

Influência da sazonalidade nas características e no pré-tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário

Influence of seasonality on the characteristics and biological pre-treatment of landfill leachate

Heloize Maria Nascimento Santos¹ , Nélia Henriques Callado¹ ,
Vladimir Caramori Borges de Souza¹ , Daysy Lira Oliveira Cavalcante¹ 

¹Universidade Federal de Alagoas – UFAL, Maceió, AL, Brasil. E-mails: heloizeee.nascimento@gmail.com, ncallado@ctec.ufal.br, nelia.callado@yahoo.com.br, caramori@ctec.ufal.br, vcaramori@yahoo.com, daysy.oliveira@ctec.ufal.br

Como citar: Santos, H. M. N., Callado, N. H., Souza, V. C. B., & Cavalcante, D. L. O. (2025). Influência da sazonalidade nas características e no pré-tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 22, e6. <https://doi.org/10.21168/reg.v22e6>

RESUMO: Fatores como clima, características dos resíduos, idade e operação do aterro, influenciam na vazão e composição dos lixiviados de aterros sanitários, os quais devem ser monitorados, pois interferem no processo de tratamento. As lagoas anaeróbias e aeradas embora não consigam enquadrar o lixiviado tratado nos padrões de lançamento, funcionam como pré-tratamento e amortizam sua variabilidade preparando-o para o pós-tratamento. Este trabalho avaliou a influência da sazonalidade na vazão, composição e no pré-tratamento biológico de lixiviado gerado num aterro sanitário em região tropical, por meio de análises físico-químicas e de vazão do lixiviado bruto e pré-tratado. Confirmou-se a influência da precipitação no aumento da vazão e da variabilidade da DQO e DBO_{5,20}. O pré-tratamento removeu 60,8% e 36,6% da DQO; 74,7% e 79,4% de DBO_{5,20}, e 94,6% e 76,8% de N-NH₄, respectivamente, em época seca e chuvosa, mas com concentrações remanescentes ainda altas para uso direto no pós-tratamento.

Palavras-chave: Caracterização Temporal; Lagoas Anaeróbia e Aerada; Geração de Lixiviado.

ABSTRACT: Factors such as climate, waste characteristics, age and operation of the landfill influence the flow and composition of landfill leachate, which must be monitored as they interfere with the treatment process. Although anaerobic and aerated lagoons are unable to bring the treated leachate into line with release standards, they function as pre-treatment and amortise its variability, preparing it for post-treatment. This study assessed the influence of seasonality on the flow, composition and biological pre-treatment of leachate generated in a landfill in a tropical region, by means of physico-chemical and flow analyses of the raw and pre-treated leachate. The influence of precipitation on the increase in flow and the variability of COD and BOD was confirmed. Pre-treatment removed 60.8% and 36.6% of COD; 74.7% and 79.4% of BOD_{5,20}, and 94.6% and 76.8% of N-NH₄, respectively, in the dry and rainy seasons, but with remaining concentrations still high for direct use in post-treatment.

Keywords: Temporal Characterization; Anaerobic and Aerated Lagoons; Leachate Generation.

1. INTRODUÇÃO

O chorume é um “líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características cor escura, mau cheiro e elevada carga orgânica; e a avaliação da qualidade e da quantidade de lixiviado gerado é de suma importância para o gerenciamento de um aterro sanitário.

Quando o chorume se mistura com água, de origem superficial ou subterrânea, carreando o material proveniente da digestão anaeróbia, há a formação do lixiviado, o qual possui um alto potencial poluidor, devido à carga de matéria orgânica, nitrogênio e metais que o compõe, sendo sua constituição fortemente influenciada pela decomposição e características dos resíduos (Araújo, 2019; Morais, 2019; Nascimento et al., 2022).

Além da matéria orgânica, outro elemento presente no lixiviado é o nitrogênio, o qual possui vários estados de oxidação, onde se destaca o nitrogênio amoniacal, que, quando presente em altas concentrações e descartado sem tratamento adequado, leva a contaminação do corpo d’água e a depleção de oxigênio dissolvido (Kamaruddin et al., 2017). Mas, se drenado e tratado de forma eficaz, pode ser reutilizado para diversos fins, tais como: agricultura, processos industriais, resfriamento de máquinas, entre outros (Araújo, 2019; Morais, 2019).

Recebido: Setembro 29, 2024. Revisado: Dezembro 14, 2024. Aceito: Março 06, 2025.



Este é um artigo publicado em acesso aberto (*Open Access*) sob a licença *Creative Commons Attribution*, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

A quantidade de lixiviado gerado ocorre principalmente pela percolação não uniforme e intermitente de água através da massa de resíduos, que lixivia os compostos solúveis dos resíduos sólidos ou formados nos processos químicos e biológicos. Esta água é sobretudo proveniente da precipitação atmosférica que infiltra pela camada de cobertura do aterro; de eventual influxo de água subterrânea através da camada de fundo; e da umidade contida nos resíduos. Nos aterros sanitários em operação a liberação de água contida nos poros dos resíduos, devido ao seu peso próprio e das camadas de resíduos a serem sobrepostas, influencia nas taxas de geração de lixiviado. A vazão de lixiviado em aterros sanitários é bastante específica para cada local sendo função da disponibilidade de água, das condições climáticas, das características dos resíduos, e da cobertura de solo do aterro (Tozetto, 2008).

O tratamento do lixiviado tem se mostrado um grande desafio, tanto devido à variabilidade de suas características físico-químicas, que são função das características dos resíduos aterrados, condições climáticas, operação e cobertura do aterro, entre outros, quanto à vazão, que é influenciada pela pluviometria, na ocorrência de eventos extremos o sistema de tratamento fica sobrecarregado, sendo necessário uma solução alternativa de tratamento e descarte do volume excedente (Almeida & Callado, 2018).

Viera et al. (2020), avaliaram o desempenho operacional de uma estação de tratamento de lixiviado composta por uma lagoa anaeróbia, seguida de duas lagoas facultativas, duas lagoas aeradas, tratamento físico-químico (coagulação e floculação), duas lagoas de decantação, desinfecção com cloro e descarte no corpo receptor de água doce, e verificaram que quanto maior o volume precipitado, mais lixiviado era carregado para a ETL. Por outro lado, Gomes et al. (2022) estudaram a influência da precipitação na vazão de lixiviado de um aterro sanitário do semiárido brasileiro, e encontraram uma baixa correlação entre a precipitação e o volume de lixiviado, inclusive com menor vazão em época chuvosa, em relação à época seca.

Os sistemas mais usuais empregados para o tratamento de lixiviado são baseados em processos físico-químicos e/ou biológicos (Seibert, 2017) e visam principalmente à redução das concentrações de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal, já que esses constituintes são os que se apresentam mais concentrados e podem causar maiores efeitos adversos. Os processos biológicos, onde os principais agentes são bactérias, são largamente eficientes na remoção de matéria orgânica (Peng, 2017), e uma das tecnologias mais utilizadas, são as lagoas de estabilização por serem consideradas como técnicas de tratamento eficiente e de baixo custo operacional (Araújo, 2019).

As Lagoas de estabilização constituem tecnologia já bastante consolidada para o tratamento de águas residuárias, sendo considerada pela Organização Mundial da Saúde como uma das formas mais apropriadas para o tratamento de efluentes (Leite et al., 2005). Maia et al. (2015) avaliaram o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em escala real, utilizando lagoas de estabilização em série. O sistema apresentou eficiência na remoção de matéria orgânica de 80% para carbono dissolvido, 68% para DQO, 85% para DBO_{5,20}, 83% para nitrogênio amoniacal, 82% para nitrogênio total Kjeldahl e 80% para fósforo.

No entanto, as lagoas tem dificuldade de degradar substâncias tóxicas tais como hidrocarbonetos poliaromáticos e tensoativos, entre outros, e nem sempre conseguem enquadrar o lixiviado tratado dentro dos padrões de lançamento exigidos pela CONAMA 430/2011. Por isso, são geralmente empregadas como pré-tratamento visando atender os requisitos qualitativos do pós-tratamento, que geralmente ocorre por processos físico-químicos (Araújo et al., 2020).

Os processos físico-químicos são adequados não apenas para a remoção de substâncias do lixiviado maduro, que são de difícil remoção pelos tratamentos biológicos, mas também fazem parte de uma etapa de refinamento para este tipo de sistema, gerando maiores eficiências (Nascimento et al., 2022).

Como tratamento físico-químico, os processos de arraste com ar (*stripping*), coagulação, floculação e sedimentação, aliados a osmose reversa e adsorção de carvão ativado, tem sido bastante empregado, mas são dispendiosos em termos de manutenção de equipamentos, consumo de energia elétrica, controle operacional, utilização de produtos químicos e geração de rejeitos, e para viabilizá-los é preciso um pré-tratamento (Lange et al., 2020).

Diante disto, este trabalho avaliou o pré-tratamento por lagoas de estabilização e lagoas aeradas, para redução de carga orgânica e nitrogênio, de lixiviado gerado em aterro sanitário tropical, em épocas secas e chuvosas, visando adequá-lo a necessidade do pós-tratamento por coagulação, floculação, decantação e polimento final por osmose reversa, cujo descarte final é em corpo de água doce classe 2.

