

AVALIAÇÃO DE METAIS PESADOS NO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Ligia Belieiro Malvezzi ¹
Amanda Paiva Farias ²
José Lucas de Souza Abreu ³
Francisco Auriberto Ferreira Marques Junior ⁴
Márcio Camargo de Melo ⁵

RESUMO

O lixiviado, líquido proveniente do processo de biodegradativo anaeróbio e de eventuais precipitações em aterros sanitários apresenta em sua composição matéria orgânica, micropoluentes, além de metais pesados. A inadequada disposição final em aterros sanitários de pilhas, baterias, sacolas plásticas, tintas e outros materiais contribuem para a presença de metais pesados no maciço de resíduos, interferindo na sua decomposição e conseqüentemente, na composição do lixiviado. Uma forma de tratar o lixiviado é a sua recirculação em aterros sanitários, o que pode, inclusive, contribuir no processo biodegradativo dos resíduos e até mesmo influenciar na concentração de metais pesados nesses lixiviado. O presente estudo buscou analisar o comportamento das concentrações de metais pesados (Fe, Zn, Mn, Pb, Cr) e do pH na lagoa de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Campina Grande, denominada LTL₁. Ainda, de modo a se verificar a eficiência da recirculação de lixiviado na célula para na remoção de metais pesados, buscou-se, por meio de análise estatística ANOVA, com $\alpha = 0,05$, comparar as concentrações de metais pesados nos períodos pré e pós recirculação do lixiviado. Os resultados mostraram baixas concentrações de metais pesados no lixiviado, corroborando com o pH alcalino encontrado no meio. Constatou-se que não houve diferença significativa das concentrações de Fe, Zn e Cr nos períodos pré e pós recirculação, porém para Mn e Pb verificou-se diminuição das concentrações no período pós-recirculação.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos, Lixiviado, Metais Pesados, Aterro Sanitário, Recirculação.

INTRODUÇÃO

O lixiviado é caracterizado por ser um líquido heterogêneo de cor escura com alta carga de matéria orgânica, decorrente do processo de degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos depositados em aterros sanitários (ABNT, 1992). As características físico-químicas do lixiviado variam de acordo com a composição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) dispostos

¹Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, ligiamalvezzi@gmail.com;

²Doutoranda em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, amandapaiva.farias@gmail.com;

³Mestrando em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, jo_lucas.souza@hotmail.com;

⁴Mestrando em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, auribertofmj@gmail.com;

⁵ Professor orientador: Doutor em Ciências e Engenharias de Materiais, UFCG, melomc9@gmail.com

no aterro sanitário, condições meteorológicas da região, idade do aterro e de aterramento dos RSU, entre outros (HUSSEIN, *et al.*, 2019).

Os poluentes encontrados no lixiviado podem ser categorizados em quatro grupos: matéria orgânica dissolvida, microcomponentes inorgânicos, metais pesados e componentes orgânicos xenobióticos (KJELDSEN *et al.*, 2002). Dentre os componentes mencionados, a presença de metais pesados é de grande interesse em pesquisas, uma vez que esses podem ocasionar danos ao meio ambiente e à saúde humana devido à sua alta toxicidade. Os metais pesados a exemplo do Ar, Pb, Cd, Hg, Al, Cr, Zn, Fe e Mn são classificados como micro contaminantes ambientais. (DAMASCENO, 2016).

A presença de metais pesados em aterros sanitários está relacionada principalmente com falta de segregação dos resíduos depositados. Em aterros sanitários comumente são encontrados materiais como plásticos, pneus, eletroeletrônicos e resíduos perigosos (tintas, baterias, solventes) misturados aos resíduos orgânicos e rejeitos. Os metais pesados constituintes desses materiais são facilmente solubilizados pela água, e quando não apresentam os requisitos mínimos de segurança para o meio ambiente e população circunvizinhas, são capazes de atingir as águas superficiais e subterrânea de regiões próximas aos aterros sanitários.

