

III-581 - AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA-PR APÓS TRATAMENTO POR SISTEMA DE ZONAS DE RAÍZES

Marina de Campos Rymza Ballão ⁽¹⁾

Kelly Geronazzo Martins ⁽²⁾

Adriane Martins de Freitas ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Laboratório de Ecotoxicologia, Departamento de Química e Biologia, Universidade Tecnológica Federal - Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil

⁽²⁾ Laboratório de Toxicologia e Modelagem de Dados Ambientais, Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade do Centro-Oeste do Paraná – Irati, Paraná, Brasil

Endereço⁽¹⁾: R. Dep. Heitor Alencar Furtado, 5000 - Cidade Industrial de Curitiba, Curitiba - PR, 81280-340 - Brasil - Tel: (41) 3279-6800 - e-mail: marinacrballao@hotmail.com

RESUMO

Os aterros sanitários produzem lixiviados (ou chorume) durante toda a sua vida útil e por muitos anos após serem desativados. Com isso, os aterros sanitários tornam-se passivos ambientais que requerem uma gestão adequada. Este trabalho avaliou as características físico-químicas e biológicas do lixiviado do Aterro Sanitário de Curitiba-PR, que há cerca de 21 anos recebe resíduos sólidos urbanos da capital paranaense e região metropolitana. Utilizando dados do monitoramento ambiental do sistema de tratamento de chorume do aterro sanitário, abrangendo o período de 2014 a 2019, este trabalho analisou a influência da implantação do sistema de zona de raízes na qualidade do efluente final. Esta avaliação verificou parâmetros como DBO, DQO, N-NH₃, e a partir desta avaliação, este trabalho concluiu que o cumprimento dos limites regulamentares foi possível após a passagem do efluente pelas zonas húmidas. A eficiência de remoção de DBO evoluiu de um máximo de 65,8% entre EE (entrada equalização) e ESR (entrada sistema de raízes) para um mínimo de 66,5% entre EE e SSR (saída sistema de raízes). No caso de DQO, a eficiência de remoção evoluiu de no máximo 44,4% (EE e ESR) para no mínimo 54% (EE e SSR). A eficiência de remoção de N-NH₃ apresentou os melhores e mais evidentes resultados, migrando de 88,4% como a maior remoção entre EE e ESR para o mínimo de 98,7% (EE e SSR), o que permitiu que o chorume atendesse aos limites da regulamentação brasileira para este parâmetro. Em relação ao desempenho dos metais avaliados, detectou-se um comportamento aleatório tanto no lixiviado bruto quanto no efluente final. Tratamentos estatísticos multivariados e univariados analisaram os dados.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de lixiviados de aterros sanitários, Zonas de raízes, Avaliação de longo prazo, Análise multivariada.

INTRODUÇÃO

Em muitas partes do mundo, os aterros sanitários são a principal forma de armazenamento de resíduos com custo mínimo e ainda é o método mais utilizado para disposição de resíduos (MASI et al., 2014; SILVA et al., 2017). O lixiviado do aterro sanitário é oriundo do excesso de água da chuva que percola através das camadas de resíduos, dentro do maciço, e pode ser considerado como uma solução aquosa de quatro grupos de poluentes: matéria orgânica dissolvida e seus produtos de decomposição (incluindo ácidos graxos voláteis), macrocomponentes inorgânicos, metais e compostos orgânicos voláteis. (VOCs) (INDELICATO et al., 2017). Vários parâmetros físico-químicos, como pH (potencial de hidrogênio), SS (sólidos suspensos), DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio), NH₄⁺-N (amônia), NT (nitrogênio total), Cl⁻ (cloreto), P (fósforo), metais pesados e alcalinidade podem caracterizar a qualidade dos lixiviados de aterros sanitários (MIAO et al., 2019). Portanto, é imperativo tratar o lixiviado do aterro antes de descartá-lo no meio ambiente (TRIPATHY et al., 2019).

Com o passar dos anos, em uma operação de aterro, parâmetros como DQO, relação DBO/DQO, N-NH₃ (nitrogênio amoniacal) e pH variam amplamente (AMOR et al., 2015). Com o aumento da idade do aterro

(aterros maduros), o lixiviado geralmente passa a conter maior concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($> 1000 \text{ mg.L}^{-1}$), menor DQO ($< 3000 \text{ mg.L}^{-1}$) e menor proporção de DBO para DQO ($< 0,1$) (LI et al., 2014). Além disso, Waara e Wojciechowska (2019) também relataram altas concentrações de sólidos totais dissolvidos, NT (com alta proporção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$), fenóis, Cl^- (cloro), Fe (ferro), metais pesados como Cd (cádmio), Cr (cromo), Mn (manganês), Pb (chumbo) e Zn (zinco), metalóides e poluentes orgânicos emergentes. Devido à complexidade e incerteza do lixiviado do aterro, a tecnologia de descarte do lixiviado do aterro é muito complicada (Son et al, 2022).

Segundo Wojciechowska et al. (2010), o tratamento de lixiviados tornou-se um dos problemas ambientais mais importantes devido à grande variação na composição e fluxo, bem como altas concentrações de poluentes específicos (hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, halogênios orgânicos adsorvíveis, bifenilos policlorados, metais pesados) e muito altas concentrações de N-NH_3 e DQO.