2. MATERIAS E MÉTODOS

2.1. Definição da área de estudo

A área de estudo é uma Central de Tratamento de Resíduos (CTR), com área de cerca de 114 ha localizada em região de clima tropical nas seguintes coordenadas: 9°33'44.14" de latitude Sul e 35°41'36.21" de longitude, com pluviometria média anual entre 1900 mm a 2400 mm, que entrou em

operação em abril de 2010. O aterro recebe possui célula de recepção de resíduos Classe II (1.900 ton/dia), célula de recepção de RCC, célula de recepção de animais mortos e célula de recepção de resíduos vegetais oriundos das podas urbanas.

O lixiviado gerado pelas células classe II é encaminhado para a Estação de Tratamento de Lixiviados (ETL) da CTR (Figura 1) composta por um sistema de pré-tratamento biológico seguido de pós-tratamento físico-químico, contendo as seguintes unidades:

- Pré-tratamento: 1 Lagoa anaeróbia (16.500 m³), 2 lagoas aeradas (7.700 m³) e 1 lagoa de sedimentação (3.500 m³). Esta etapa conta, também, com 2 lagoas de amortecimento (10.000 m³) de picos de lixiviado em época chuvosa, que recebem o efluente da lagoa anaeróbia, equalizando a vazão para as unidades aeradas subsequentes.
- Pós-tratamento: coagulação, floculação e decantação, filtração por carvão ativado e zeólitas e osmose reversa. Esta etapa conta também com lagoa para os rejeitos do pós-tratamento e lagoa de armazenamento de lixiviado tratado.



Figura 1: Imagem de satélite da ETL
Fonte: Adaptado do Google Maps (2023)

A ETL funcionou no durante a época de seca com a lagoa anaeróbia seguida das lagoas aeradas operando em paralelo, em regime de batelada alimentada, onde, enquanto uma estava enchendo/aerando, outra estava esvaziando, com o efluente sendo enviado para a lagoa de sedimentação. Na época chuvosa, o fluxograma foi alterado e as duas lagoas aeradas passaram a operar, em serie com fluxo contínuo. Devido ao aumento do volume que é gerado nessa época, em momentos de pico de vazão o excesso era encaminhado para duas lagoas de contenção (10.000 m³) a fim de equalizar a vazão a ser encaminhada para as lagoas aeradas. A Figura 2 apresenta o fluxograma operacional das lagoas em época seca (a) e época chuvosa (b).

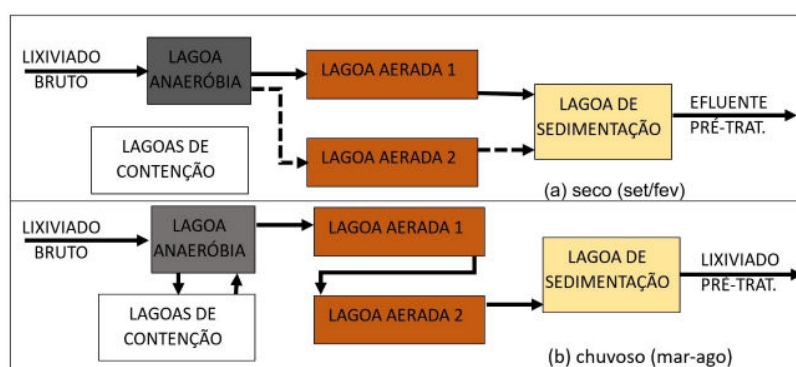


Figura 2: Fluxograma operacional das lagoas na época seca (a) e chuvosa (b)

2.2. Delineamento metodológico

Para avaliar a composição do lixiviado bruto, foi feita uma caracterização temporal (seis anos), utilizando dados secundários, qualitativo e quantitativo, fornecidos pela operadora do aterro no período de 2016 a 2021, os quais foram agrupados em épocas secas e chuvosas.

Para o monitoramento do pré-tratamento da Estação de tratamento de lixo (ETL) foram levantados dados primários, no período de out/21 a jun/22 (9 meses, agrupados em época seca e chuvosa), realizado por meio de visitas técnicas, para identificar seu fluxograma operacional e coleta de lixo para análises laboratoriais.

2.3. Levantamento qualitativo e quantitativo do lixo bruto

O levantamento qualitativo do lixo bruto foi feito pela sua caracterização a partir de dados secundários de análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}), Nitrogênio Total Kjeldahl (N-NTK) e Nitrogênio Amônio (N-NH₄), já que a matéria orgânica e o nitrogênio amônio são constituintes que apresentam maior concentração nos lixos de aterros sanitários e podem causar mais efeitos adversos. Os dados foram fornecidos pela operadora do aterro, com valores mensais (uma análise por mês) durante o período de 2016 e 2021, totalizando 60 dados de cada parâmetro.

Para o levantamento quantitativo foram utilizados dados de vazão média mensal de geração de lixo, também, fornecidos pela equipe operadora da ETE, para o período de 2016 a 2021. A partir das planilhas obtidas que apresentavam a vazão média mensal em m³/dia, as vazões foram convertidas em m³/mês multiplicando a vazão média diária por 30 dias. Após esse cálculo, realizou-se a conversão para L/s. Depois calculou-se as vazões mínima, média mínima, média, média máxima e máxima anual utilizando software Excel.

2.4. Monitoramento da ETL

Para o monitoramento da ETL foram realizadas 13 campanhas de coletas entre out/2021 e jun/2022, em 4 pontos do sistema: (P1) lixo bruto, (P2) efluente da lagoa anaeróbia, (P3) das lagoas aeradas, e (P4) efluente da lagoa de sedimentação, como ilustrado na Figura 3.



Figura 3: Localização dos pontos de amostragem

As amostras foram coletadas, armazenadas em garrafas plásticas e acondicionadas em caixas térmicas, para que pudessem ser transportadas até o laboratório para serem analisadas, seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater* (American Public Health Association, 2017).

2.4.1. Parâmetros qualitativos de monitoramento

O monitoramento também foi feito com foco na remoção de matéria orgânica e nitrogênio, utilizou-se parâmetros comumente monitorados: DBO_{5,20}, DQO, pH, N-NTK, N-NH₄, nitrito (N-NO₂), nitrato (N-NO₃), ácidos voláteis (AV) e alcalinidade (ALC). Todas as análises (Quadro 1) foram realizadas seguindo o manual do Laboratório de Processos Biológicos (LPB), da EESC/USP (2021).

Quadro 1: Monitoramento das análises

Parâmetro	Método
pH	Potenciométrico
ALC	Titulométrico
N-NH ₄	Titulométrico
N-N ₂ e N-NO ₃	Espectrofotométrico
DBO _{5,20}	Estufa Incubadora de DBO
DQO	Espectrofotométrico
AV	Titulométrico

As eficiências das remoções das concentrações dos parâmetros de $\text{DBO}_{5,20}$, DQO e Nitrogênio amoniacal foram avaliadas comparando-se os dados de entrada e saída de cada ponto de coleta, para obter informações sobre a eficiência de cada etapa tratamento existente.

2.4.2. Análise dos dados

A segregação sazonal, foi feita de forma global agrupando as épocas secas e chuvosas, com a finalidade de avaliar a interferência da precipitação, cujos dados pluviométricos foram obtidos pela estação Maceió A303, disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia, onde se verifica (Figura 4) que a época seca envolve os meses de setembro a fevereiro e a chuvosa os meses de março a agosto, cuja sazonalidade foi aplicada aos dados primários e secundários.

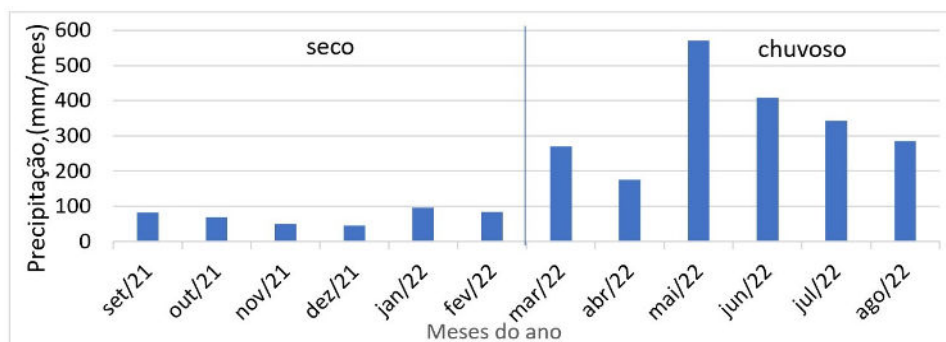


Figura 4: Dados de precipitação out./2021 a jun./2022
Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (2022)

Após o agrupamento dos dados, a análise da sazonalidade foi feita aplicando estatística descritiva pelo cálculo de média aritmética (MA) e desvio padrão (DP) e uso de diagramas de caixa (box plot) para facilitar a visualização da distribuição dos valores, mediana e variabilidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Análise temporal quantitativa do lixiviado bruto

A Figura 5 ilustra a variação do volume anual de lixiviado (L) e da precipitação (P) ao longo do período estudado, de 2016 a 2021, onde percebe-se visualmente uma semelhança no comportamento das curvas de precipitação e geração de lixiviado, onde nos meses de maior precipitação há um aumento na geração de lixiviado.