A migração de metais pesados dos resíduos para lixiviado ainda é algo recente que vem sendo estudado de forma mais aprofundada na literatura. De forma geral, a concentração de metais pesados em lixiviados é baixa, mas não reflete a ausência desses componentes no RSU (KJELDSEN *et al.*, 2002; WARD *et al.*, 2005). De acordo com Yao *et al.*, (2019), a baixa lixiviação de metais pesados está relacionada com a imobilização ocasionada pelos RSU. Isto é, de fato, evidenciado por Varank *et al.*, (2011), que verificaram o comportamento migratório de metais pesados em diferentes camadas de base de biorreatores simulando aterros sanitários e concluíram que concentrações de Zn, Cu, Pb e Cr estavam menores na água subterrânea do que no lixiviado bruto.

De acordo com Bilardi *et al.*, (2018), o tratamento de lixiviado pode ser dividido em quatro tipos: recirculação do lixiviado na célula de resíduos do aterro sanitário; tratamento combinado com estação de tratamento de efluentes; processos aeróbicos e anaeróbicos de biodegradação; e processos físico-químicos, como coagulação e floculação. Em regiões semiáridas, onde a produção de lixiviado tende a ser menor (XING *et al.*, 2013), a recirculação é uma técnica viável para tratamento, por propiciar condições, dentre elas a umidade, que favorece o processo de biodegradação dos resíduos contidos nas células dos aterros. O processo

de recirculação tem mostrado uma tendência na remoção de metais pesados (CALABRÒ *et al.*, 2018).

Segundo Calabrò *et al.*, (2018), a redução de metais pesados no lixiviado pode ocorrer por diferentes causas. Primeiramente, o avanço da segregação de resíduos na região dos aterros sanitários por si só já diminui os níveis de concentrações de poluentes tóxicos no meio. Contudo, o próprio maciço de resíduos apresenta capacidade de atenuar as concentrações de poluentes. Segundos os autores, são fatores atenuantes a diluição do lixiviado recirculado em comparação com o lixiviado bruto, a adsorção de poluentes pela fração orgânica nos resíduos e a presença de sulfeto, que atuam como barreiras para os metais pesados.

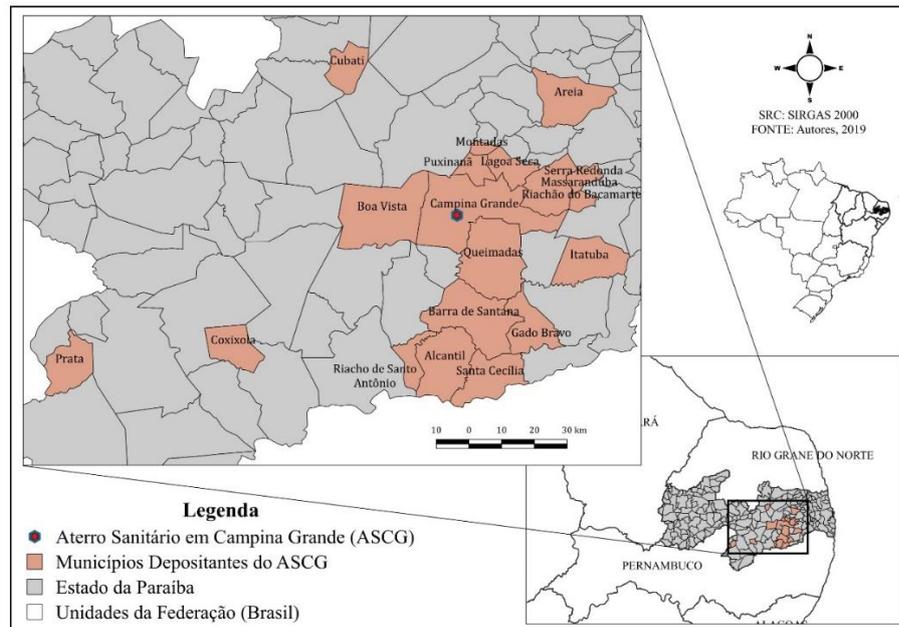
Tendo em vista o alto potencial poluidor de metais pesados no lixiviado, o presente estudo propõe avaliar o comportamento das concentrações de metais pesados na lagoa de tratamento de lixiviado, a LTL₁ do aterro sanitário de Campina Grande. Adicionalmente, pretende-se verificar se a recirculação de lixiviado no aterro sanitário apresentou resultados positivos quanto à remoção de metais pesados no meio, comparando as concentrações de Fe, Zn, Mn, Pb e Cr nos períodos pré e pós recirculação.