Diferentes tecnologias estão disponíveis para o tratamento de chorume de aterro, seja com base em processos biológicos (lodo ativado, lagoas de estabilização aeróbia e anaeróbica e filtros biológicos), ou processos físico-químicos (coagulação/floculação, adsorção, precipitação química, decapagem, oxidação química, troca iônica e tratamento eletroquímico), filtração por membrana (microfiltração/ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa), processos oxidativos avançados (Fenton e ozonização) e sistemas naturais (sistema por zona de raízes). A decisão pela tecnologia mais adequada deve considerar, entre outras variáveis, a relação entre a idade do aterro e a composição do lixiviado (LEBRON et al, 2021).

Devido à variabilidade da composição do lixiviado, não existe uma forma suficientemente flexível e universal de tratá-lo, sendo cada caso específico (BOVE et al., 2015). A procura por tecnologias eficientes para o tratamento de efluentes de aterros sanitários tem se intensificado buscando obter efluentes finais que atendam aos padrões ambientais vigentes (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019).

Embora os processos biológicos sejam reconhecidos por sua simplicidade operacional e custo-benefício favorável, sua eficácia estaria restrita a aterros cuja fração biodegradável seja superior a 10.000 mg.L^{-1} , o que corresponde a aterros entre 0 e 2 anos de operação no caso de regiões tropicais e 0–10 anos para regiões temperadas (LEBRON et al, 2021).

Geralmente, são implementadas tecnologias físicas e químicas visando a remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, nos casos em que são utilizadas como pré-tratamento, e voltadas para a remoção de compostos recalcitrantes, em etapas de pós-tratamento (LEBRON et al, 2021).

O sistema por zona de raízes (SZR) foi usado anteriormente para tratar uma ampla gama de fluxos de resíduos, incluindo lixiviados de aterros, e eles mostraram eficiências de remoção relativamente boas (BAKHSHOODEH et al., 2020).

SZR são sistemas naturais de tratamento de chorume que, reproduzindo um ambiente úmido, são capazes de realizar a fitodepuração (BOVE et al., 2015). A redução de substâncias orgânicas nas águas residuais se dá por meio de uma série de processos que incluem transformações físicas, químicas e biológicas (LAILY; RETNANINGDYAH; YANUWIADI, 2017).

Os SZR são geralmente categorizados com base na presença/ausência de água superficial (fluxo livre na água superficial ou fluxo subterrâneo) ou direção do fluxo (vertical ou horizontal) (BAKHSHOODEH et al., 2020).

De acordo com Laily et al. (2017), para tratamento de chorume de aterro, a extensão da redução de matéria orgânica pelo mecanismo de absorção da planta atinge apenas 5 a 10% do processo total de redução de matéria orgânica dentro do sistema. No entanto, os sistemas por zona de raízes são os melhores para reduzir o teor de nitrogênio porque as plantas precisam absorver o nitrogênio para sobreviver (LAILY; RETNANINGDYAH; YANUWIADI, 2017).

MATERIAIS E MÉTODOS

O aterro objeto deste estudo possui área total de $1.015.000 \text{ m}^2$ e área de base dos maciços de 439.540 m^2 (CURITIBA, 2009). Está localizada na cidade de Curitiba, na região sul do Brasil.

Funcionou por 21 anos, tendo iniciado em 1989 e encerrado suas atividades em novembro de 2010 (CURITIBA, 2009). Ao término de suas operações, esse aterro recebia em média 2.400 toneladas/dia de resíduos sólidos urbanos (RSU), servindo como alternativa para a destinação adequada dos RSU da região. Ao longo de sua vida útil, o aterro recebeu $12.133.794,82$ toneladas de RSU (CURITIBA, 2017).

A operação desse aterro ocorreu em três fases distintas, descritas a seguir (Curitiba, 2017):

- Fase I – Esta fase recebeu rejeitos de outubro de 1989 até outubro de 2002. Posteriormente, ocorreram sobreposições de rejeitos nesta fase do maciço, que ocorreram de julho de 2005 a novembro de 2005, abril de 2006 e fevereiro de 2010 a outubro de 2010;
- Fase II - Esta fase começou a receber resíduos em novembro de 2002 e funcionou até abril de 2004;

• Fase III - Esta fase iniciou sua operação em maio de 2004, recebendo resíduos até junho de 2005. Voltou a receber resíduos de dezembro de 2005 a março de 2006 e depois de maio de 2006 a janeiro de 2010.

Atualmente, o sistema da estação de tratamento de efluentes (ETE) trata o lixiviado em três fases distintas, que percorrem todas as etapas de tratamento, passando primeiro pela calha Parshall, depois pelo tanque de equalização (TE), que possui um aerador em operação, seguido por duas lagoas aeradas (LAS) que operam em paralelo. Após a etapa de lagoa aerada, o efluente é encaminhado para a lagoa de estabilização (LES) com 4 chicanas. Em seguida, é bombeado para a etapa química onde recebe a adição de um oxidante, à base de dicloroisocianurato de sódio, e segue para reatores convencionais de lodos ativados (LOD), que são compostos por três reatores que operam em paralelo (Curitiba, 2009). O tratamento/polimento final do efluente ocorre nas três lagoas em série (SR1, SR2 e SR3) de SZR. O monitoramento ambiental do aterro inclui a análise mensal de efluentes, águas superficiais e subterrâneas de acordo com o Plano de Encerramento do Aterro (Curitiba, 2009).