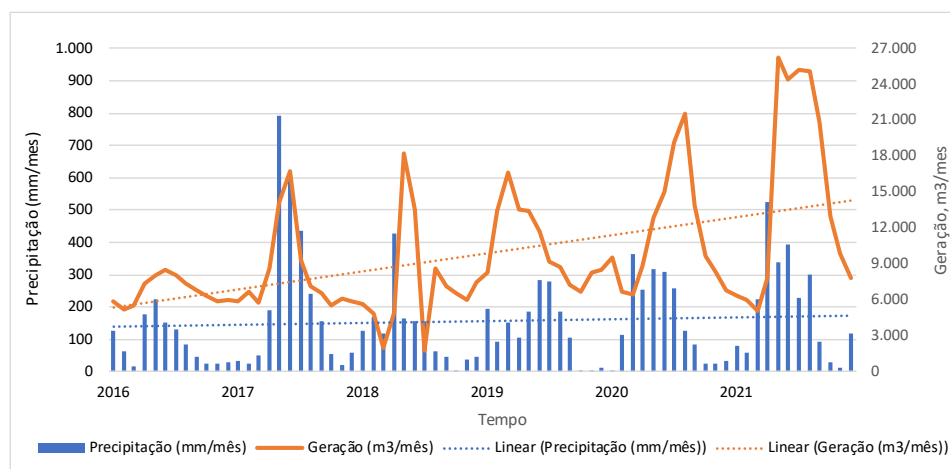


Figura 5: Ilustração da variação de geração de lixiviado e precipitação.

Percebe-se na Figura 5 que o pico chuva é seguido pelo pico de geração de lixiviado, mas com proporcionalidades diferentes entre a pluviometria e a geração de lixiviado, e que existe uma tendência

de aumento nos picos de geração de lixiviado, certamente devido ao aumento da área superficial do aterro ao longo dos anos. Römken e Prasad (2006) explicam que além da precipitação a intensidade da chuva precipitada também exerce influência na geração de lixiviado. Chuvas com intensidades menores, porém de maior duração, acarreta infiltrações com perfis de umedecimento mais profundos do que chuvas bastante intensas, mas com igual altura de precipitação, no entanto, como não se tem os registros da intensidade dessas chuvas, não foi possível uma análise mais específica.

A análise visual da Figura 5 sugere, ainda, uma tendência no aumento linear da geração de lixiviado ao longo do tempo maior que o aumento da precipitação, certamente devido ao aumento da área superficial do maciço ao longo do tempo, que aumenta a área de infiltração.

Analizando a variação quantitativa de lixiviado gerado (Tabela 1), estratificado por época seca (setembro – fevereiro) e chuvosa (março – agosto), observa-se que a geração de lixiviado na época chuvosa apresentou uma média anual máxima de $24.353 \pm 2.072 \text{ m}^3/\text{mês}$ ($9,4 \pm 0,8 \text{ L/s}$) no ano de 2021, e a época de seca apresentou uma média mínima de $5.677 \text{ m}^3/\text{mês}$ ($2,2 \pm 0,7 \text{ L/s}$) em 2018. Esses dados levam a uma variação média de vazão de lixiviado, ao longo do período estudado, de $183\% \pm 176\%$, com variação máxima no ano 2021 ($316\% \pm 361\%$) e mínima no ano de 2019 ($115\% \pm 135\%$), o que induz a um controle cuidadoso no processo de tratamento de lixiviado.

Tabela 1: Média anual da precipitação e geração de lixiviado durante épocas secas e chuvosas

Ano	Época seca			Época chuvosa			Aumento na geração de lixiviado (%)
	L ($\text{m}^3/\text{mês}$)	P (mm/mês)	Razão L/P	L ($\text{m}^3/\text{mês}$)	P (mm/mês)	Razão L/P	
2016	6.310 ± 1.063	52 ± 40	121	7.410 ± 877	155 ± 52	48	117 ± 116
2017	6.074 ± 424	56 ± 46	108	11.192 ± 4.063	453 ± 250	25	184 ± 168
2018	5.677 ± 1.840	78 ± 60	73	10.878 ± 8.314	193 ± 137	56	192 ± 251
2019	9.866 ± 3.701	81 ± 77	122	11.332 ± 2.278	207 ± 74	55	115 ± 135
2020	8.784 ± 2.648	93 ± 126	95	15.484 ± 5.022	253 ± 76	61	176 ± 200
2021	7.716 ± 2.993	88 ± 70	88	24.353 ± 2.072	357 ± 111	68	316 ± 361
MA	7.013 ± 2.244	75 ± 17	101 ± 19	11.262 ± 5.928	270 ± 114	52 ± 15	183 ± 176

Comparando de geração de lixiviado, em época seca e chuvosa, observa-se que durante a época chuvosa o volume médio de lixiviado gerado foi de $11.262 \pm 5.928 \text{ m}^3/\text{mês}$, 60% superior ao de época seca, que foi de $7.013 \pm 2.244 \text{ m}^3/\text{mês}$, enquanto a precipitação média mensal aumentou 360% (de $75 \pm 17 \text{ mm/mês}$ para $270 \pm 114 \text{ mm/mês}$). O aumento na geração de lixiviado na época chuvosa está associado as elevadas precipitações, uma vez que ocorre a mistura da água precipitada com o chorume que está sendo gerado na degradação dos resíduos, aliado ao volume precipitado sobre as lagoas de acúmulo, no entanto esse aumento é, proporcionalmente, inferior ao aumento do volume de água precipitado.

Relacionando a geração de lixiviado com a precipitação (razão L/P), verifica-se que em épocas chuvosas são gerados $52 \pm 15 \text{ m}^3$ de lixiviado por mm de chuva precipitada, enquanto na seca essa relação aumenta para $101 \pm 19 \text{ m}^3$ de lixiviado por mm de chuva. Ou seja, embora o volume de água que percola pela massa do aterro aumente, devido ao aumento da precipitação, esse aumento não é proporcional, em época chuvosa a razão L/P ($52 \pm 15 \text{ m}^3/\text{mm.mês}$) é 44% inferior a razão L/P ($101 \pm 19 \text{ m}^3/\text{mm.mês}$) em época seca, podendo ser devida a capacidade de infiltração e a saturação do solo em época de chuva, visto que o solo seco tem maior capacidade de infiltração, assim no período seco ocorre uma maior infiltração de água de chuva que se transforma em lixiviado numa relação L/P maior. No inverno, com as maiores precipitações o solo satura provocando uma diminuição progressiva na capacidade de infiltração aumentando o escoamento superficial e consequentemente uma diminuição da relação L/P.

Avaliando as correlações entre os dados de precipitação e geração de lixiviado de um modo geral (Figura 6) percebe-se um R^2 igual a 0,14, classificado como fraco. O mesmo foi observado por Gomes et al. (2022) que encontrou uma correlação de 0,0799 em um aterro do semiárido. Embora Trabalhos desenvolvidos por Guo et al. (2010) e Adhikari et al. (2014), mostrem que a precipitação possui influência na geração do lixiviado, a baixa correlação observada indica que a precipitação, por si só, não se relaciona diretamente com a geração de lixiviados e que precisam ser incluídos nessa análise

fatores tais como permeabilidade e saturação do solo e da massa de lixo, evapotranspiração, área superficial do maciço, entre outros.

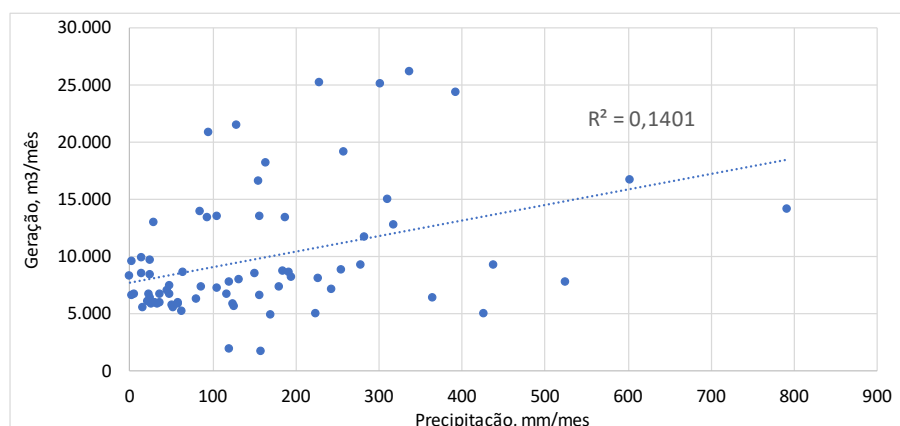


Figura 6. Ilustração da variação de geração de lixiviado e precipitação.