METODOLOGIA

Caracterização da área de estudo

A área de estudo compreende o aterro sanitário de Campina Grande (ASCG) localizado na Fazenda Logradouro II, distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande, Paraíba, Brasil. O empreendimento recebe RSU de Campina Grande mais 19 municípios da região, sendo eles: Queimadas, Lagoa Seca, Areia, Puxinanã, Boa Vista, Montados, Barra de Santana, Gado Bravo, Santa Cecília, Itatuba, Alcantil, Prata, Riachão, Cubati, Massaranduba, Caxixola, Serra Redonda, Riacho de Santo Antônio, evidenciados na Figura 1.

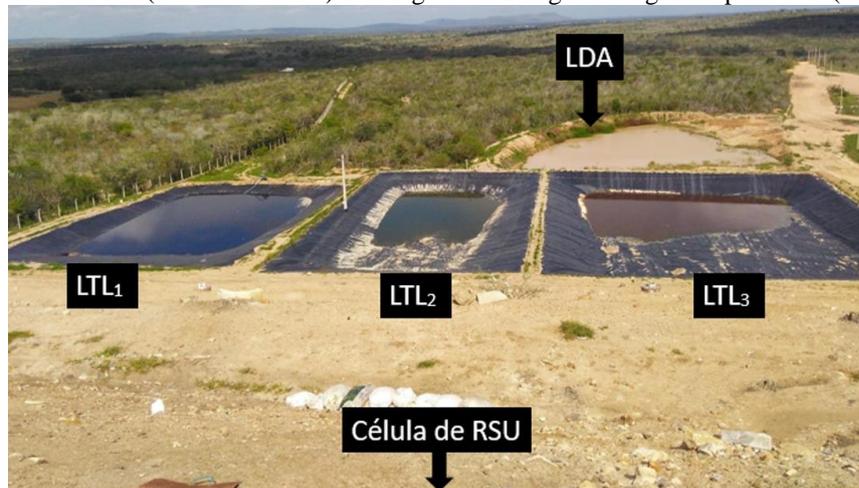
Figura 1 - Relação dos municípios que depositam resíduos sólidos no aterro sanitário de Campina Grande.



Fonte: dos autores (2019).

Com 64 ha de área total e 40 ha destinados à disposição final de resíduos, o empreendimento foi projetado inicialmente para receber 350 toneladas de resíduos por dia, distribuídos em 22 células com vida útil de 25 anos. Atualmente, devido às mudanças operacionais, o aterro recebe em média 500 toneladas por dia de resíduos. O ASCG dispõe de três lagoas de estabilização de lixiviado, a LTL₁, LTL₂ e LTL₃, além da lagoa de drenagem de águas superficiais, a LDA, como mostrado na Figura 2. Vale salientar que neste estudo, as coletas das amostras foram realizadas na LTL₁.

Figura 2 – Localização das lagoas de tratamento de lixiviado (LTL₁, LTL₂, LTL₃), da célula de maciço de resíduos sólidos (Células de RSU) e da lagoa de drenagem de águas superficiais (LDA).



Fonte: GGA (2019).

