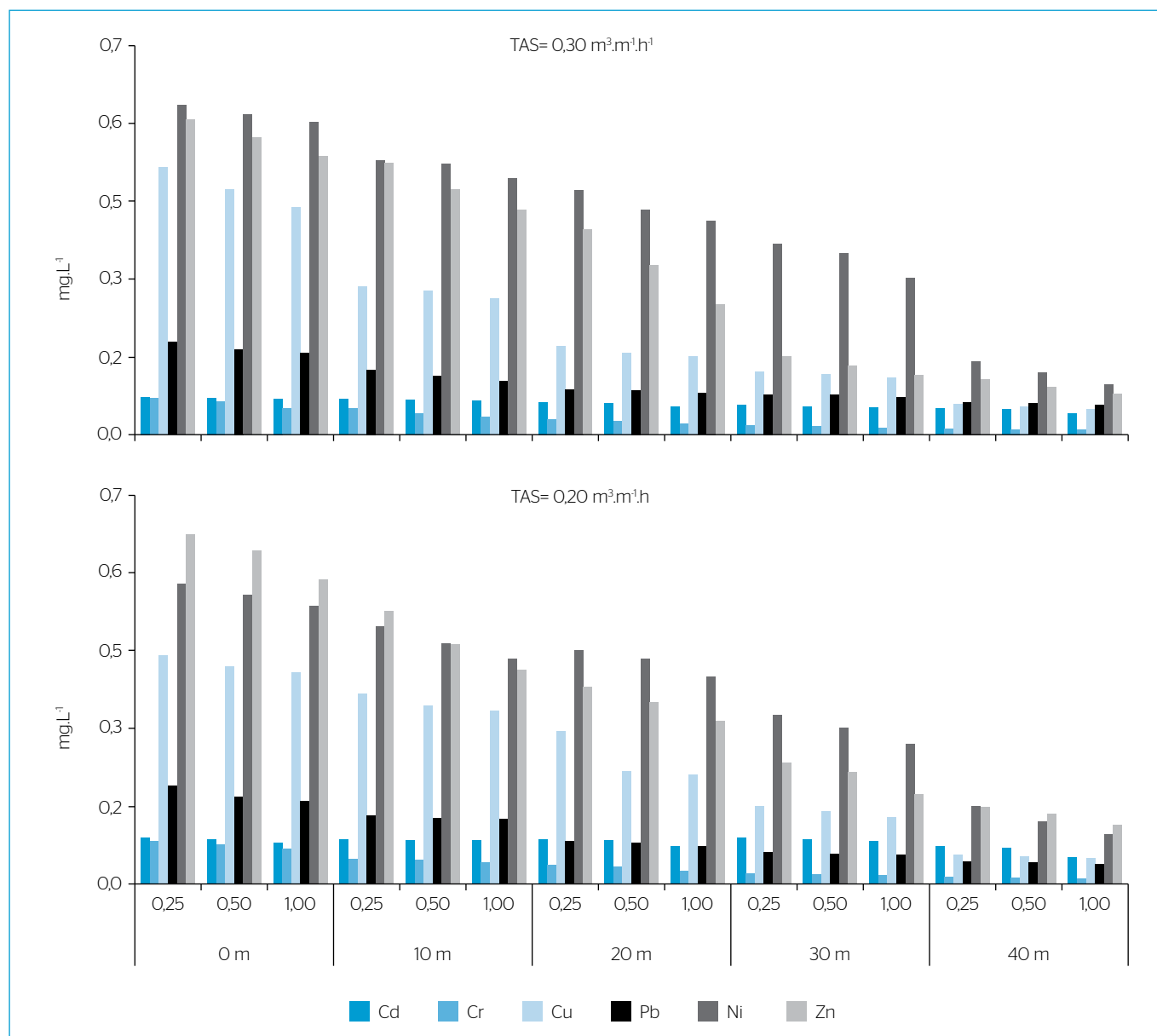
As concentrações de Cd retiradas nos lisímetros nas profundidades de 0,25; 0,50 e 1,0 m, distanciados entre 0, 10, 20, 30 e 40 m não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) com relação às duas taxas de aplicação ou com o distanciamento na rampa.

As concentrações de Cr e Fe nos lisímetros foram significativamente maiores ( $p < 0,05$ ) com a taxa de aplicação de

$0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  e houve decréscimo das concentrações ao longo da profundidade e do distanciamento da rampa. A percolação desses metais foi significativamente maior ( $p < 0,05$ ) entre os pontos 0 e 10 m.

As concentrações de Cu, Pb, Ni e Zn não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) com relação às duas taxas de aplicação. Porém, as concentrações retiradas nos lisímetros ao longo do comprimento da rampa apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), indicando maior percolação nos primeiros 10 m.