3.2. Análise temporal qualitativa do lixiviado bruto

A avaliação qualitativa do lixiviado bruto foi feita a partir de dados secundários, levantados no período entre 2016 e 2021, levando em conta o seu conteúdo de matéria orgânica, medida como DQO e DBO_{5,20}, e a presença N-NTK e N-N-NH₄.

A Figura 7 apresenta os dados do comportamento da DQO e da DBO_{5,20} durante as épocas secas e chuvosas, onde se observa que na época seca, as concentrações de DQO variaram de 1.100 mg/L e 8.430 mg/L, com média de 4.357 mg/L e mediana de 4.051 mg/L. A DBO_{5,20} apresentou valor médio de 1.569 mg/L, variando entre 1.100 mg/L e 8.430 mg/L, mediana de 4.051 mg/L, e razão DBO/DQO de 0,36.

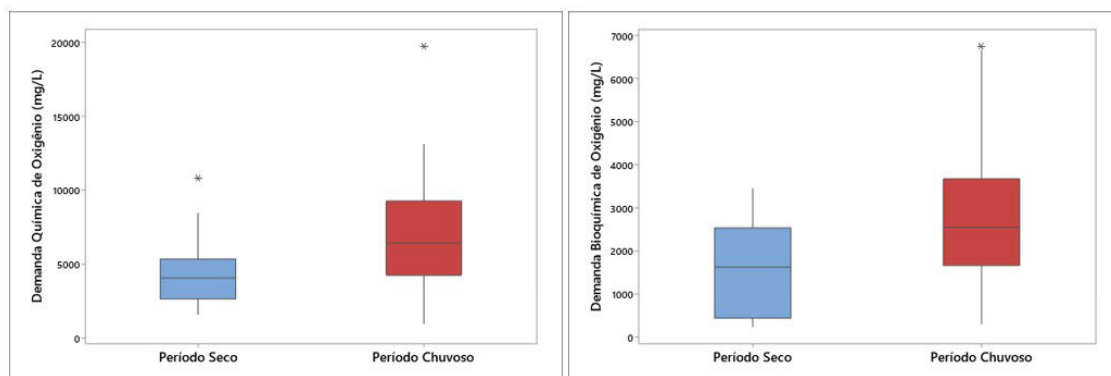


Figura 7: Box plot de DQO e DBO do lixiviado bruto nas épocas seca e chuvosa (2016-2021)

Já para a época chuvosa as concentrações médias foram de 7.090 mg/L e 2.812 mg/L, com razão DBO/DQO de 0,40. Analisando os dados, observa-se que na época chuvosa houve um aumento de 38,54% para DQO e 44,2% para a DBO_{5,20}, e aumento de 10% na razão DBO/DQO, em relação à época seca. A maior parte das concentrações de DQO foram superiores a concentração mediana (6.415 mg/L) e os dados apresentaram um valor mínimo de 970 mg/L e máximo de 13.080 mg/L.

Com relação a dispersão, percebeu-se que a DQO na época chuvosa apresentou uma amplitude (5.028 mg/L) maior quando comparado à época seca (2.709 mg/L), indicando que a época chuvosa teve uma variabilidade maior do que a seca.

Esse aumento da concentração de matéria orgânica em épocas com precipitações elevadas, certamente está relacionada ao aumento da água que lixivia o maciço, que se por um lado causa diluição de algumas substâncias, por outro, pode carrear outros materiais orgânicos, aumentando assim as concentrações de matéria orgânica no lixiviado e consequentemente as concentrações de DBO_{5,20} e DQO. Bhalla et al. (2013), também obtiveram resultados semelhantes, quando avaliaram o

lixiviado gerado num aterro sanitário na Índia, onde encontraram valores mais elevados de DBO durante a época chuvosa.

Já Araújo (2019), que avaliou o mesmo aterro desta pesquisa, cita que na ocorrência de elevados níveis de precipitação pode-se observar a diminuição de concentração em algumas variáveis físico-químicas dos lixiviados, que pode ser consequência de uma maior infiltração de águas no aterro, que pode diluir as concentrações de algumas substâncias que compõem o lixiviado ou carrear metabolitos aumentando a concentração de outras.

O comportamento da DBO apresentou-se diferente da DQO. Em época seca, as concentrações dentro do intervalo de 238 mg/L e 3.442 mg/L, amplitude de 2.198 mg/L, e a maior parte dos dados permaneceram com concentrações inferiores a mediana, 1.620 mg/L. Na época chuvosa o comportamento das concentrações de DBO foi inverso a da época seca, os dados sofreram variações entre o intervalo de 300 e 6.645 mg/L, amplitude de 2026 mg/L, mediana de 3.667 mg/L. Mas a dispersão apresentada foi semelhante, já que os valores das amplitudes se mantiveram próximas.

Com relação a presença do nitrogênio, a Figura 8 apresenta o diagrama de caixa dos dados de N-NTK e N-NH₄ do lixiviado bruto na época seca e chuvosa entre 2016 e 2021, e se verifica que, durante a época seca, a concentração média do N-NTK variou entre 2.269 mg/L e 3.262 mg/L, com uma mediana de 2.455 mg/L. Já na época chuvosa a concentração média de N-NTK, variou no intervalo de 1.236 mg/L e 2.915 mg/L, com mediana de 1.820 mg/L. Com relação a dispersão entre as duas épocas, observa-se que a época chuvosa possuiu uma variabilidade maior.

Para o N-NH₄, o intervalo de variação durante a época seca foi entre 1.182 mg/L e 2.651 mg/L, com uma mediana de 2.112 mg/L, já na época chuvosa, o intervalo de variação permaneceu entre 754 mg/L e 2.563 mg/L, com mediana de 1.652 mg/L. Com relação a dispersão entre as duas épocas, observa-se que para a seca a amplitude foi de 909 mg/L e de 939 mg/L para a época chuvosa, com amplitudes próximas, e variabilidade, entre as épocas, pequena.

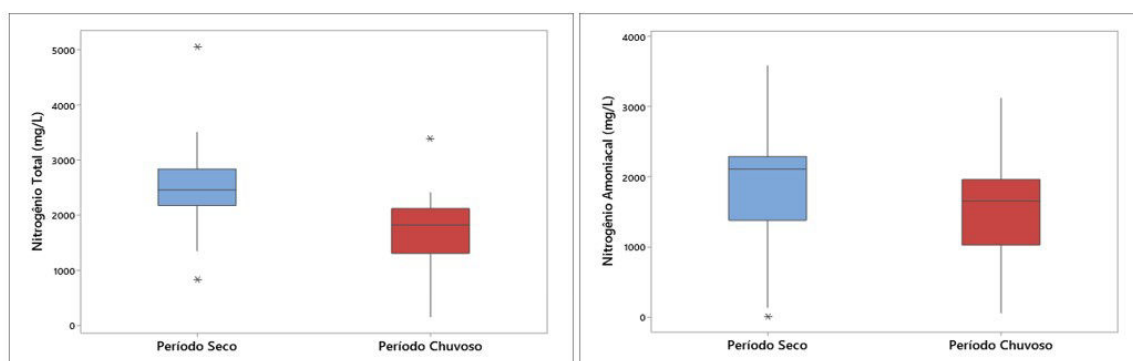


Figura 8: Box plot de NTK e N-NH₄ do lixiviado bruto nas épocas seca e chuvosa (2016-2021).

Ao logo do período estudado (2016 a 2021) as concentrações médias de N-NTK durante as épocas secas e chuvosas foram de 2.522 mg/L e 1.730 mg/L, enquanto as concentrações de N-NH₄, foram de 1.837 mg/L e 1.593 mg/L, respectivamente. Observa-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal, nas duas épocas (seca e chuvosa) representavam 81% e 79%, respectivamente, das concentrações de N-NTK.

Os dados levantados sugerem que em épocas chuvosas ocorre maior variação dos parâmetros estudados, com carreamento de matéria orgânica pela água que percola no maciço aumentando em 38,5% as concentrações de DQO e 44,2% as de DBO, enquanto as de nitrogênio sofrem uma diluição, diminuindo em 31,4% as concentrações de N-NTK e de 13,3% as de N-NH₄.

3.3. Monitoramento no processo de pré-tratamento

No pré-tratamento o volume de total das lagoas é de 27.700 m³, e considerando as vazões médias de épocas secas e chuvosas, o tempo de detenção médio resultaram respectivamente de 70,6 dias e 44 dias na lagoa anaeróbia, de 32,9 dias e 20,5 dias nas aeradas, 15 dias e 9,3 dias para a de sedimentação, totalizando 118,5 dias e 73,8 dias, no sistema geral, o que significa um tempo médio de detenção 1,6 vezes maior no período seco. Além disso, em época seca as lagoas aeradas funcionavam em fluxo contínuo, e em época chuvosa em paralelo como bateladas alimentadas. Para essas condições a qualidade dos efluentes de cada lagoa, levantados no período de out/21 a jun/22, está apresentada nas Tabela 2 e 3.

Tabela 2: Qualidade do lixiviado em cada unidade do pré-tratamento – época seca.

