



**ADSORÇÃO DE COBRE, CHUMBO, CÁDMIO E ZINCO EM RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS ESTABILIZADOS**

Katia Gonçalves Gutierrez<sup>1</sup>

Antônio Teixeira de Matos<sup>2,†</sup>

Efraim Lázaro Reis<sup>2</sup>

Maike Rossmann<sup>1</sup>

Liovando Marciano da Costa<sup>3</sup>

**RESUMO**

O objetivo deste trabalho foi analisar a capacidade de um resíduo sólido urbano (RSU) estabilizado para adsorver metais tóxicos contidos em percolados de aterro sanitário. A quantidade de Cu, Pb, Cd e Zn adsorvida pelo RSU foi obtida com base na diferença entre a concentração inicial e final do metal na suspensão. Com os dados de quantidade de material adsorvido e concentração na solução de equilíbrio foi realizado o ajuste das equações das isotermas de adsorção. Os melhores ajustes para Cd, Zn e Cu foram obtidos utilizando-se o modelo Temkin, para os dois primeiros, e o modelo sigmoidal, para o último. Os resultados da adsorção de Pb no RSU estabilizado não possibilitaram ajustes de equações. Na recirculação do percolado de RSU em colunas de RSU estabilizado de aterros sanitários, o Cd e o Zn foram, dentre os metais avaliados, os que mais rapidamente saturaram os sítios de retenção nas colunas de RSU aterrados e, portanto, devem ter a concentração monitorada no efluente, de forma a se definir quando há a necessidade de troca de local de aplicação de percolado de RSU recém coletado.

**Palavras-chave:** Isotermas de Adsorção; Percolado; Elementos Traço; Resíduo Sólido Urbano.

**ABSTRACT**

**Adsorption of copper, lead, cadmium and zinc in stabilized urban solid waste.** The aim of this work was to analyze the ability of a municipal solid waste (MSW) stabilized to adsorb toxic metals contained in landfill leachate. The amount of Cu, Pb, Cd and Zn adsorbed by MSW stabilized was obtained based on the difference between origin concentration and concentration obtained after adsorption of metal in the suspension. With the amount of material adsorbed and the solution concentration at equilibrium, adjustment of adsorption isotherms was performed. The best fits for Cd and Zn were obtained using the model Temkin and the sigmoidal model was considered for Cu. The results of the adsorption of Pb in MSW stabilized did not allow any adjustment equations. During the recirculation of leachate of MSW in columns of pillars of MSW stabilized, the Cd and Zn were, among the metals evaluated, provis faster saturation os retention sites in MSW landfill columns, therefore, must have the concentration monitored in the effluent, in order to choose when there is a need to change the place of application of leachate of recently collected MSW.

**Keywords:** Adsorption Isotherms; Landfill Leachate; Trace Elements; Municipal Solid Waste.

1 Depto. de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG, Brasil.

2 Depto. de Química, Universidade Federal de Viçosa, – UFV, Viçosa, MG, Brasil. E-mail para correspondência: [efrainreis@gmail.com](mailto:efrainreis@gmail.com)

3 Depto. de Solos, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG, Brasil.

## INTRODUÇÃO

Mundialmente, o aterro sanitário ainda é a técnica mais adequada e aceita para disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU), entretanto, sabe-se que é uma atividade de considerável impacto ambiental. Um dos motivos é a geração de um líquido turvo através da mistura de lixo e água denominado de percolado (também conhecido como chorume), proveniente da decomposição dos resíduos orgânicos e da infiltração de águas pluviais nas células do aterro (Schlögl et al., 2022).

A composição físico-química do percolado é extremamente variável, sendo dependente de fatores, por exemplo, as condições pluviométricas e ambientais no local, tempo de aterramento e características do RSU (Marnie et al., 2005). A mudança na composição desse líquido durante as fases de estabilização dos resíduos é caracterizada da seguinte forma: fase de formação de ácidos, com produção de ácidos graxos voláteis (AGV) e elevados valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sólidos totais voláteis (STV); fase metanogênica instável, com redução dos valores de DBO, demanda química de oxigênio (DQO), STV e AGV; fase metanogênica estável, com redução de DQO, STV e ácidos até valores próximos a zero.