O comportamento verificado para a concentração de metais é semelhante ao observado por Smith e Schroeder (1985) e Coraucci Filho (1991) para a remoção de matéria orgânica.



**Figura 7** - Concentrações médias, de 15 amostras, de cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel e zinco, na rampa, coletados nas 3 profundidades (0,25; 0,50 e 1,00 m) por meio de lisímetros instalados a 0, 10, 20, 30 e 40 m.



## Metais na gramínea

Na Tabela 4 são apresentadas as médias dos teores de metais na gramínea Tifton 85 (*Cynodon spp.*) nas duas taxas de aplicação ( $q_1=0,30$  e  $q_2=0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ) nas distâncias L10, L20, L30 e L40 m da rampa, com ocorrência de poda a cada 50 dias.

As concentrações de Cd variaram de 0,01 a 3,1  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  entre as coletas realizadas, não havendo diferença significativa ( $p>0,05$ ) entre uma ou outra taxa de aplicação. Porém, houve diferença significativa ( $p<0,05$ ) com aumento na concentração de Cd na gramínea com o distanciamento do ponto de aplicação de esgoto na rampa ( $L10>L20=L30<L40$ ). Não há interação entre taxa de aplicação e comprimento da rampa para o Cd.

As concentrações de Cr variaram de 0,03 a 14,8  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  entre as coletas realizadas, não havendo diferença significativa ( $p>0,05$ ) entre as taxas de aplicação. Porém, houve diferença significativa ( $p<0,05$ ) com diminuição da concentração de Cr na gramínea com o distanciamento do ponto de aplicação de esgoto na rampa,  $L10>L20=L30=L40$ . Não há interação entre taxa de aplicação e comprimento da rampa para Cr.

As concentrações de Cu variaram de 14 a 37  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  entre as coletas realizadas, não havendo diferença significativa ( $p>0,05$ ) entre as taxas de aplicação, ou as coletas entre o comprimento da rampa. Porém, há interação ( $p<0,05$ ) entre a taxa aplicada e o comprimento da rampa, indicando ligeira diferença ao aplicar taxa  $q_1$ , com maior absorção de Cu nos primeiros 20 m e posterior redução nos últimos 20 m da rampa, enquanto com a taxa  $q_2$  houve efeito inverso.

As concentrações de Pb variaram de 0,01 a 16  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  entre as coletas realizadas. Houve diferença significativa ( $p<0,05$ ) com maior incorporação de Pb ao aplicar taxa  $q_2$ ; e concentrações significativamente ( $p<0,05$ ) maiores nas amostras de gramínea nos primeiros 10 m da rampa ( $L10>L20=L30=L40$ ). Houve interação entre os fatores taxa de aplicação e comprimento da rampa ( $p<0,05$ ).

As concentrações de Fe variaram de 411 a 802  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , não apresentando diferenças significativas ( $p>0,05$ ) na avaliação dos fatores ou sua interação.

As concentrações de Ni e Zn variaram de 7 a 104 e de 85 a 250  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , respectivamente, com o mesmo perfil de absorção, não apresentando diferença significativa ( $p>0,05$ ) entre as taxas de aplicação. Porém, as concentrações de Ni e Zn nas amostras retiradas nos primeiros 10 m da rampa foram significativamente maiores ( $p<0,05$ ),  $L10>L20=L30=L40$ .

## CONCLUSÕES

A taxas de aplicação superficial de 0,30 e 0,20  $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  não influenciaram significativamente ( $p>0,05$ ) na remoção superficial dos metais Cd, Cr, Cu, Fe, Ni e Pb. Porém, para Zn houve diferença significativa ( $p<0,05$ ) ao aplicar TAS de 0,30  $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ .

A taxa de aplicação não influencia a incorporação de Cd, Cr, Fe, Ni, Zn na biomassa, porém a distância da rampa influenciou de forma efetiva. As concentrações de Cr, Ni, Zn foram maiores na biomassa coletada nos primeiros 10 m da rampa, enquanto para Cd, a maior concentração do metal ocorreu na biomassa nos últimos 10 m da rampa.

A taxa de aplicação influenciou a incorporação de Pb, pois, ao aplicar TAS=0,20  $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ , foram observadas concentrações maiores nas amostras de biomassa nos primeiros 10 m da rampa.

A presença de metais no líquido percolado ocorreu nos primeiros 10 m do comprimento da rampa, indicando que o mecanismo de remoção, ou transporte de metais, foi muito efetivo no início da rampa.

As equações obtidas para o comportamento do valor das concentrações dos diferentes metais estudados, no efluente, ao longo da distância percorrida na rampa obedeceram a um mesmo padrão de comportamento. Todas indicaram que a concentração do metal caía rapidamente nos primeiros 10 m de escoamento.