Parâmetro	Lixiviado Bruto		L. Anaeróbia		L. aeradas paralelo		L. Sedimentação	
	MA	DP	MA	DP	MA	DP	MA	DP
pH	7,8	0,3	8,1	0,2	7,3	0,4	7,5	0,3
Alcalinidade	9.347	3.444	7.728	2.033	1.692	962	851	765
N-NH ₄	1.630	233	1.558	501	192	96	63	51
N-NO ₂	2,6	2,9	26,3	1,9	1.254,4	288,8	1.436,5	316,8
N-NO ₃	21,0	32,6	65,3	46,7	323,3	94,50	319,3	114,1
DBO _{5,20}	1.005	457	532	495	101	121	162	206
DQO	5.423	1.578	3.566	1.439	2.210	661	1.962	840
AV	3.389	1.998	2.721	1.787	2.062	741	1.443	916

Tabela 3: Qualidade do lixiviado em cada unidade do pré-tratamento - época chuvosa

Parâmetro	Lixiviado Bruto		L. Anaeróbia		L. aeradas série		L. Sedimentação	
	MA	DP	MA	DP	MA	DP	MA	DP
pH	7,67	0,01	8	0,12	7,21	0,72	7,56	0,88
Alcalinidade	13.999	5.579	8.479	2.793	2.213	856	1.441	585
N-NH ₄	1.945	249	1.534	169	713	93	388	248
N-NO ₂	7,5	8,8	50,2	44,0	782,4	211,7	1.436,8	301,5
N-NO ₃	7,0	8,0	39,3	25,0	166,2	39,2	124,0	17,1
DBO _{5,20}	584	603	314	361	285	241	410	308
DQO	4.590	1.460	4.056	1.708	2.704	1.100	2.530	1.360
AV	1.742	1.239	1.617	776	858	348	800	228

Remoção de matéria orgânica

Ao longo dos 9 meses em estudo, a matéria orgânica, medida com DQO, variou entre 2.294 – 8.156 mg/L para o lixiviado bruto; de 1.585 – 6.7394 mg/L para o efluente da lagoa anaeróbia, de 1.585 – 4.559 mg/L para as lagoas aeradas e de 736 – 4.237 mg/L na lagoa de sedimentação, resultando numa remoção média global de DQO de 2.750mg/L $\pm$ 416 mg/L. Já para a DBO, os valores oscilaram entre 879 – 1.552 mg/L para a lixiviado bruto, entre 420 – 1.230 mg/L para a lagoa anaeróbia; de 200 – 950 mg/L para lagoa aerada; e de 120 – 660 mg/L para lagoa de sedimentação, resultando numa remoção média global de DBO de 667 $\pm$ 273 mg/L.

A razão DBO/DQO, apresentou valor médio de 0,20 para o lixiviado bruto, de 0,21 para a lagoa anaeróbia, 0,16 para as lagoas aeradas, e 0,08 para a lagoa de sedimentação. Quando comparada a razão DBO/DQO do lixiviado bruto com a do efluente da lagoa de sedimentação, verifica-se uma redução de 59,5% nesta relação, o que indica que o efluente se tornou mais recalcitrante e a necessidade de aplicação tratamento não biológico para remoção de matéria orgânica remanescente, visto que, segundo Maia et al. (2015), tanto o tratamento aeróbio quanto anaeróbio pode ser limitado na remoção de compostos recalcitrantes.

Avaliando a sazonalidade, aliada a mudança operacional das lagoas aeradas, que em época seca funcionam em paralelo como batelada alimentada, e em época chuvosa em serie com fluxo contínuo, verificou-se que na época seca, a DQO variou de 2.494 – 8.156 mg/L para o lixiviado bruto, de 2.002 – 6.010 mg/L para a lagoa anaeróbia, de 1.958 – 3.716 mg/L para as lagoas aeradas, e 736 – 3.477 mg/L para a lagoa de sedimentação, com remoção de 3.461 $\pm$ 738 mg/L, acima da remoção global de 2.750mg/L $\pm$ 416 mg/L. Já para a época chuvosa, a DQO variou de 2.583 – 6.906 mg/L para o lixiviado bruto, 1.585 – 6.794 mg/L para a lagoa anaeróbia, 1.585 – 4.559 mg/L para as lagoas aeradas, de 1.332 – 4.237 mg/L para a lagoa de sedimentação, resultando numa remoção média de DQO de 2.060 $\pm$ 100 mg/L, abaixo do valor médio global de 2.750mg/L $\pm$ 416 mg/L.

Para a DBO_{5,20}, na época seca, a variação foi de 879 – 1.550 mg/L para o lixiviado bruto, de 420 – 1.230 mg/L para a lagoa anaeróbia, de 200 – 950 mg/L para as lagoas aeradas, de 120 – 660 mg/L para a lagoa de sedimentação, com remoção média de DBO_{5,20} de 843 mg/L $\pm$ 251 mg/L, maior que a remoção média global que foi de 667 mg/L $\pm$ 273 mg/L. Já para a época chuvosa, a DBO_{5,20} variou de 1.072 – 1.552 mg/L para o lixiviado bruto, 772 – 1.128 mg/L para a lagoa anaeróbia, 360 – 598 mg/L

para as lagoas aeradas, de 213 – 308 mg/L para a lagoa de sedimentação, com remoção média de DBO de 174 mg/L $\pm$ 295 mg/L, menor que a média global.

A maior eficiência de remoção de matéria orgânica em tempo seco pode ser devida tanto ao maior tempo de detenção nas lagoas, visto que a cinética de degradação leva em conta o tempo de detenção onde maiores tempo de detenção levam a uma maior eficiência de remoção de matéria orgânica, quanto ao modo operacional das lagoas aeradas em série.

Para uma análise estatística comparativa dos valores de DQO e DBO em relação as épocas secas e chuvosas, está apresentado na Figura 9 o diagrama de caixas box plot.

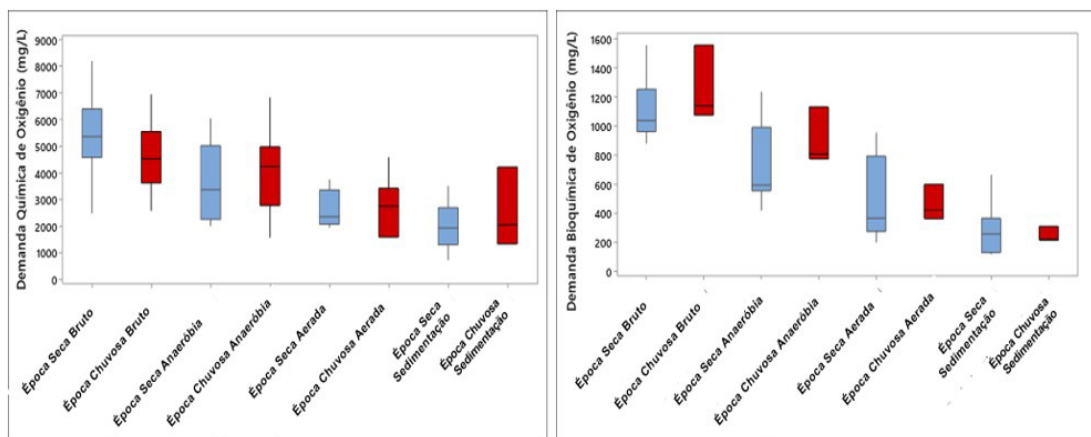


Figura 9. Box plot de DQO e BDO_{5,20} (mg/L) na época seca e chuvosa.

Verifica-se que os valores de DQO do lixiviado bruto apresentaram variabilidade semelhantes entre a época seca e chuvosa, uma vez que os diagramas apresentaram amplitudes parecidas. Para a lagoa anaeróbia, a época chuvosa apresenta menor amplitude (variabilidade) em relação a época seca, já para o efluente das outras lagoas, a época chuvosa apresenta maior amplitude em relação a seca.

A variabilidade dos valores de DBO_{5,20} do lixiviado bruto foi maior na época chuvosa, uma vez que os diagramas apresentaram amplitudes semelhantes, mas nas demais lagoas a variabilidade foi maior na época seca (maior amplitude).

De maneira geral verificou-se que na época seca a remoção de matéria orgânica foi maior. As lagoas removeram 3.461 $\pm$ 738 mg/L de DQO e 843 $\pm$ 251 mg/L de DBO_{5,20}, enquanto na época chuvosa a remoção média de DQO foi 2.060 $\pm$ 100 mg/L e de a DBO_{5,20} foi de apenas 174 mg/L $\pm$ 295 mg/L.

Os valores de DQO do efluente tratado, em época seca, variaram de 736 a 3.477 mg/L, e na chuvosa de 1.332 a 4.237 mg/L. Esses valores ainda são elevados para aplicação de osmose reversa (OR), e um tratamento físico químico antes da OR ainda é necessário, visto que, Chamon (2011) estudou o pós-tratamento em sistemas de membranas com três tipos de lixiviado pré-tratado, por Reator Biológico de Membrana (MBR) com valores médio de DQO de 197 mg/L, por processo de Lodos Ativados com valor de DQO em torno de 1000 mg/L e, por fim, por processo Físico-Químico com adição de carvão ativado em pó, com DQO em torno de 700 mg/L e verificou que o efluente do pré-tratamento por MBR, com menor valor de DQO apresentou-se como mais adequado ao sistema de OR, resultando em tempo total de filtração de 15 horas.