O percolado apresenta grande potencial de contaminação em função do alto teor de material orgânico e inorgânico que possui em suspensão (Lin e Chang, 2000; Milhome et al., 2018; Seniunaite e Vasarevicius, 2017). Entre os componentes inorgânicos presentes no percolado de aterro sanitário estão os metais tóxicos, tais como níquel, mercúrio, cobre, chumbo e zinco. O poder de toxicidade destes metais varia em função de sua concentração e exposição ao tipo de espécie animal e vegetal. A fração orgânica do RSU é a principal fonte destes metais tóxicos e por proporcionar elevados riscos ao meio físico e biótico, devem ser monitorados com atenção. Segundo o mesmo autor, os plásticos aparecem como a principal fonte de cádmio; o papel como fonte de chumbo e os metais ferrosos como fonte de chumbo e cobre. Outras importantes fontes de metais tóxicos em aterros sanitários são os resíduos industriais, tais como, cinzas de incineradores, escória de mineração e utensílios domésticos perigosos como baterias, tintas etc.

As preocupações em relação à poluição ambiental com metais tóxicos são decorrentes desses elementos se acumularem e persistirem no meio. Ao contrário da maioria dos contaminantes orgânicos, os metais não podem ser degradados ou prontamente destoxificados pelos seres vivos tornando, assim, um agravante problema de poluição, ao longo do tempo. Para evitar que o lixiviado, contendo metais tóxicos, cause impactos negativos a ecossistemas terrestres e aquáticos, é imprescindível o seu tratamento, como medida de proteção ambiental e de manutenção da estabilidade do aterro. A recirculação do percolado nas próprias células de RSU do aterro tem sido apontada como técnica de grande viabilidade no tratamento de percolados de aterros sanitários, já que proporciona grande diminuição no seu potencial poluidor (Carvalho et al., 2006); redução no volume gerado, em decorrência da maior evaporação de água durante o processo; além da estabilização acelerada do RSU aterrado, uma vez que no processo de recirculação ocorre distribuição da água, matéria orgânica e micro-organismos ao longo das células de aterro (Swati e Joseph, 2008).

A redução na concentração de componentes orgânicos e inorgânicos presentes no percolado durante o processo de recirculação é decorrente de processos de adsorção, precipitação e quelação/complexação que ocorrem quando há contato do líquido com o RSU aterrado. Dentre os processos citados, a adsorção é **considerada** particularmente eficiente e competitiva na remoção de traços de metais tóxicos em águas residuárias. Entretanto, diversos são os fatores que afetam a adsorção de metais em materiais sólidos: pH do

meio que próximo a neutralidade favorece a complexação dos íons metálicos pela matéria orgânica; força iônica da solução quanto menor, maior a taxa de adsorção do íon metálico; adsorção em matéria orgânica, tendo em vista que os grupos funcionais presentes em suas superfícies determinam uma maior ou menor adsorção do metal (Sodré et al., 2001); adsorção de ânions que apresentam os mesmos mecanismos citados para os metais; competição entre metais, uma vez que o aumento do pH induz ao acréscimo das cargas de superfície negativas, aumentando assim, a adsorção de cátions.

Apesar do exposto, pouco se sabe sobre a capacidade do RSU estabilizado adsorver metais pesados. No entanto, é sabido que material orgânico possui grande capacidade de adsorver e quelar/complexar metais tóxicos (Claret et al., 2011) e que esta capacidade depende do grau de humificação do material (Moreira et al., 2009; 2010). Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi analisar a capacidade que um resíduo sólido urbano estabilizado (RSU aterrado há 20 anos) possui para promover a remoção dos metais Cu, Cd, Zn e Pb contidos em percolado de aterro sanitário, através de análises de isoterma de adsorção destes metais (Khraisheh et al., 2004).

## MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos, do Departamento de Engenharia Agrícola, da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG.

O resíduo sólido urbano aterrado, com cerca de 20 anos de idade de aterramento, denominado, neste texto, de RSU estabilizado, foi coletado no lixão do município de Visconde do Rio Branco, MG. O material coletado foi submetido a peneiramento de malha de 60 mesh para separação das frações mais finas, as quais foram utilizadas nas análises.