LEVANTAMENTO DE DADOS DE MONITORAMENTO DE EFLUENTES

Para obter dados com mais regularidade e similaridade, este trabalho utilizou registros dos efluentes disponíveis de 2009 a 2019, constituindo um intervalo de 11 anos.

Esses dados geraram um amplo cenário de todos os parâmetros avaliados no efluente do aterro, em quais etapas e período. Este primeiro conjunto de dados, composto por todos os eventos amostrais em cada etapa da ETE, foram tabulados em planilhas eletrônicas no software Microsoft Excel[®].

Devido às ampliações do aterro, durante a operação, e mudanças nas características dos lixiviados, principalmente em consequência do tempo decorrido, várias adaptações ocorreram no fluxo e nas etapas do seu tratamento, incluindo a implantação do SZR como a última expansão, ocorrida em 2011. Estas as mudanças e consequentemente as adequações do plano de monitoramento de efluentes do aterro nortearam a primeira triagem das variáveis utilizadas neste estudo.

Uma seleção final foi feita e os seguintes parâmetros foram selecionados para as análises deste estudo: DBO₅, DQO, N-NH₃, pH, T (°C), As, Ba, Cd, Cr, Hg, Ni, Ag e Zn e os pontos foram onde esses dados foram analisados são entrada equalização (EE), entrada do sistema de raízes (ESR) e saída do sistema de raízes (SSR).

Os valores obtidos para os parâmetros avaliados foram provenientes das análises mensais, que foram realizadas por laboratório credenciado contratado pela empresa responsável pela execução do Plano de Encerramento do aterro. Após a consolidação do banco de dados, análises estatísticas embasaram a avaliação.

PRIMEIRA ETAPA: ANÁLISE DE CLUSTER

Para testar a hipótese de que o SZR foi eficiente na melhora da qualidade do lixiviado, os dados foram submetidos a uma análise de agrupamento hierárquico, também conhecida como análise de *Cluster*. O agrupamento foi gerado por meio de distância euclidiana e ligação completa. Esta análise permitiu verificar a formação de diferentes grupos entre variáveis e unidades amostrais. Nesse contexto utilizou-se a técnica para verificar como o SZR se agrupariam em função da última estação de tratamento e das características do lixiviado.

SEGUNDA ETAPA: ANÁLISES DE MODELOS DE REGRESSÃO LINEAR GENERALIZADA

Por fim, os dados foram submetidos a modelos de regressão do tipo lineares generalizados, uma vez que permitem utilizar como preditoras variáveis categóricas e contínuas e a opção de outros tipos de distribuição. O critério de seleção de *Akaike* (AIC) foi adotado para definir quais variáveis preditoras são mais importantes para explicar a variável resposta (AKAIKE, 1974). Quanto menor o AIC, melhor é o ajuste. O nível de significância, para todas as análises foi de 5%.

Para verificar os pressupostos de normalidade, empregou-se o teste de *Anderson Darling*, e para o de homogeneidade de variâncias aplicou-se o teste de *Fligner-Killeen*. O resultado foi expresso pelo valor “p” (um valor <0,05 indica que há diferença estatística). As análises foram feitas com o software RStudio®, versão 4.0.2, pacotes MASS, cluster, ggplot2 e Factoshiny (RStudio, 2020).

RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA: ANÁLISE DE CLUSTER

Segundo Naveen *et al* (2017), a análise de *Cluster* é realizada para descobrir a similaridade espacial e os padrões entre os sites, ao longo do agrupamento hierárquico. Nesse sentido, esta análise ajudou a agrupar as amostras com base em semelhanças espaciais ou de concentração entre 3 locais e 13 parâmetros, resultando no mapa hierárquico apresentado na Figura 1.

Novamente, os resultados obtidos através desta análise comprovaram a eficácia do SZR na redução da concentração nos parâmetros avaliados e atendimento aos padrões legais.

A análise de *Cluster* (Figura 1) resultou com os menores valores para a maioria dos parâmetros (DBO₅, DQO, N-NH₃, Ba, Ni, Cr, Zn, Ag, Cd) se concentrados no ponto SSR, ou seja, o efluente final da ETE, após o polimento pelas lagoas SR1, SR2 e SR3. Isso explica o agrupamento de SSR alcançando os menores valores no mapa hierárquico, corroborando que essa etapa foi muito importante para a melhoria da qualidade do efluente final. A etapa ESR concentrou-se em dois grupos distintos, um com SSR, no ano de 2014 e outro agrupamento com valores referentes aos anos de 2014 a 2019. Visto que os grupos formados por ESR não formaram grupos com EE (chorume não tratado), é compreensível que o o tratamento existente, antes da implementação do SZR, tenha aumentado significativamente a qualidade do efluente final.

No eixo horizontal, nota-se um agrupamento entre pH, DQO, N-NH₃ e Ba. O pH em níveis alcalinos no lixiviado indica o estágio de maturidade do aterro.