Uma parcela da DQO e DBO_{5,20} presentes nos lixiviados é devida a presença de ácidos voláteis (AV), principalmente no lixiviado bruto e efluente da lagoa anaeróbia, onde a fase acidogênica do processo anaeróbio produz ácidos voláteis. Para uma análise comparativa das concentrações de ácidos voláteis em relação as épocas secas e chuvosas, foi elaborado o diagrama de caixas box plot apresentado na Figura 10.

O intervalo de variação da concentração de AV para a época seca foi de 1.000 – 7.088 mg/L para o lixiviado bruto, 750 – 6.458 mg/L para o efluente da lagoa anaeróbia, 500 – 6.300 mg/L para as lagoas aeradas, e 250 – 1.750 mg/L para o efluente final da lagoa de sedimentação, com eficiência média de remoção de ácidos voláteis no sistema de 56,9%. Já para a época chuvosa, as variações foram de 600 – 3.500 mg/L para o lixiviado bruto, 1.000 – 3.000 mg/L para a lagoa anaeróbia, 550 – 1.500 mg/L para as lagoas aeradas e 500 – 1.000 mg/L para o efluente final, com eficiência média de remoção de 49,8%.

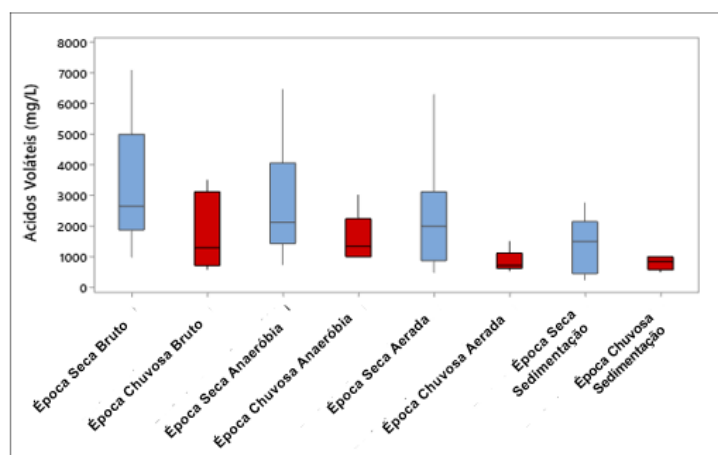


Figura 10. Box plot de ácidos voláteis (mg/L) – época seca e chuvosa.

Comparando as concentrações de AV nas épocas seca e chuvosa, constatou-se que houve uma redução da variabilidade da concentração na época chuvosa, quando comparada a seca, em todas as lagoas. Ribeiro et al. (2021) explica a variação na concentração de AV podem ocorrer devido aos substratos gerados pelas atividades dos microrganismos presentes em cada fase de biodegradação.

Ademais, as concentrações de AV foram mais baixas na época chuvosa, podendo estar associado a sua diluição devido as elevadas precipitações nessa época, tanto sobre o maciço quanto sobre a lâmina líquida superficial das lagoas, por onde ocorre o fluxo preferencial de escoamento, devido aos dispositivos de entrada e saída serem superficiais, ficando a lâmina líquida abaixo dessa camada como uma zona morta, principalmente na lagoa anaeróbia e na de decantação onde não há agitação (Almeida & Callado, 2018; Araújo, 2019).

Remoção de nitrogênio

Com relação ao nitrogênio, a Figura 11 apresenta as concentrações do $N-NH_4$ do lixiviado bruto e do $N-NH_4$, $N-NO_2$ e $N-NO_3$ do efluente das lagoas aeradas, onde se verifica uma mudança de tendência na concentração de $N-NH_4$ e $N-NO_2$, entre a época seca e chuvosa, quando as lagoas aeradas deixaram de operar em paralelo como bateladas alimentadas e passaram a operar em série com fluxo contínuo.

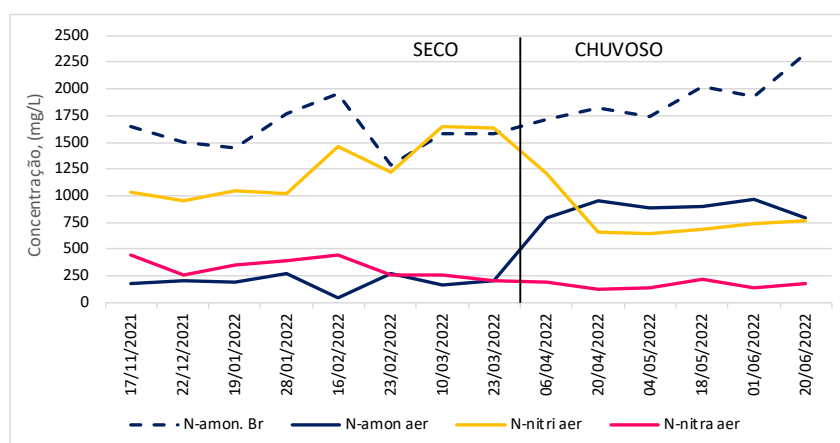


Figura 11: Variação temporal das formas de nitrogênio na lagoa aerada.

A amonificação é o processo de conversão do material nitrogenado que está presente na matéria orgânica em amônia, sendo realizada por bactérias e fungos, podendo acontecer em ambiente anaeróbio ou aeróbio. No entanto, na lagoa anaeróbia, observou-se que seu efluente apresentava valor médio de $N-NH_4$ de 26% inferior ao do lixiviado bruto, indicando que havia perda de amônia e sugerindo que o processo de amonificação na lagoa anaeróbia era insipiente.

Esse insipiente processo de amonificação observado pode estar associado às altas concentrações iniciais de N-NH_4 presente no lixiviado bruto, visto que 90% do N-NTK estava na forma amoniacal, ou seja, a fração de N-orgânico a ser amonificado é muito baixa e o processo de amonificação era insignificante.

Por outro lado, a redução da concentração de N-NH_4 verificada no efluente da lagoa anaeróbia pode também estar associada a volatilização da amônia, pois o pH na faixa de 8,5 verificada na lagoa anaeróbia, já favorece a conversão, de uma pequena fração, do NH_4 solúvel a gás NH_3 que pode ser arrastado pelo processo de *air stripping*.

O fato observado na lagoa anaeróbia da CTR pode estar associado, também, aos dispositivos de entrada e saída serem superficiais, que criam uma zona morta no corpo da lagoa, diminuindo o tempo de detenção e inibindo a amonificação, e aos caminhos preferenciais superficiais, cujo fluxo aliado ao pH acima de 8,0 e a aeração superficial natural pode estar favorecendo o *stripping* do N-amoniacal.

Já nas lagoas aeradas, onde a concentração de oxigênio dissolvido varia em torno de 1,5 $\text{mg.O}_2/\text{L}$, a avaliação dos resultados entre o afluente proveniente da lagoa anaeróbia e o efluente das aeradas, mostrou que houve um decaimento nas concentrações de N-NH_4 e um aumento nas concentrações de N-NO_2 e N-NO_3 . Isso evidencia a ocorrência do processo de nitrificação incompleto nessas lagoas, com acúmulo de nitrito, certamente limitado pelo oxigênio dissolvido e pela baixa biomassa bactérias nitrificantes, visto que não existe recirculação de lodo.

Um processo de nitrificação incompleto, também, foi constatado por Martins et al. (2010), que avaliaram o desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente em lagoas, onde os autores verificaram que houve uma diminuição na concentração de N-NH_4 em uma lagoa aerada e o aumento do nitrito, porém a transformação para nitrato não foi significativa.

Observa-se na Figura 11 que durante a época chuvosa houve o aumento do N-NH_4 tanto no lixiviado bruto quanto no efluente das lagoas aeradas, e inibição da nitrificação apontada pelo declínio das concentrações de N-NO_2 e N-NO_3 . Essa redução pode ser resultado do aumento de N-NH_4 do lixiviado bruto, e do aumento de vazão em época chuvosa com a consequente diminuição do tempo de detenção e mudança de operação das lagoas aeradas nessa época, que passaram a operar em série com fluxo contínuo.

Comparando as duas formas de operação das lagoas aeradas, percebe-se que o funcionamento em paralelo como batelada alimentada, na época seca, o processo de nitrificação foi melhor, enquanto na época chuvosa com as lagoas aeradas funcionando em série com fluxo contínuo a nitrificação foi inibida. Além do maior tempo de detenção em época seca a maior eficiência de remoção de N-NH_4 pode estar associada a operação em bateladas alimentadas que minimiza a relação alimento/microrganismos no começo do ciclo diminuindo possíveis efeitos tóxicos.

Foi possível observar que durante a maior parte da época seca a concentração de N-NO_2 no sistema sofreu um aumento (etapa de nitrificação) mas com concentração de N-NO_3 inferior à de N-NO_2 , enquanto a alcalinidade foi consumida, indicando que a etapa de nitrificação estava limitada, com ocorrência do processo de nitrificação incompleto no meio.