O percolado de resíduo sólido urbano foi produzido a partir de um RSU recém coletado na cidade de Viçosa, em bairros onde ainda não se fazia a coleta seletiva. Após a coleta, o RSU recém coletado foi imediatamente conduzido à área experimental. As sacolas plásticas comumente utilizadas para acondicionamento dos RSU foram abertas uma a uma para separação do material existente dentro das mesmas. Após terem sido abertas todas as sacolas, foi determinada a composição gravimétrica do RSU (Tabela 1), sendo esta realizada com a formação de uma única massa homogênea de material, seguido do quarteamento do mesmo. Não foi possível realizar a composição gravimétrica do RSU estabilizado em razão do mesmo estar em estado de decomposição avançada, dificultando, assim, a sua identificação (Figura 1a).

Para produção do percolado de resíduo sólido urbano recém coletado, foi utilizado um reservatório de fibra de vidro com capacidade para 10.000 litros (Figura 1b), parcialmente enterrado, o qual foi preenchido, em cerca de 2/3 do seu volume, com o RSU recém coletado, efetuando-se compactação do material até se obter peso específico de  $7 \text{ kN m}^{-3}$  (Carvalho et al., 2006). No fundo do reservatório foram instalados tubos de drenagem, cobertos por telas plásticas de  $1,0 \text{ cm}^2$  de malha. Logo após o acondicionamento de todo o RSU, foi sobreposta uma camada de cobertura composta de 0,15 m de brita nº 1, seguida por uma camada de 0,20 m de areia grossa, a fim de facilitar a distribuição das precipitações natural e artificial, evitando-se transbordamentos.

Ensaio de adsorção foram realizados para analisar o comportamento adsorptivo dos metais Cu, Cd, Zn e Pb. Para isso, em tubos de centrifuga de 50 mL, foram adicionados 5 g de RSU estabilizado anteriormente peneirado, acrescidos de 40 mL do percolado seguido de volumes adequados da solução multi-espécies contendo Cu, Cd, Zn e Pb. As soluções multi-espécies foram preparadas com sais de nitrato, p.a., dos referidos metais, dissolvidos em água deionizada, de forma a se obterem concentrações equivalentes a 0,0; 2,5; 5,0; 10,0; 20,0 e 40,0 vezes o valor médio da concentração determinada por espectrofotometria por absorção atômica, para esses metais no percolado, iguais a 0,453 mg L<sup>-1</sup> de Cd, 172,73 mg L<sup>-1</sup> de Zn, 14,80 mg L<sup>-1</sup> de Cu e 1,52 mg L<sup>-1</sup> de Pb.

Tabela 1. Composição gravimétrica do resíduo sólido urbano coletado na cidade de Viçosa – MG.

<b>Componentes</b>	<b>Massa (kg)</b>	<b>Percentual</b>
Papel	25,7	7,14
Papelão	15	4,17
Plástico duro	9,2	2,55
Plástico filme	56,8	15,77
PET	3,2	0,89
Vidro	13,2	3,67
Alumínio	1,0	0,28
Metais	2,5	0,69
Tecidos	6,7	1,86
Resíduo orgânico	223,3	62,01
Outros	3,5	0,97
<b>TOTAL</b>	<b>360,1</b>	<b>100</b>

Para que o efeito da condição eletrolítica e orgânica do percolado fosse mantida e não houvesse efeito de adsorção e quelação/complexação prévia de metais, antes do contato com o RSU estabilizado, optou-se por adicionar a solução de metais separadamente no percolado recolhido no reservatório de RSU recém coletado.

A mistura material sólido-solução foi agitada por 8 horas, em agitador horizontal, sendo, posteriormente, o sobrenadante separado por centrifugação, a 3500 rpm por 5 minutos. No sobrenadante filtrado foram quantificadas as concentrações de Cu, Cd, Zn e Pb em espectrofotômetro de absorção atômica. A quantidade dos metais Cu, Pb, Cd e Zn adsorvida pelo material orgânico foi considerada como sendo a diferença entre as concentrações iniciais e finais do mesmo metal na solução de equilíbrio. A partir do conjunto de dados obtidos de quantidade de material adsorvido e concentração da solução de equilíbrio foi realizado o ajuste das equações das isotermas de adsorção.





Figura 1. (a) Detalhe das condições do RSU estabilizado coletado no Lixão do Município de Visconde do Rio Branco - MG; (b) Preenchimento do reservatório produtor de percolato a partir de RSU recém-coletado na cidade de Viçosa - MG.

### RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os gráficos das isotermas de adsorção dos metais Cd, Zn, Cu e Pb no RSU estabilizado, assim como as equações matemáticas ajustadas aos dados experimentais e os coeficientes de determinação ( $R^2$ ) estão apresentados na figura 2 e tabela 2. Os coeficientes de determinação, obtidos nos ajustes das equações, variaram de 0,94 a 0,96, indicando excelente ajustamento aos dados e descrevendo bem o fenômeno de sorção dos metais analisados no RSU estabilizado, com exceção do metal Pb.

Na figura 2a, que representa a curva de adsorção do Cd no RSU estabilizado, verifica-se claro decréscimo na adsorção desse metal no material orgânico com o aumento da sua concentração na solução de equilíbrio. Esses resultados tanto podem estar associados ao aumento na competição do Cd pelos sítios de retenção no material orgânico com outros metais contidos na solução multi-espécie, como pela saturação do meio com os metais adicionados. Devido a esse comportamento, os modelos de Freundlich e de Langmuir não se ajustaram bem aos dados, sendo uma das razões o fato de não ter sido atingido, neste experimento, a capacidade máxima de adsorção do metal. Assim, o melhor ajuste, representado pelo coeficiente de determinação, foi obtido utilizando-se o modelo Temkin. O deslocamento do início da curva ajustada para a direita do ponto de origem dos eixos é um indicativo de que, em baixas concentrações da solução multi-espécie há grande adsorção do metal ao RSU estabilizado.