**Tabela 4** - Teores de metais na gramínea em função da taxa de aplicação e comprimento da rampa.

Comprimento	Taxa	Cádmio	Cromo	Cobre	Chumbo	Ferro	Níquel	Zinco
		média±DP ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )						
L10	q1	0,74±0,45	12,8±5,8	27±8	0,01±6,06	491±123	93±47	220±52
	q2	0,94±0,30	13,8±1,26	21±2	14,5±3,16	512±68	103±44	249±66
L20	q1	0,03±0,06	2,6±3,2	28±5	0,45±0,71	490±183	31±2	129±13
	q2	0,13±0,01	3,6±0,1	24±1	1,45±0,24	511±44	41±7	149±5
L30	q1	0,01±0,84	3,6±0,9	18±6	0,02±0,01	716±95	7±6	94±13
	q2	0,01±0,92	4,6±0,9	26±0,6	0,01±0,02	746±76	8,2±8,0	115±10
L40	q1	2,00±1,52	2,2±0,2	18±6	0,01±1,73	635±130	11±5	116±5
	q2	3,00±0,78	3,2±1,5	24±0,1	3,00±1,76	664±146	12±11	140±3

DP: desvio padrão.

## REFERÊNCIAS

- ABERNATHY, A.R.; ZIRSCHKY, J.; BORUP, M.B. (1985) Overland flow wastewater treatment at Easley, S. C. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Washington, v. 57, n. 4, p. 291-299.
- ADRIANO, D.C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. 2. ed. New York: Springer. 867 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF) (1995) *Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater*. 19. ed. Nova York: APHA.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). (2005) Resolução nº 357: dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 17 mar. 2005.
- \_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). (2011) Resolução nº 430: dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União*, Brasília, 16 maio 2011.
- CORAUCCI FILHO, B. (1991) *Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial*. 1336 f. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FIGUEIREDO, R.F.; SMITH, R.G.; SCHROEDER, E.D. (1984) Rainfall and overland flow performance. *Journal of Environmental Engineering*, v.110, p. 678-694. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1984\)110:3\(678\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1984)110:3(678))
- KRUG, F.J.; BERGAMIN FILHO, H.; ZAGATTO, E.A.G.; JORGENSEN, S.S. (1977) Rapid determination of sulphate in natural waters and plant digests by continuous flow injection turbidimetry. *Analyst*, Londres, v. 102, n. 3, p. 503-508. <https://doi.org/10.1039/AN9770200503>
- LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. (1978). Development of a DTPA Test for Zinc, Iron, Manganese and Copper. *Soil Science Society of America Journal*, v. 42, p. 421-428. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x>
- LOURES, A.P.S.; SOARES, A.A.; de MATOS, A.T.; CECON, P.R.; PEREIRA, O.G. (2006) Remoção de fósforo em Sistema de tratamento de esgoto sanitário, por escoamento superficial. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, n. 3, p. 706-714. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662006000300025>
- MEHLICH, A. (1984). Mehlich 3 Soil Test Extractant: a Modification of Mehlich 2 Extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 15, n. 12, p. 1409-1416. <https://doi.org/10.1080/00103628409367568>
- NOUR, E.A.A. (1990). *Tratamento do Efluente de uma Indústria Cítrica pelo Método de Escoamento Superficial no Solo*. 178 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- PAGANINI, W.S. (1997) *Disposição de esgotos no solo*. 2. ed. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP. 232 p.
- PAGANINI, W.S.; SOUZA, A.; BOCCHIGLIERI, M.M. (2004) Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgoto por disposição no solo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 3, p. 225-239. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522004000300009>
- PETERS, R.E.; LEE, C.R.; BATES, D.J. (1981) Field investigations of overland flow treatment of municipal lagoon effluent. Technical Report EL-81-9. Vicksburg, Miss.: U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, CE. 312 p.
- SMITH, R.G. (1982) The Overland-flow process. *Environmental Progress*, v. 1, n. 3, p. 195-205. <https://doi.org/10.1002/ep.670010313>
- SMITH, R.G.; SCHROEDER, E.D. (1985) Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Washington, v. 57, n. 7, p. 785-794.
- STEFANUTTI, R.; PACKER, A.P.; CORAUCCI FILHO, B.; MATTIAZZO, M.E.; FIGUEIREDO, R.F. (2002) Accumulation of metals in the soil of na overland flow wastewater treatment system. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 4, p. 967-971. <https://dx.doi.org/10.1039/B207482F>
- TERADA, M.; PAGANINI, W.S.; ZUCCOLO, A.C.F. (1985) Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo com utilização de gramíneas. *Revista DAE*, v. 45, p. 249-254.
- TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R. (2012) Pós-Tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, n. 1, p. 7-12.
- ZIRSCHKY, J.; CRAWFORD, D.; NORTON, L.; DEEMER, D. (1989) Metals removal in Overland flow. *Water Pollution Control Federation*, v. 61, n. 4, p. 470-475. <https://dx.doi.org/10.2307/25046961>