Coleta das amostras de lixiviado e análise de metais pesados

A coleta das amostras de lixiviado foi realizado pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), seguindo as recomendações da CETESB (2011). Após a coleta nos pontos determinados, as amostras foram guardadas em uma caixa com gelo e, posteriormente, enviadas para laboratório Funmineral, localizado em Goiás, onde é realizado a técnica de Espectrofotometria de Absorção Atômica para detecção das concentrações de metais pesados no lixiviado. O período de monitoramento compreendeu de fevereiro de 2017 a março de 2019, totalizando 798 dias.

Análise estatística dos dados de concentrações da LTL₁

De modo a verificar se as concentrações de metais pesados apresentaram diferenças significativas para os períodos anterior e posterior à recirculação de lixiviado, foi realizado o teste de ANOVA, com nível de significância de 5%, utilizando o Software Excel.

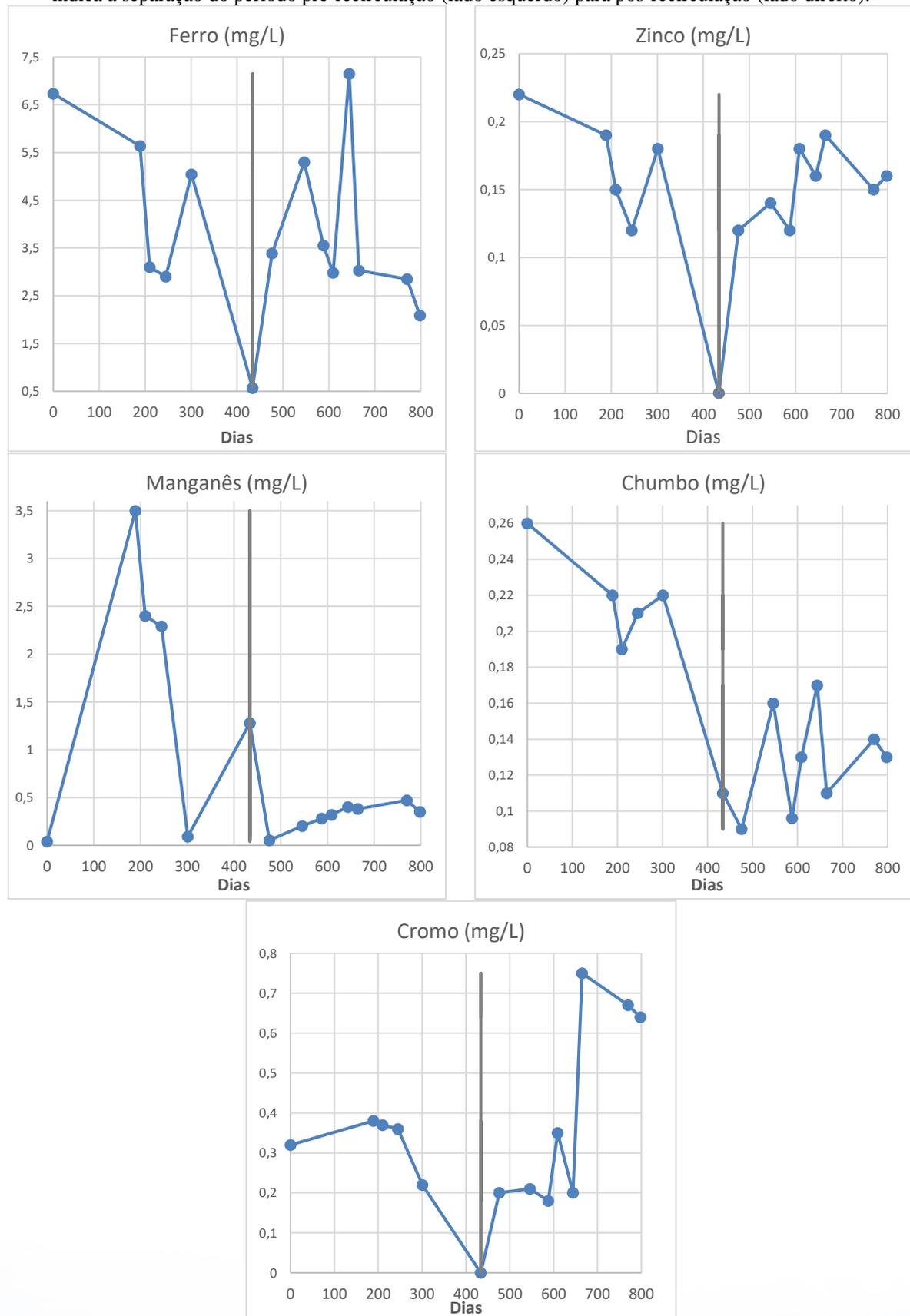
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Concentração de metais pesados no lixiviado