Metais cujo comportamento não apresentou correlação no modelo de regressão linear (Hg e As) se reuniram em outra área do mapa. Pela Figura 1, esses parâmetros parecem correlacionar-se com outra área do mapa e com valores oscilantes entre as etapas do tratamento. Predominantemente, o chorume não tratado (EE) apresentou os maiores valores de DBO₅, DQO, N-NH₃ e Ba. O ponto SSR, em 2014, apresentou valores maiores, segundo o mapa hierárquico, potencialmente por se tratar do primeiro ano analisado. A tendência do efluente foi a redução das concentrações obtidas para a maioria dos parâmetros analisados com o passar do tempo. Outro fator a ser ponderado neste resultado é o fato de que, em 2014, os lixiviados das diferentes fases (1, 2 e 3) do maciço do aterro terem sido reunidos em um mesmo fluxo, o que influenciou suas características e tratabilidade na ocasião.

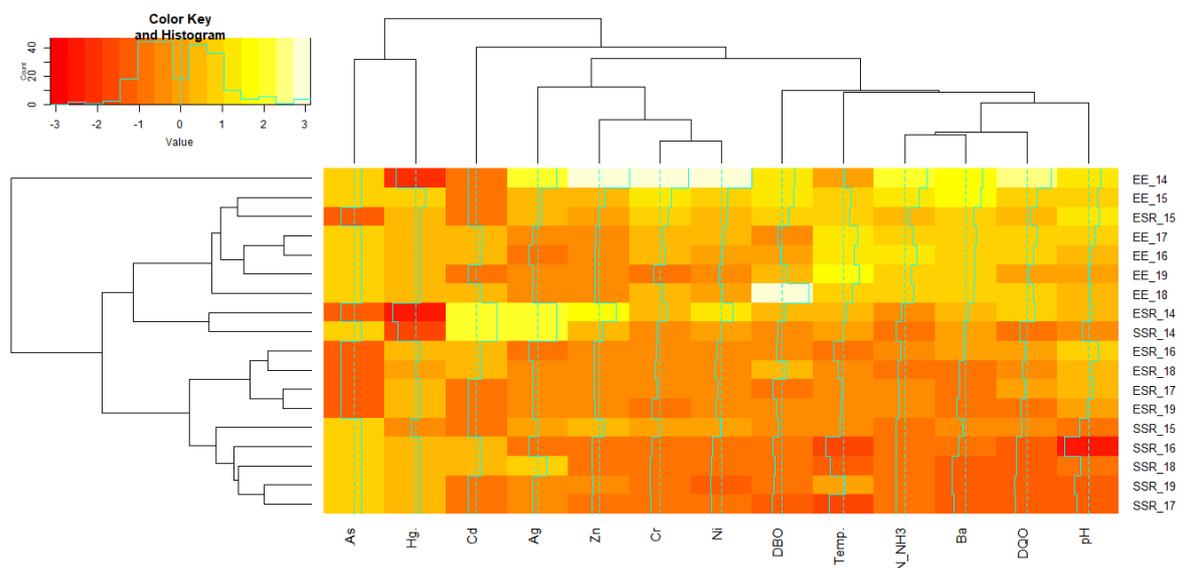


Figura 1: Mapa hierárquico de variáveis físico-químicas em diferentes etapas de tratamento de chorume no aterro sanitário, de 2014 a 2019.

EE – Inlet Equalization tank, lixiviado não tratado.

ESR – Inlet zona de raízes system (SZR).

SSR - Outlet terceira zona húmida, efluente tratado.

RESULTADOS DA SEGUNDA ETAPA: MODELOS DE REGRESSÃO LINEAR GENERALIZADA

Os SZR são compostos por três lagoas em série (SR1, SR2 e SR3) que realizam o polimento do efluente. Atualmente, o ponto SSR, que corresponde à saída da terceira e última lagoa (SR3), é considerado o efluente

final. O EE corresponde ao lixiviado não tratado, sendo o uso de seus dados necessário para determinar a eficiência total do tratamento até ESR e até SSR e compará-los.

Nos modelos de regressão linear generalizada realizados com as variáveis analisadas neste item, os modelos foram significativos ($p < 0,01$) para determinados parâmetros, com altos valores de R^2 , assim evidenciando a influência do SZR nos parâmetros monitorados.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A Tabela 1 apresenta os valores médios da concentração de DBO₅ (mg.L⁻¹), nos anos de 2014 a 2019, nos pontos EE, ESR e SSR.

Ponderando os resultados obtidos a partir das médias anuais nestes três pontos (EE, ESR e SSR), foi possível admitir que a implantação do SZR contribuiu efetivamente para melhorar a qualidade final do efluente em termos de concentração de DBO₅.

Do ponto de vista da eficiência de remoção, o maior percentual obtido com o tratamento até a etapa ESR foi de 65,8%, para os valores médios de 2017. Quanto ao tratamento até o estágio SSR a menor eficiência foi de 66,5%, para valores médios de 2015, e a maior foi de 90,4%, para valores médios de 2018.

Concordando com Bakhshoodeh *et al.* (2020) esses resultados significam que as vias de biodegradação estão ativas na remoção de orgânicos no SZR. No entanto, a relação DBO₅/DQO, na entrada e na saída, tende a ficar em linha reta, o que significa que esta relação diminui em todos os tipos SZR com a mesma relação (Tabela 1). Vale ressaltar que o lixiviado possui, comumente, uma baixa fração biodegradável, que tende a diminuir com o avanço da idade do aterro (ASSOU *et al.*, 2016).

Tabela 1 - Valores médios de DBO₅ e DQO (mg.L⁻¹) no lixiviado não tratado e efluente final da ETE do aterro, entre 2014 e 2019, e a evolução do IB em cada ponto.