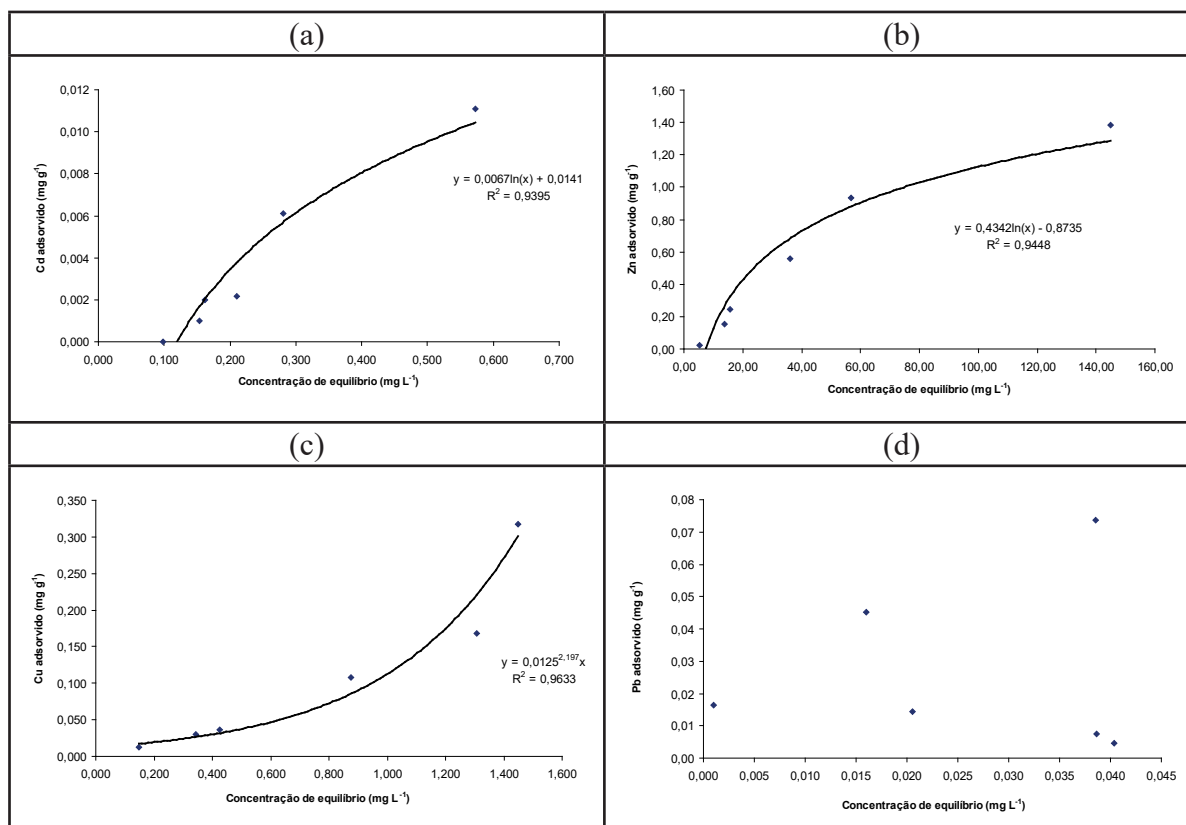


Figura 2. Isothermas de adsorção do Cd (a) e do Zn (b) segundo modelo Temkin, do Cu (c) segundo modelo sigmoideal e dispersão dos dados experimentais obtidos para o Pb (d).

Na figura 2b, que é o caso do Zn, verifica-se que o RSU estabilizado apresenta, relativamente, alta capacidade de adsorção desse metal, entretanto, diferentemente do que foi observado em relação ao Cd, não há significativo afastamento da origem dos eixos cartesianos. Pode-se verificar, também, que a capacidade da fração sólida em adsorver o metal apresentou tendência de diminuir com o aumento na concentração de equilíbrio, provavelmente em razão da ocupação dos sítios de adsorção pelos cátions adicionados com a solução multi-espécie. Além disso, como a concentração de Zn na solução multi-espécie foi muito maior que a dos outros metais, esperava-se mais rápida saturação do material orgânico com esse metal.

Analisando de forma conjunta a adsorção dos metais catiônicos de mesmo estágio de oxidação (2+) Cd, Pb e Zn, pode-se concluir que o maior fator para a diferença da baixa adsorção de Cd e Pb em relação a Zn, sob mesmas condições de concentração, seria a competição pela ocupação dos sítios de adsorção com o Zn, e analisando apenas a curva de adsorção de Zn pode-se concluir que a capacidade adsorção do RSU estabilizado diminui principalmente devido a saturação dos sítios de adsorção totais. Pode-se observar que o Zn possui uma constante de adsorção muitas vezes maior que dos outros metais, logo a diferença na afinidade de adsorção não está associada a carga relativa e sim, aparentemente, a outros fatores ainda desconhecidos, como por exemplo uma possível formação de um complexo mais estável.

Tabela 2. Modelos ajustados, equações e coeficientes de determinação de cada metal analisado.

<b>Metal</b>	<b>Modelo</b>	<b>Equação</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
Cd	Temkim	$Y = 0,0067 \cdot \ln(x) + 0,0141$	0,9395
Zn	Temkim	$Y = 0,4342 \cdot \ln(x) - 0,8735$	0,9448
Cu	Sigmoidal	$Y = 0,0125^{2,197} \cdot x$	0,9633
Pb	-	-	-

A curva de adsorção do Cu no material orgânico apresentou comportamento distinto ao observado para Cd e Zn, isto é, não indicou tendência de saturação da fase sólida com o metal. Houve ajuste de modelo exponencial, que talvez seja o segmento inicial de um modelo mais completo do tipo “S”, conforme pode ser visto na figura 2c. A grande afinidade do cobre com o material orgânico é há muito conhecida (Alves, 1998).

A retenção do Cu por adsorção é bastante complexa e altamente afetada por fatores do meio, como por exemplo: a composição química, física e mineralógica da fração sólida; a quantidade de matéria orgânica, notadamente a mais humificada apresenta grande capacidade de quelar/complexar o Cu; o pH do meio (Sodré et al., 2001). Acredita-se que a maior exposição de sítios com o tempo de agitação, solubilizando substâncias orgânicas, pode ter contribuído para maior quelação/complexação do metal. Além disso, o aumento no pH, promovido por cátions de reação básica solubilizados na suspensão, pode ter, dentre outros fatores, concorrido para a ocorrência de aumento na quantidade de sítios trocáveis no material orgânico (cargas pH-dependentes).

No caso do Pb, como pode ser observado na Figura 2d, houve grande dispersão de dados, impossibilitando o ajuste de equação de concentração na fase sólida como função da concentração na fase líquida, podendo isso estar associado a contaminações da suspensão com o referido metal. Por essa razão, optou-se por não apresentar a curva da isoterma de adsorção, apresentando apenas os dados experimentais obtidos.