As concentrações dos metais pesados analisados Fe, Zn, Mn, Pb e Cr estão evidenciadas na Figura 3. A partir do dia 434 (representada pela linha vertical nos gráficos da Figura 3) foi iniciado a recirculação do lixiviado da lagoa de tratamento de lixiviado para a célula de aterramento de resíduos sólidos.

Para os metais Fe, Zn e Cr, observou-se decaimento das concentrações ao longo do período de pré-recirculação e, a partir do início da recirculação, as concentrações voltaram a crescer. O comportamento contrário foi evidenciado para os metais Mn e Pb, nos quais as concentrações permaneceram menores após o início da recirculação.

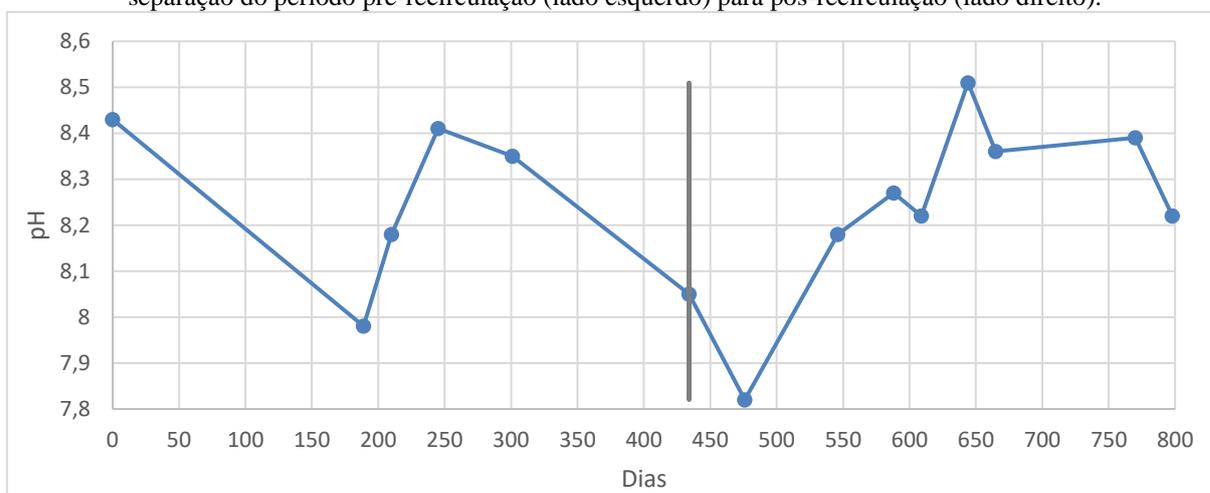
Figura 3 - Concentrações de Fe, Zn, Mg, Pb e Cr no ponto LTL1 ao longo do monitoramento. A linha vertical indica a separação do período pré-recirculação (lado esquerdo) para pós-recirculação (lado direito).