ANOS	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)		DQO (mg.L ⁻¹)		³ IB (EE)	⁴ IB (SSR)
	⁽¹⁾ EE	⁽²⁾ SSR	⁽¹⁾ EE	⁽²⁾ SSR	Relação DBO ₅ /DQO	
					⁽¹⁾ EE	⁽²⁾ SSR
2014	330,85	94,19	2774,49	725,15	0,12	0,13
2015	311,26	104,16	1798,09	827,07	0,17	0,13
2016	144,25	27,25	1603,50	496,67	0,09	0,05
2017	87,03	8,86	1822,03	404,14	0,05	0,02
2018	534,18	51,51	1600,93	455,83	0,33	0,11
2019	233,15	34,47	1297,41	358,88	0,18	0,10

(1) Entrada Equalização, entrada de lixiviado bruto para ETE.

(2) Saída do SR3, considerado o efluente final da ETE.

(3) Índice de biodegradabilidade (relação DBO₅/DQO) com concentrações de lixiviado não tratado.

(4) Índice de biodegradabilidade (relação DBO₅/DQO) com concentrações do efluente final.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os principais mecanismos de remoção de N envolvidos na SZR incluem volatilização, amonificação, nitrificação-desnitrificação, absorção pela planta, adsorção de matriz e ANNAMOX (DONG e SUN, 2007).

A influência da SZR neste parâmetro apresentou o maior valor de R^2 (77,74%), determinando a importância desta etapa na qualidade do efluente final do aterro. Para os valores de eficiência de remoção, obtidos entre EE e ESR e entre EE e SSR, ficou evidente o benefício da implementação de SZR na melhoria da condição do efluente final. Com relação à concentração de N-NH₃, a eficiência geral do sistema superou 98%, em relação aos valores médios, ao longo do período analisado.

A eficiência média do SZR isoladamente evoluiu ao longo dos anos e variou de 94,7% a 98,5% (Tabela 2) confirmando a importância do SZR neste parâmetro de remoção do lixiviado.

Tabela 2 – Eficiência de remoção (%) de DBO₅, DQO e N-NH₃, entre 2014 e 2019, ambos entre os pontos EE e ESR e EE e SSR.

ANOS	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)							DQO (mg.L ⁻¹)					N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)				
	pH		R ²		6 _p	7 _F	R ²		6 _p	7 _F	R ²		6 _p	7 _F			
	(1)EE	(2)ESR	0,4878 (48,78%)		0,01	12.8200	0,731 (73,1%)		0,01	34,7230	0,7774 (77,74%)		0,01	43,1120			
	(1)EE	(2)ESR	(1)EE	(2)ESR	(3)SSR	(4)%	(5)%	(1)EE	(2)ESR	(3)SSR	(4)%	(5)%	(1)EE	(2)ESR	(3)SSR	(4)%	(5)%
2014	8,50	8,10	330,85	207,64	94,19	37,2	71,5	2.774,49	1.694,82	725,15	38,9	73,9	1.734,88	316,88	16,78	81,7	99,0
2015	8,36	8,42	311,26	258,42	10,16	17,0	66,5	1.798,09	1.417,36	827,07	21,2	54,0	1.288,77	780,62	16,73	39,4	98,7
2016	8,80	8,38	144,25	78,08	27,25	45,9	81,1	1.603,50	1.035,33	496,67	35,4	69,0	1.146,92	280,50	6,50	75,5	99,4
2017	8,24	8,14	87,03	29,77	8,86	65,8	89,8	1.822,03	1.037,95	404,14	43,0	77,8	936,88	155,50	3,34	83,4	99,6
2018	8,04	8,10	534,18	214,58	51,51	59,8	90,4	1.600,93	890,38	455,83	44,4	71,5	995,05	115,27	2,01	88,4	99,8
2019	7,99	7,91	233,15	80,62	34,47	65,4	85,2	1.297,41	756,88	358,88	41,7	72,3	854,52	176,21	2,56	79,4	99,7

(1) Entrada Equalização, entrada de lixiviado bruto para ETE.

(2) Ponto de saída do efluente tratado antes da implantação do SZR.

(3) Saída do SR3, considerado o efluente final da ETE.

(4) Valores de eficiência de remoção calculados com base nos valores médios anuais apresentados na Tabela 1 entre os pontos EE e ESR.

(5) Valores de eficiência de remoção calculados com base nos valores médios anuais apresentados na Tabela 1 entre os pontos EE e SSR.

(6) $p < 0,5$ indica que o modelo é significativo.

(7) F = F valores de teste.

METAIS PESADOS

Os metais pesados entram no lixiviado do aterro como resultado da presença de uma variedade de produtos de consumo, como baterias, plásticos, cerâmicas e eletrônicos (BAKHSHOODEH et al., 2020).

A Tabela 3 apresenta os resultados, onde quanto ao As, Cd, Hg e Ag, não houve influência após o implante do SZR, quando considerados os valores obtidos para o R^2 . Por outro lado, os resultados obtidos para os demais metais (Ba, Cr, Ni e Zn) sugerem uma relação positiva com a implantação do SZR ou mesmo com o tempo decorrido, conforme os valores de R^2 obtidos para seus modelos (Tabela 4).