Considerando os resultados apresentados, o RSU estabilizado utilizado no presente estudo apresentou maior capacidade de adsorção para Zn > Cu > Cd. Em estudo semelhante realizado por Moreira et al. (2009), testando RSUs aterrados há 8 e 15 anos, as isotermas de adsorção dos metais cádmio, cobre, chumbo e zinco obtiveram excelente ajustamento no modelo de Langmuir. A capacidade máxima de adsorção apresentada no RSU aterrado há 8 anos seguiu a sequência Zn > Pb > Cu > Cd, enquanto no RSU aterrado há 15 anos houve inversão entre o Cu e Pb na sequência apresentada.

O comportamento sortivo semelhante entre cádmio e zinco também foi observado por Matos et al. (2001). A competição proporcionada pelo cobre e chumbo, metais de maior competência na ocupação dos sítios trocáveis e não-trocáveis, pode ter concorrido para o decréscimo na capacidade sortiva de Cd e Zn no material orgânico. A existência de competição entre íons por sítios de adsorção tem sido reconhecida há muito tempo, porém, poucos trabalhos têm sido conduzidos de forma a evidenciar o comportamento dos metais, na presença de seus concorrentes (Matos et al., 2001).

Resultados semelhantes relacionados ao decréscimo na porcentagem de zinco e cádmio adsorvidos e ao pequeno efeito sobre a adsorção de cobre e chumbo, quando da aplicação de uma solução contendo concentração quatro vezes maior que as concentrações de Zn, Cd, Cu e Pb do solo, foram descritos por Miller et al. (1983) e citados por Matos (1995). Os mesmos autores também observaram, tal como

neste estudo, adsorção preferencial de cobre e chumbo em relação a zinco e cádmio, a despeito do uso de concentrações de zinco várias vezes superiores às dos demais cátions presentes na solução aplicada, e do cádmio, em relação ao zinco, a despeito do fato da concentração do cádmio, na solução aplicada, ser inferior a 1 % da concentração do zinco. Claret et al. (2011), avaliando a especiação de metais lixiviados em aterros com foco sobre a influência da matéria orgânica, comentam a respeito da competição entre os metais bivalentes avaliados (Cd, Zn, Ni, Co, Cu e Pb), que tendem a formar complexos com matéria orgânica, e o cálcio, medido em altas concentrações no chorume.

A competição entre metais causa mudanças acentuadas no comportamento sortivo dos mesmos, notadamente nos de menor afinidade com a matriz, uma vez que a presença de cátions competidores limita, significativamente, as suas retenções na fase sólida. Considerando que a obtenção de soluções multi-espécies, oriundas de resíduos sólidos ou líquidos, seja uma situação comum, determinações particularizadas de adsorção de metais tornam-se muito imprecisas (Matos et al., 2001), resultando em subestimativa do potencial poluidor dos contaminantes, notadamente dos de menor capacidade de retenção na fase sólida.

Com base nos resultados obtidos, pode-se inferir que, quando o percolado de RSU for recirculado em aterros sanitários, o que deve ser feito em células de RSU estabilizado (Matos et al., 2009), o Zn, dentre os metais avaliados, é o que mais rapidamente deve saturar colunas de RSU aterrados e, logo depois virá o Cd, portanto, são os metais cujas concentrações no efluente das colunas devem ser monitoradas para a definição da necessidade da troca de local de aplicação de percolado de RSU recém coletado. Esse monitoramento deve-se aos diversos efeitos toxicológicos que esses elementos podem desencadear quando em contato com o ser humano, que no caso do cádmio, nas situações de exposição crônica, se expressa no fígado e nos rins provocando danos celular com proteinúria, glicosúria, aminoacidúria, poliúria e decréscimo da absorção de fosfato e enzimas e no caso do zinco, que apesar de ser um elemento essencial na síntese e no metabolismo de proteínas e ácidos nucléicos e na divisão mitótica das células, em concentrações elevadas, pode provocar vômitos, desidratação, dores de estômago, náuseas, desmaios e falta de coordenação dos músculos (Usphs, 1997).