De acordo com Barbosa (2010), no processo de nitrificação ocorre consumo de alcalinidade, onde 7,1 mg de alcalinidade expresso em carbonato de cálcio (CaCO_3) são necessários para oxidar um miligrama de N-NH_4 . Nota-se que na época chuvosa o acúmulo de N-NO_2 e a concentração de N-NO_3 , e o consumo de alcalinidade diminuíram. Como a formação de N-NO_3 diminuiu, houve um menor consumo de alcalinidade nessa época, e a alcalinidade no efluente aumentou. Logo a alcalinidade não foi o fator limitante para a inibição da nitrificação.

Além da alcalinidade, outro fator que influencia no acúmulo de nitrito é o pH do sistema. Martins et al. (2010), citam que o acúmulo de nitrito está diretamente ligado ao pH do sistema, uma vez que influencia as concentrações de amônia livre, de modo que interfira nas atividades das bactérias, impedindo que a oxidação avance até o estágio de nitrato.

Na época seca, os valores médios de pH foram de 7,8 para o lixiviado bruto; aumentando para 8,1 para a lagoa anaeróbia; caindo para 7,3 para a lagoa aerada; e subindo novamente para 7,5 para a lagoa de sedimentação. O mesmo comportamento se verificou na época chuvosa, com pH de 7,63 para o lixiviado bruto; 8,01 para o efluente da lagoa anaeróbia; 7,41 para o das lagoas aeradas; e, 7,63 para o da lagoa de sedimentação. Apesar da oscilação do pH de uma lagoa para outra, não se observou variação significativa dos valores do pH em função da sazonalidade, que se manteve na faixa alcalina. Os valores encontrados estão de acordo com o observado por Ferreira (2010) no lixiviado do aterro sanitário de São Carlos, cujos valores de pH em épocas secas e chuvosas não ultrapassaram 9 e sempre se mantiveram na faixa alcalina.

Embora tenha se verificado uma oscilação do pH no sistema de lagoas, a alcalinidade apresentou comportamento sempre decrescente, independente da sazonalidade. Na época seca a mediana da alcalinidade para o lixiviado bruto foi de 8.980 $\text{mg.CaCO}_3/\text{L}$; de 7.132 $\text{mg.CaCO}_3/\text{L}$ para o efluente da

lagoa anaeróbia; 1.327 mg.CaCO₃/L para a o efluente das lagoas aeradas; e, 595 mg.CaCO₃/L para o da lagoa de sedimentação. Na época chuvosa, os valores foram de 14.228 mg.CaCO₃/L para o lixiviado bruto; de 8.967 mg.CaCO₃/L para a lagoa anaeróbia; 2.310 mg.CaCO₃/L para as lagoas aeradas; e 1.464 mg.CaCO₃/L para o efluente da lagoa de sedimentação (afluente final).

Os valores de alcalinidade encontrados no efluente final, estão de acordo com o que Carard (2018) e Robisson (2017) encontraram, analisando o lixiviado tratado com lagoas de estabilização, cujos valores variaram de 900 a 1.900 mg CaCO₃/L, e 622 – 1820 mg CaCO₃/L, respectivamente.

Para o N-NH₄, a maior parte dos efluentes apresentaram uma variabilidade maior para a época chuvosa, quando comparado a seca, entretanto, a lagoa anaeróbia apertou comportamento inverso. Já o N-NO₂ e o N-NO₃ apresentaram maior variabilidade na época seca.

3.4. Eficiência da ETL

Eficiência de remoção de matéria orgânica

A Tabela 4 apresenta as eficiências de remoção de DQO e DBO de cada lagoa que compõe o sistema de pré-tratamento.

Tabela 4: Eficiência na remoção de DQO e DBO_{5,20}

Época	Eficiência %							
	L. Anaeróbia		L. Aeradas		L. Sedimentação		Global	
	DQO	DBO	DQO	DBO	DQO	DBO	DQO	DBO
Global	25,7	34,9	19,9	40,4	19,7	40,0	51,7	77,3
Seca	32,6	33,4	20,2	35,7	26,5	40,4	60,8	74,7
Chuvosa	14,2	37,5	19,2	48,6	8,5	39,5	36,6	81,8

De forma global a eficiência média de remoção de DQO foi de 25,7% na lagoa anaeróbia, e de 19,9% e 19,7%, respectivamente para as lagoas aeradas e de sedimentação. Individualmente, a eficiência de remoção de DQO foi inferior a 30% em todas as lagoas, mas de modo geral, o sistema de tratamento biológico apresentou uma eficiência média global de 51,7%. Além disso percebe-se que a lagoa anaeróbia é quem promove a maior remoção de DQO, 25,7%, enquanto nas lagoas aeradas e de sedimentação removem, individualmente, menos de 20% da DQO.

Trabalho de Lugowski et al. (2014), mostrou eficiência de remoção de DQO de 99% em sistema de lagoas tratando lixiviado, enquanto Maia et al. (2015) encontrou uma eficiência de 60% de remoção de DQO em sistema de lagoas tratando lixiviado, próximo ao valor encontrado neste trabalho. Já Fieira (2014) encontrou uma eficiência média de 70%.

Já a eficiência global de remoção de DBO foi de 34,9% na lagoa anaeróbia, 40,4% na lagoa aerada, 40,0% na lagoa de sedimentação, resultando em 77,3% de forma global, e maior que a eficiência de remoção de DQO. Araújo (2019) estudando o mesmo sistema de tratamento desta pesquisa, encontrou uma eficiência de remoção de 40% para DQO, e 72% para DBO_{5,20}.

Na época seca a eficiência média de remoção de DQO no sistema foi 60,8%, superior à eficiência média global que foi de 51,7%. Já a eficiência de remoção de DBO_{5,20} (74,7%) foi menor que o valor global de 77,3%.

Na época chuvosa a eficiência média de remoção de DQO no sistema foi 36,5%, inferior à eficiência média global que foi de 51,7%. Já a eficiência de remoção de DBO_{5,20} (81,8%) foi maior, sendo a lagoa aerada a responsável pela maior parcela de remoção (48,6%).

Comparando com os dados obtidos com os dados citados pela literatura (Lugowski et al., 2014; Fieira, 2014; Maia et al., 2015) verifica-se que apesar do sistema ter apresentado eficiência de remoção para DBO_{5,20} acima de 70%, o mesmo não se verificou para a DQO, principalmente na época chuvosa. A baixa eficiência pode ser uma possível consequência da falta de estratégia de localização dos dispositivos de entrada e saída, uma vez que estes estão posicionados nas superfícies das lagoas, fazendo com o efluente não obedeça ao TDH e não haja equalização com a zona que fica abaixo da lagoa, tornando-a uma zona morta.

Quanto a eficiência de remoção de ácidos voláteis, a lagoa anaeróbia apresentou eficiência de 3,3%, as lagoas aeradas de 29,3%, e a lagoa de sedimentação de 19,1%. Já para a o sistema de tratamento biológico completo, eficiência foi de 49,2%, indicando uma redução da concentração dos AV contribuindo para a redução da DQO e DBO. Para as épocas seca e chuvosa, as remoções foram de 56,9% e 36,5%, respectivamente.

Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal

A Tabela 5 apresenta a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, em cada etapa do pré-tratamento, e verifica-se que o sistema foi capaz de promover uma eficiência global de 87%, e que as lagoas aeradas são que apresentam maior eficiência, 66,7%.

Tabela 5: Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal das lagoas de pré-tratamento

Época	Remoção %			
	L. Anaeróbia	L. Aeradas	L. Sedimentação	Global
Total	16,7	66,7	53,0	87,0
Época Seca	14,6	85,0	56,5	94,6
Época Chuvosa	19,4	42,3	48,4	76,8

Maia et al. (2015), encontrou uma remoção de nitrogênio amoniacal de 83%, avaliando um sistema de tratamento composto por duas lagoas anaeróbias, operadas em série, um sistema de lodos ativados e uma lagoa facultativa. A remoção encontrada nesse estudo condiz com os valores encontrados em outras literaturas.

4. CONCLUSÕES

A caracterização temporal quantitativa do lixiviado bruto (L), mostraram que sua vazão variou de $2,2 \pm 0,7$ L/s na época seca (1600 ton.lixo/dia) em 2018, a $9,4 \pm 0,8$ L/s em 2021 (1900 ton.lixo/dia), com aumento na época chuvosa de 60% em relação a vazão média, estando associada ao aumento da precipitação (P), no entanto esse aumento não é proporcional, a razão L/P na época seca foi de 101 ± 19 m³/mm.mês, enquanto na chuvosa foi de 52 ± 15 m³/mm.mês, ou seja, na época chuvosa a razão L/P é 44% inferior a razão L/P de época seca, podendo ser devida a capacidade de infiltração e a saturação do solo em época de chuva.

Embora a precipitação influencie na geração do lixiviado, sua correlação é baixa (014), indicando que a precipitação, por si só, não se relaciona diretamente com a geração de lixiviados e que precisam ser incluídos nessa análise fatores tais como permeabilidade e saturação do solo e da massa de lixo, evapotranspiração, área superficial do maciço, entre outros.