Tabela 3 - Valores médios anuais dos pontos EE, ESR e EE e SSR, entre os anos de 2014 e 2019, para os metais que não apresentaram influência após a implantação do SZR, quando considerados os valores obtidos para o R^2 .

ANOS	As (mg.L ⁻¹)			Cd (mg.L ⁻¹)			Hg (mg.L ⁻¹)			Ag (mg.L ⁻¹)		
	⁽³⁾ R ²	⁽¹⁾ p	⁽²⁾ F	⁽³⁾ R ²	⁽¹⁾ p	⁽²⁾ F	⁽³⁾ R ²	⁽¹⁾ p	⁽²⁾ F	⁽³⁾ R ²	⁽¹⁾ p	⁽²⁾ F
				-	0,89	0,5897	0,2028 (20,28%)	<0,01	4,1570	0,2475 (24,75%)	<0,01	5,0822
	⁴ EE	⁵ ESR	⁶ SSR	⁴ EE	⁵ ESR	⁶ SSR	⁴ EE	⁵ ESR	⁶ SSR	⁴ EE	⁵ ESR	⁶ SSR
2014	0,10	0,00	0,10	0,01	0,02	0,02	0,52	0,44	0,55	0,11	0,11	0,11
2015	0,10	0,00	0,10	0,01	0,01	0,01	1,10	1,00	0,82	0,07	0,07	0,06
2016	0,10	0,00	0,10	0,01	0,01	0,01	1,00	1,00	1,00	0,04	0,04	0,04
2017	0,10	0,00	0,10	0,01	0,01	0,01	1,00	1,00	1,00	0,05	0,05	0,05
2018	0,10	0,00	0,10	0,01	0,01	0,01	1,00	0,92	1,00	0,05	0,05	0,09
2019	0,10	0,00	0,10	0,01	0,01	0,01	1,00	1,00	1,00	0,05	0,05	0,05

(1) $p < 0.5$ indica que o modelo é significativo.

(2) F = F valores de teste.

(3) Valores obtidos para R^2 ajustado.

(4) Entrada Equalização, entrada de lixiviado bruto para ETE.

(5) Ponto de saída do efluente tratado antes da implantação do SZR.

(6) Saída do SR3, considerado o efluente final da ETE.

Essa relação positiva entre esses parâmetros e a implantação do SZR fica evidente analisando o comportamento deles, onde é possível notar um decaimento na concentração desses metais entre os pontos EE, ESR e SSR ou mesmo ao longo dos anos analisados.

Tabela 4 - Valores médios anuais dos pontos EE, ESR e EE e SSR, entre os anos de 2014 até 2019, para os metais que evidenciaram influência em suas concentrações devido a implantação do SZR, quando considerados os valores obtidos para o R².

ANOS	Ba (mg.L ⁻¹)			Cr (mg.L ⁻¹)			Ni (mg.L ⁻¹)			Zn (mg.L ⁻¹)		
	⁽³⁾ R ²	⁽¹⁾ p	⁽²⁾ F	⁽³⁾ R ²	⁽¹⁾ p	⁽²⁾ F	⁽³⁾ R ²	⁽¹⁾ p	⁽²⁾ F	⁽³⁾ R ²	⁽¹⁾ p	⁽²⁾ F
	0,6423 (64,23%)	<0,01	23,2850	0,6676 (66,76%)	<0,01	25,9260	0,4075 (40,75%)	<0,01	9,4953	0,4331 (43,31%)	<0,01	10,4365
	⁴ EE	⁵ ESR	⁶ SSR	⁴ EE	⁵ ESR	⁶ SSR	⁴ EE	⁵ ESR	⁶ SSR	⁴ EE	⁵ ESR	⁶ SSR
2014	0,45	0,29	0,24	0,27	0,14	0,09	0,27	0,17	0,11	0,27	0,17	0,11
2015	0,43	0,35	0,23	0,17	0,15	0,11	0,14	0,13	0,10	0,14	0,13	0,10
2016	0,36	0,24	0,18	0,14	0,09	0,07	0,11	0,08	0,06	0,11	0,08	0,06
2017	0,38	0,19	0,13	0,13	0,09	0,06	0,12	0,08	0,05	0,12	0,08	0,05
2018	0,35	0,18	0,11	0,13	0,08	0,05	0,11	0,07	0,05	0,11	0,07	0,05
2019	0,36	0,16	0,10	0,07	0,06	0,05	0,09	0,07	0,04	0,09	0,07	0,04

(7) p < 0.5 indica que o modelo é significativo.

(8) F = F valores de teste.

(9) Valores obtidos para R² ajustado.

(10) Entrada Equalização, entrada de lixiviado bruto para ETE.

(11) Ponto de saída do efluente tratado antes da implantação do SZR.

(12) Saída do SR3, considerado o efluente final da ETE.

Os resultados obtidos para o Cd sugerem que o SZR também não influenciou os valores obtidos para este metal, confirmando o resultado obtido para o modelo deste parâmetro. O metal Hg se comportou de forma errática com base em seus valores médios, pontos e períodos estudados. Com exceção de 2014 e 2015, as concentrações permaneceram constantes em todas as etapas do tratamento. Somente em 2015, a concentração diminuiu no SSR em relação ao EE e ao SSR. Esse desempenho difere do resultado obtido para o modelo Hg, que se mostrou significativo. Já para as concentrações de Ag, entre pontos e intervalos de tempo apresentaram comportamento inconsistente. Esse desempenho difere do resultado obtido para o modelo Ag, que se mostrou significativo.