Do mesmo modo, apesar do material estabilizado ter apresentado adsorção crescente para Cu, seu monitoramento não deve ser ignorado, uma vez que a concentração adsorvida pelo RSU estabilizado, até o fim do período de monitoramento, foi aproximadamente quatro vezes menor que a concentração de Zn, podendo a concentração de saturação desse elemento ser alcançada em valores bem reduzidos. Além disso, o cobre, quando ingerido em doses altas, possui diversos efeitos toxicológicos como: irritação e corrosão da mucosa, danos capilares, problemas hepáticos, problemas renais e problemas no sistema nervoso central.

## CONCLUSÕES

Os melhores ajustes de isotermas de adsorção dos metais Cd e Zn, foram obtidos utilizando-se o modelo Temkin, modelo que indica tendência de saturação da fase sólida. Os resultados obtidos de adsorção de Pb no RSU estabilizado não proporcionaram ajustes de nenhum dos modelos de isoterma avaliados e para o Cu houve ajuste de modelo sigmoidal, indicando aumento na capacidade do sistema em adsorver este metal com o aumento de sua concentração na solução de equilíbrio.



O Zn, dentre os metais avaliados, é o que deve ser monitorado com maior rigor em efluentes de colunas de RSU onde é recirculado o percolado de RSU recém coletado.

#### REFERÊNCIAS

- ALVES, N. M. 1998. **Adsorção de íons  $\text{Cu}^{2+}$  em latossolos vermelho-amarelo húmico e ácidos húmicos de origem comercial**. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) - Universidade Federal de Viçosa, 83p.
- CARVALHO, A. L. et al. 2006. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. **Revista Engenharia na Agricultura**, **14**(2):131-138.
- CLARET, F. et al. 2011. Metal speciation in landfill leachates with a focus on the influence of organic matter. **Waste Management**, **31**(9-10):2036-2045.
- KHRAISHEH, M. A. M.; AL-DEGS, Y. S.; MCMINN, A. M. 2004. Remediation of wastewater containing heavy metals using raw and modified diatomite. **Chemical Engineering Journal**, **99**(2):177-184.
- LIN, S. H.; CHANG, C. C. 2000. Treatment of landfill leachate by combined electron-fenton oxidation and sequencing batch reactor method. **Water Research**, **34**(17):4243- 4249.
- MARNIE, L. W.; BITTON, G.; TOWNSEND, T. 2005. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. **Chemosphere**, **60**(2):206-215.
- MATOS, A. T. 1995. **Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa – MG**. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, 110p.
- MATOS, A. T. et al. 2009. Remoção de poluentes de percolados recirculados em colunas de resíduos sólidos urbanos, em ausência ou presença de camada de resíduos da construção civil. **Engenharia na Agricultura**, **17**(2):93-101.
- MATOS, A. T. et al. 2001. Mobility of heavy metals as related to soil chemical and mineralogical characteristics of Brazilian soils. **Environmental Pollution**, **111**(3):429-435.
- MILHOME, M. A. L. et al. 2018. Diagnóstico da contaminação do solo por metais tóxicos provenientes de resíduos sólidos urbanos e a influência da matéria orgânica. **Revista Virtual de Química**, **10**(1):59-72.
- MOREIRA, D. A. et al. 2009. Adsorção dos íons  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$  em resíduo sólido urbano. **Engenharia na Agricultura**, **17**(5):346-352.
- MOREIRA, D. A. et al. 2010. Determinação das características de resíduo sólido urbano aterrado. **Engenharia Ambiental**, **7**(1):99-108.
- SCHLÖGL, S. et al. 2022. Use of industrial residues for heavy metals immobilization in contaminated site remediation: a brief review. **International Journal of Environmental Science and Technology**. No prelo.
- SENIUNAITÉ, J.; VASAREVICIUS, S. 2017. Leaching of copper, lead and zinc from municipal solid waste incineration bottom ash. **Energy Procedia**, **113**:442-449.
- SODRÉ, F. F.; LENZI, E.; COSTA, A. C. S. 2001. Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. **Química Nova**, **24**(3):324-330.
- SWATI, M.; JOSEPH, K. 2008. Settlement analysis of fresh and partially stabilized municipal solid waste in simulated controlled dumps and bioreactor landfills. **Waste Management**, **28**(8):1355-1363.
- USPHS, United State Public Health Service. 1997. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicology profile for zinc. Atlanta: ATSDR.