Fonte: dos autores (2019)

O pH é um importante fator que interfere nas concentrações de metais pesados no lixiviado em aterros sanitários, pois sua variabilidade pode acarretar mudanças significativas na toxicidade de substâncias (VIEIRA NETO *et al.*, 2014). Os valores de pH observados no período de monitoramento do lixiviado estão evidenciados na Figura 4. Pode-se observar que, a partir do dia 250 há uma queda nos valores de pH, se estendendo após o início da recirculação. A partir do dia 476 o pH volta a ficar mais alcalino, indicando que o aterro se encontra na fase metanogênica.

Figura 4 - Comportamento do pH no ponto LTL₁ ao longo do período de monitoramento. A linha vertical indica separação do período pré-recirculação (lado esquerdo) para pós-recirculação (lado direito).



Fonte: dos autores (2019).

Xie *et al.*, (2015) verificou flutuações do pH durante as fases de degradação anaeróbica (acidogênese, acetogênese e metanogênese), o que interferiu nas concentrações de metais pesados do meio. Valores ácidos de pH na fase de acidificação são responsáveis pela solubilidade de metais pesados (XIE *et al.*, 2015). Dados de metais pesados observados por Gomes (2018) no lixiviado do aterro sanitário de Campina Grande estavam relacionados com o pH do meio. Observou-se queda das concentrações de Fe, Mn, Zn, Pb, Cr e Al quando o pH atingiu valores básicos, pois esses ficam precipitados na massa de resíduos e no solo compactado (GOMES, 2018). Os valores alcalinos de pH para LTL₁ corroboram para a baixa concentração de metais pesados no lixiviado, uma vez que o processo de degradação encontra-se na fase metanogênica e o pH tende tornar-se mais básico.

Ao comparar os valores observados de metais pesados com a Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011 (CONAMA, 2011), a qual dispõe sobre os padrões de lançamento

de efluentes, observa-se as concentrações dos metais pesados atendem à legislação vigente (Tabela 1) para o período posterior à recirculação.

Tabela 1 - Comparação das médias de concentrações dos metais pesados Fe, Zn, Mn, Pb e Cr para LTL1 com a resolução CONAMA n° 430/2011 para o período pós recirculação do lixiviado.

	CONAMA 430/2011	LTL ₁
Fe	15,0	3,79 ± 1,64 ^a
Zn	5,0	0,15 ± 0,02 ^a
Mn	1,0	0,31 ± 0,13 ^a
Pb	0,5	0,13 ± 0,02 ^a
Cr	1,0	0,40 ± 0,24 ^a

^avalores de média ± desvio padrão.

Fonte: CONAMA (2011).

Efeito da recirculação nas concentrações de metais pesados no lixiviado

O efeito da recirculação do processo de tratamento do lixiviado do ASCG quanto à remoção de metais pesados foi analisado por meio da análise estatística ANOVA, com nível de significância de 5%. Realizou-se a comparação entre os valores de metais pesados no lixiviado no período anterior e posterior à recirculação. Os resultados demonstraram que não houve diferença significativa entre as concentrações de Fe, Zn e Cr. Em contrapartida, as concentrações de Mn e Pb apresentaram diferenças e indicaram que suas respectivas concentrações diminuíram após o início da recirculação (Tabela 2)

Os resultados obtidos neste estudo corroboram com os encontrados por Calabrò *et al.*, (2018), no qual verificaram que não houve diferença significativa entre os valores de metais pesados analisados durante o período sem recirculação com o período pós recirculação, com exceção ao Pb que também apresentou valores maiores durante o período de pré-recirculação comparado com o período de pós-recirculação.