No caso do Ba, observou-se variação entre os anos avaliados e sua concentração reduziu no ponto SSR em relação ao ESR. Isso demonstrou a influência do tratamento do SZR na concentração final desse metal, corroborando o resultado obtido para o modelo dessa variável.

Os resultados obtidos para Cr evidenciaram que a implantação das lagoas SZR exerceu influência positiva, confirmado pelo valor de R² deste modelo de 66,76% e o decaimento da concentração ao longo do tempo e dos pontos EE, ESR e SSR. No período analisado neste estudo, o maior valor médio anual de Cr foi de 0,27 mg.L⁻¹, no EE em 2014, e o menor foi de 0,5 mg.L⁻¹, no SSR em 2018 e 2019.

Já para o Ni foi possível comprovar que a implantação de SZR contribuiu para a diminuição de sua concentração. Durante todo o período analisado, houve redução na concentração deste metal no SSR em relação ao ESR. A maior concentração obtida foi em EE (0,27 mg.L⁻¹), em 2014, e a menor (0,04 mg.L⁻¹) em SSR, em 2019. A avaliação das concentrações de Ni, e seu desempenho, validaram o modelo dessa variável.

Com exceção de 2016, nos demais anos foi perceptível a influência das etapas de tratamento, bem como do tempo, nos valores obtidos para Zn. No entanto, seu desempenho, com base nos valores médios, não foi tão constante quanto os demais metais, o que comprovou a eficiência do SZR na qualidade do efluente final. Além disso, o maior valor obtido para este metal foi de 0,87 mg.L⁻¹ no EE em 2014 e o menor foi de 0,05 mg.L⁻¹ no SSR em 2017 e 2018.



Em resumo, para os metais Ba, Cr, Ni e Zn os resultados obtidos sugerem que tanto o tempo decorrido quanto a inclusão de novas etapas de tratamento do lixiviado contribuíram para a redução de sua concentração, ou seja, a implantação do SZR.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

No presente estudo, avaliou-se a influência da implantação do SZR na eficiência do tratamento de chorume e na qualidade final do efluente. Nesse sentido, à contribuição do SZR na melhoria da qualidade do efluente final, a partir da análise de regressão realizada com as variáveis analisadas (DBO_5 , DQO, $N-NH_3$, Ba, Cd, Cr, Hg, Ni, Ag e Zn), os modelos foram significativos ($p < 0,01$) para todos os parâmetros exceto Cd. Sendo o maior valor de R^2 ajustado para $N-NH_3$ (0,7774), ilustrando a influência do SZR nos parâmetros monitorados; Em relação à eficiência global do tratamento, desde a implantação do SZR, e com base nos valores médios anuais, a remoção de DBO_5 aumentou de 65,8% para 90,4%.

Já para DQO, novamente, as eficiências de remoção aumentaram após a implantação do SZR, mesmo com as características de recalcitrância adquiridas pelo lixiviado com a maturação do aterro, e a tendência de redução do IB.

Tanto o tempo quanto as etapas de tratamento influenciaram positivamente na qualidade do efluente final para a maioria dos metais analisados, reduzindo a concentração de alguns metais pesados no ponto de lançamento (SSR), porém não é possível atribuir essa melhora apenas ao SZR.

O As não apresentou variação ao longo do período analisado, o tratamento adotado para o lixiviado não afetou a concentração deste metal, nem houve influência do tempo. Cd, Hg, Ag apresentaram comportamento errático, indicando que o ws também não influenciou os valores obtidos para esses metais. Pelo contrário, os resultados obtidos para outros parâmetros (Ba, Cr, Ni e Zn) insinuaram uma relação positiva com a implantação do SZR ou mesmo com o tempo decorrido. Portanto, entende-se que não é possível generalizar o comportamento dos metais pesados em um tratamento SZR.

Na análise de *cluster* realizada para o mesmo período e mesmos pontos, foi mostrado, pelo mapa hierárquico, que os valores mais baixos para a maioria dos parâmetros (DBO_5 , DQO, $N-NH_3$, Ba, Ni, Cr, Zn, Ag, Cd) com foco no SZR, mostrando que essa etapa foi muito importante para melhorar a qualidade final do efluente.

Em termos de DBO_5 , considerando o estabelecido pela regulamentação da EPA (EPA, 2000) de 56 mg.L^{-1} como limitações de efluentes para descarga é perceptível que a influência positiva do SZR no destino final qualidade do efluente.

Por outro lado, utilizando como referência a regulamentação brasileira, Resolução Conama nº 430/2011 (BRASIL, 2011), o padrão de lançamento de efluentes determina 60% de remoção para DBO_5 . Utilizando esse referencial e analisando os resultados obtidos para cada ano, percebe-se que o SZR contribuiu para atender a essa eficiência. Entre EE e ESR a eficiência máxima obtida foi de 66% em 2017, já entre EE e SSR a menor eficiência foi de 66,5% em 2015 e a maior eficiência foi de 90,3% em 2018.

Considerando a variação da DQO após a implantação do sistema zona de raízes, mesmo com as características recalcitrantes adquiridas pelo lixiviado com a maturação do aterro e a conseqüente redução do IB, nota-se o aumento expressivo na eficiência global do tratamento. A regulamentação da EPA (EPA, 2000) assim como a legislação brasileira não estabelecem limites para DQO no lançamento de efluentes.