A caracterização temporal qualitativa mostrou que em épocas chuvosas ocorre maior variação dos parâmetros estudados, com carreamento de matéria orgânica pela água que percola no maciço aumentando em 38,5% as concentrações de DQO (de 4.357 mg/L para 7.090 mg/L) e 44,2% as de DBO_{5,20} (de 1569 mg/L para 2.812 mg/L), enquanto as concentrações de nitrogênio sofrem uma diluição, diminuindo em 31,4% as concentrações de N-NTK (de 2.522 mg/L para 1.837 mg/L) e de 13,3% as de N-NH₄. (de 1.730 para 1.593 mg/L). Observou-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal, em épocas seca e chuvosa foram cerca de 81% e 79%, respectivamente, das concentrações de NTK.

O monitoramento de ETL mostrou que na época seca a remoção de matéria orgânica foi maior. As lagoas removeram 3.461 ± 738 mg/L de DQO e 843 ± 251 mg/L de DBO_{5,20}, ambas acima da média global, de 2.750 mg/L $\pm$ 416 mg/L e 667 ± 273 mg/L, respectivamente, resultando numa eficiência de remoção de DQO em época seca de 60,8% e de 36,6% na chuvosa, e de DBO_{5,20} de 74,7% e 79,4% respectivamente, certamente devido ao maior tempo de detenção nas lagoas. No entanto o efluente tratado, apesar de apresentar menor variabilidade, sua concentração de DQO e DBO_{5,20} ainda é muito alta para o uso em osmose reversa (OR), devendo ainda a OR ser precedida por tratamento físico-químico.

A remoção de N-NH₄, o sistema de tratamento por lagoas apresentou uma eficiência global de remoção de 87%, com maior eficiência em épocas secas (94,6%) com as lagoas aeradas funcionando em paralelo em regime de bateladas alimentadas, que em épocas chuvosas (76,8%), com as lagoas aeradas em serie e fluxo contínuo. A maior fração de remoção ocorreu nas lagoas aeróbias pelo processo de nitrificação, mas a lagoa anaeróbia apresentou uma remoção global de 26,7% de N-NH₄, podendo essa redução ser consequência da volatilização da amônia no sistema e pelo alto percentual de N-NH₄ no N-NTK e do pH alcalino do lixiviado bruto, que pode ser favorecido um *stripping* parcial da amônia.

5. REFERÊNCIAS

Adhikari, B., Khanal, S., Lamichhane, J., & Giri, D. (2014). Seasonal variation of pH, BOD, COD and BOD/COD ratio in different ages of landfill leachate in Nepal. *Journal of Biomolecule Reconstruction* 11(2), 89-99.

- Almeida, A. L. G. R., & Callado, N. H. (2018). Tratamento de águas residuárias de origem doméstica, por meio de RBS, visando à remoção de nitrogênio. In *Anais da 70ª Reunião Anual da SBPC*. Maceió: UFAL
- American Public Health Association – APHA. (2017). *Standard methods for the examination of waste and wastewater*. Washington, D.C.: APHA.
- Araújo, L. G. S. (2019). *Avaliação do lixiviado de aterro sanitário: geração e tecnologias de tratamento* (Dissertação de mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru.
- Araújo, L. G. S., Ferreira, R. P. S., Norberto, A. S., Mariano, M. O. H., & Callado, N. H. (2020). Análise temporal de parâmetros ambientais do lixiviado do aterro sanitário de Maceió-AL, Brasil. *Research, Society and Development*, 9(7), e594974435. <http://doi.org/10.33448/rsd-v9i7.4435>
- Barbosa, J. S. B. (2010). *Remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por nitrificação e desnitrificação via nitrito* (Tese de doutorado). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.
- Bhalla, M. S., Saini, M. K., & Jha, M. K. (2013). Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill. *International Journal of Research in Engineering and Technology*, 2(8), 223-232. <http://doi.org/10.15623/ijret.2013.0208037>
- Carard, R. F. (2018). *Tratamento de lixiviado de aterro por ozonização fotocatalítica com TiO₂* (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-graduação em Inovações Tecnológicas, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão.
- Chamon, R. P. (2011). *Pós-tratamento de lixiviado de aterro industrial pelo processo de osmose reversa: estudo de caso* (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Ferreira, A. G. (2010). *Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos - SP por meio da caracterização físico-química* (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- Fieira, C. (2014). *Avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal de Francisco Beltrão* (Monografia de graduação). Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão.
- Gomes, N. A., Silva, E. M., Souza, T. M. I., Oliveira, A. M. B. M., & Ribeiro, L. S. (2022). Influência da precipitação na vazão de lixiviado de um aterro sanitário no semiárido brasileiro. In *Anais do 7º Congresso Nacional de Ensino, Pesquisa e Ciência*. Campina Grande: UFCG.
- Google Maps. (2023). Recuperado em 21 de março de 2023, de <https://www.google.com/maps>
- Guo, J. S., Abbas, A. A., Chen, Y. P., Liu, Z. P., Fang, F., & Chen, P. (2010). Treatment of landfill leachate using a combined stripping, fenton, SBR, and coagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1-3), 699-705. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.144>
- Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. (2022). Recuperado em 21 de março de 2023, de <https://portal.inmet.gov.br/>
- Kamaruddin, M. A., Abdullah, M. M. A., Yusoff, M. S., Alrozi, R., & Neculai, O. (2017). Coagulation-flocculation process in landfill leachate treatment: focus on coagulants and coagulants aid. *IOP Conference Series. Materials Science and Engineering*, 209, 012083. <http://doi.org/10.1088/1757-899X/209/1/012083>
- Lange, L. C., Amaral, M. C. S., Moreira, V. R., & Lebron, Y. A. R. (2020). *Avaliação de estratégias para o tratamento do lixiviado do aterro sanitário intermunicipal dos municípios de Conceição do Mato Dentro, Alvorada de Minas e Dom Joaquim. Relatório técnico* (66 p.). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.
- Leite, V. D., Athayde Júnior, G. B., Sousa, J. T., Lopes, W. S., Prasad, S., & Silva, S. A. (2005). Tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização para aplicação na fertirrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9(Supl 1), 71-75. <http://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v9nsup71-75>
- Lugowski, A., Arabi, S., Milla, P., & Wilsey, S. (2014). Biological treatment of landfill leachate: overview and case examples. In *Proceedings of the Global Waste Management Symposium* (pp. 1-13). New York: Conestoga Rovers and Associates.
- Maia, I. S., Restrepo, J. J. B., Castilhos Junior, A. B., & Franco, D. (2015). Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 20(4), 665-675. <http://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040140926>
- Martins, C. L., Castilhos Junior, A. B., & Costa, R. (2010). He. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 15(4), 401-410. <http://doi.org/10.1590/S1413-41522010000400013>

- Morais, D. (2019). *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário com extrato de flor de Musa sp. e otimização por meio do algoritmo de interseção normal de fronteira* (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de São João Del-Rei, Ouro Branco.
- Nascimento, S. C., Silva, E. M., Gomes, N. A., Ribeiro, L. S., Melo, M. C., & Monteiro, V. E. D. (2022). Variação sazonal de indicadores físico-químicos e fitotoxicológicos em lixiviado de aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 27(6), 1097-1104. <http://doi.org/10.1590/s1413-415220210172>
- Peng, Y. (2017). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, 2567-2574. <http://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>
- Ribeiro, L. D. S., Silva, A. D. S., Alves, F. D. S., Melo, M. C. D., Paiva, W. D., & Monteiro, V. E. D. (2016). Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 21(1), 1-9. <http://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100110157>
- Robinson, T. (2017). Removal of toxic metals during biological treatment of landfill leachates. *Waste Management*, 63, 299-309.
- Römkens, M. J. M., & Prasad, S. N. (2006). Rain Infiltration into swelling/shrinking/cracking soils. *Agricultural Water Management*, 86(1-2), 196-205. <http://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.07.012>
- Seibert, D. (2017). *Estudo do processo foto-fenton mediado por complexos de Fe(III) aplicado na degradação de lixiviado concentrado de aterro sanitário* (Dissertação de mestrado). Universidade Federal Fronteira do Sul, Chapecó.
- Tozetto, C. M. (2008). *Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica de lixiviado: estudo de caso do aterro de Curitiba* (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Vieira, R. M., Souza, D. H., & Gode, J. N. (2020). Avaliação do desempenho operacional de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 11(1), 131-145. <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.001.0013>

Contribuições dos autores:

Heloize Maria Nascimento Santos: responsável principal pelo levantamento de dados de campo, e tratamento dos dados os quais fazem parte de sua dissertação de mestrado e do artigo.

Nélia Henriques Callado: responsável pela supervisão e acompanhamento do trabalho de campo, assim como da análise de dados com foco na qualidade das águas e correção geral do artigo.

Vladimir Caramori Borges de Souza: responsável pela supervisão e acompanhamento do trabalho de campo, assim como da análise de dados com foco nos dados de vazão do lixiviado e correção geral do artigo.

Daisy Lira Oliveira Cavalcante: responsável pela organização e acompanhamento do trabalho das coletas, assim como do tratamento de dados com foco na análise estatística e correção geral do artigo.