Tabela 2 - Comparação dos valores médios e variância para os metais pesados analisado antes e depois da recirculação com $\alpha = 0,05$

Metal Pesado	Antes da recirculação (n = 6)	Depois da recirculação (n = 8)	p-valor
Fe	3,99 ± 5,00 ^a	3,79 ± 2,68 ^a	0,85
Zn	0,17 ± 0,0015 ^a	0,15 ± 0,0006 ^a	0,29
Mn	1,60 ± 1,90 ^a	0,31 ± 0,017 ^a	0,02*
Pb	0,20 ± 0,002 ^a	0,12 ± 0,0008 ^a	0,004*
Cr	0,33 ± 0,0043 ^a	0,4 ± 0,06 ^a	0,55

^avalores de média ± variância obtidos pelo teste ANOVA.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o desenvolvimento deste trabalho foi possível concluir que os metais pesados no lixiviado encontram-se em baixas concentrações. Tal fato pode ser explicado pelos valores alcalinos de pH encontrados na LTL₁ durante o período de monitoramento. Além disso, as concentrações encontradas para Fe, Zn, Mn, Pb e Cr estão de acordo com a CONAMA nº 430/2011.

Não foi verificada diferenças significativas de concentrações nos períodos pré-recirculação e pós-recirculação para os metais Fe, Zn e Cr. Em contrapartida, Pb e Mn apresentaram valores estatisticamente menores de concentrações no período pós-recirculação.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8.419**.

Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992, 7p.

BILARDI, S.; CALABRÒ, P. S.; GRECO, R.; MORACI, N. Selective removal of heavy metals from landfill leachate by reactive granular filters. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 335-341, 2018.

CALABRÒ, P. S.; GENTILI, E.; MEONI, C.; ORSI, S.; KOMILIS, D. Effect of the recirculation of a reverse osmosis concentrate on leachate generation: A case study in an Italian landfill. **Waste Management**, v. 76, p. 643-651, 2018.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011, 326p.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre os padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, nº 92, 2011.

DAMASCENO, D. Q. Consequências da contaminação dos rios por metais pesados. I Workshop do Comitê Itapocu: Contaminação de Águas Superficiais, Jaraguá do Sul (SC), 2016. Disponível em:
https://static.fecam.net.br/uploads/1512/arquivos/880655_Workshop_Comite_Itapocu_Met_ais_Pesados.pdf. Acessado em 25 de outubro de 2019.

GGA. Grupo de Geotecnia Ambiental. Programa de Pós graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande, 2019.

HUSSEIN, M.; YONEDA, K.; ZAKI, Z. M.; OTHMAN, N.; AMIR, A. Leachate characterization and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 12, 2019.

KJELDSEN, P.; BASLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of NSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

VARANK, G.; DEMIR, A.; TOP, S.; SEKMAN, E.; AKKAYA, E.; YETILMEZSOY, K.; BILGILI, M. S. Migration behavior and landfill leachate contaminants through alternative composite liners. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 3183-3196, 2011.

VIEIRA NETO, J. M de.; BEZERRA, E. B. N.; de MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Estudo do comportamento de metais em um lisímetro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ciência e Tecnologia**, v. 17, n. 321, p. 54-66, 2014.

YAO, J.; KONG, Q.; QIU, Z.; CHEN, L.; SHEN, D. Patterns of heavy metal immobilization by MSW during the landfill process. **Chemical Engineering Journal**, v. 375, 2019.

XIE, S.; MA, Y.; STRONG, P. J.; CLARJE, W. P. Fluctuation of dissolved heavy metal concentrations in the leachate from anaerobic digestion of municipal solid waste in commercial scale landfill bioreactors: The effect of pH and associated mechanisms. **Journal of Hazardous Materials**, v. 299, n. 15, p. 577-583, 2015.

XING, W.; LU, W.; ZHAO, Y.; ZHANG, X.; DENG, W.; CHRISTENSEN, T. H. Environmental impact assessment of leachate recirculation in landfill of municipal solid waste by comparing with evaporation and discharge (EASEWASTE). **Waste Management**, v. 33, p. 382-389, 2013.

WARD, M. L.; BITTON, G.; TOWNSED, T. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. **Chemosphere**, v. 60, p. 206-215, 2005.