Considerando o estabelecido para $N-NH_4^+$, pela regulamentação da EPA (EPA, 2000) de $4,9 \text{ mg.L}^{-1}$, como concentração limite para lançamento, é perceptível a influência positiva dos SZR no destino final qualidade do efluente quanto ao atendimento a este limite.

Tendo como referência a regulamentação brasileira, Resolução Conama nº 430/2011 (BRASIL, 2011), o padrão de lançamento de efluentes determina 20 mg.L^{-1} como limite para $N-NH_3$, percebe-se que foi o SZR que contribuiu para o atendimento desta norma. Examinando a eficiência de remoção da ETE, os níveis se mantiveram acima de 99% após a implantação do SZR. Antes disso, a maior eficiência de remoção obtida foi de 88,4% e a menor foi de 40%.

O benefício da implantação do SZR ficou evidente na melhoria das condições do efluente final quanto à concentração de $N-NH_3$, pois a eficiência geral do sistema superou 98%, em todos os anos analisados, em relação aos valores médios.

Em termos de agrupamento no mapa hierárquico, uniram-se os parâmetros DBO_5 , DQO e $N-NH_3$, sendo os parâmetros com valores mais significativos no lixiviado bruto. Além disso, houve afilência entre os pontos ESR, nos diferentes períodos, e o mesmo para o EE. Com os metais, com exceção do Ba, também ocorreu um agrupamento destes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMOR, C. T.; SOCÍAS, E.; PERES, J.; MALDONADO, M.; OLLER, I.; MALATO, S.; LUCAS, M. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 286, p. 261–268, 2015.
2. ASSOU, M., EL FELLS, L., EL ASLI, A., FAKIDI, H., SOUABI, S., HAFIDI, M. Landfill leachate treatment by a coagulation–flocculation process: effect of the introduction order of the reagents. **Desalin. Water Treat.** 57, 21817–21826. 2016. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1127779>.
3. BAKHSHOODEH, R.; ALAVIB, N.; OLDHAMA, C.; SANTOS, R. M.; BABAEIE, A. A.; VYZAMAL, J.; PAYDARYH, P. Constructed *wetlands* for landfill leachate treatment: A review. **Ecological Engineering**, v. 146. 2019. ISSN 0925-8574. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105725>.
4. BOVE, D.; MERELLO, S.; FRUMENTO, D.; ARNI, S. A.; ALIAKBARIAN, B.; CONVERTI, A. A Critical Review of Biological Processes and Technologies for Landfill Leachate Treatment. **Chemical Engineering and Technology**, v. 38, n. 12, p. 2115–2126, 2015.
5. BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Conama nº 430, de 13 de maio de 2011. 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-CONAMA.
6. COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. DE S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 110–116, fev. 2019.
7. CURITIBA, P. M. DE. **PLANO DE ENCERRAMENTO DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA**. Curitiba. 2009.
8. CURITIBA, P Prefeitura Municipal de Curitiba. **PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO**. v. 5, Curitiba. 2017.
9. DONG, Z.; SUN, T. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed *wetlands*-Promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 2, p. 69–78, 2007.
10. INDELICATO, S. BONGIORNO, D. TUZZOLINO, N. MANNINO, M. MUSCARELLA, R. FRADELLA, P. GARGANO, M. NICOSIA, S. CERAULO, L. Multivariate analysis of historical data (2004–2013) in assessing the possible environmental impact of the Bellolampo landfill (Palermo). **Environmental Monitoring and Assessment**. Mar. 2018. DOI:10.1007/s10661-018-6594-
11. LAILY, S.; RETNANINGDYAH, C.; YANUWIADI, B. The effectiveness of leachate remediation in the implementation of unvegetated constructed *wetland*. **AIP Conference Proceedings**, v. 1908. november, 2017.
12. MASI, S.; CANIANI, D.; GRIECO, E.; LIOI, D. S.; MANCINI, I. M. Assessment of the possible reuse of MSW coming from landfill mining of old open dumpsites. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 702–710, 2014.
13. MIAO, L.; YANG, G.; TAO, T.; YONGZHEN, P. Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – A review. **Journal of Environmental Management**, v. 235, n. January, p. 178–185, 2019.
14. RStudio Team 2020. RStudio. Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>.
15. TRIPATHY, B. K. *et al.* Mature landfill leachate treatment using sonolytic-persulfate/hydrogen peroxide oxidation: Optimization of process parameters. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 54, p. 210–219, 1 jun. 2019.
16. US Environmental Protection Agency. Landfills Effluent Guidelines and Standards. 40 CFR Part 445. [https:// www.ecfr.gov/current/title-40/chapter-I/subchapter-N/part-445](https://www.ecfr.gov/current/title-40/chapter-I/subchapter-N/part-445). Accessed date: March 29, 2023.

17. WAARA, S.; WOJCIECHOWSKA, E. Treatment of landfill leachate in a constructed free water surface *wetland* system over a decade – Identification of disturbance in process behavior and removal of eutrophying substances and organic material. **Journal of Environmental Management**, v. 249, 2019.
18. WOJCIECHOWSKA, E.; MANNAR, M.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Treatment of landfill leachate by constructed *wetlands*: Three case studies. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 19, n. 3, 2010.