


Nota Técnica 10 – Lixiviado de aterro sanitário lançado em estações de tratamento de esgoto

Technical Note 10 – Landfill leachate released into sewage treatment plants

Ellen Caroline Baettker^{1*} , Julio Cezar Rietow² ,
Lívia Cristina Silva Lobato³ , Miguel Mansur Aisse⁴ 

RESUMO

O lixiviado produzido em aterros sanitários possui composição química e microbiológica complexa, com elevada concentração de matéria orgânica e substâncias inorgânicas. Uma das opções de tratamento pode ser a codisposição desse efluente em estações de tratamento de esgoto (ETE), visando à redução dos custos de operação de aterros sanitários, e, ainda, à diminuição dos efeitos deletérios do lançamento indevido do lixiviado em corpos d'água receptores. Os estudos de lançamento de efluente em ETE, disponíveis em literatura especializada, levam à aplicação de variadas relações volumétricas de mistura. Contudo, os valores indicados das relações geralmente se apresentam abaixo dos 10% de volume de lixiviado. Observa-se que relações próximas e/ou superiores à essa denotam eficiências medianas (entre 40 e 50%) de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) em ETE com processos biológicos tratando esgoto sanitário. Isto posto, para que a codisposição possa ser empregada de forma segura por companhias de saneamento, é preciso avaliar, preliminarmente, a compatibilização do lixiviado com o afluente de ETE, sobretudo em plantas com sistemas anaeróbios de tratamento. Assim, deve-se garantir que o processo de codisposição, além de resultar em um efluente tratado que atenda às exigências de lançamento em corpos hídricos, não traga interferências significativas no processo de tratamento adotado pelas ETE. Com o intuito de diminuir as incertezas técnicas e possibilitar a indicação de parâmetros de projetos aplicáveis, a presente nota técnica (NT) tem por objetivo apresentar as características do lixiviado e os principais tópicos de interesse no que tange ao processo de lançamento de lixiviado (codisposição) em ETE, com ênfase no reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB).

Palavras-chave: codisposição em ETE; lixiviado de aterro sanitário; reatores UASB.

ABSTRACT

The leachate produced in landfills has a complex chemical and microbiological composition, with a high concentration of organic matter and inorganic substances. One of the treatment options may be the codisposition of this effluent in sewage treatment plants (STPs), aiming to reduce the operating costs of landfills, and also reduce the harmful effects of improper discharge of leachate into bodies water receptors. Studies on effluent discharge in STPs, available in specialized literature, lead to the application of varied volumetric mixing ratios. However, the indicated ratio values are generally below 10% of leachate volume. It is observed that ratios close to and/or higher than this denote average efficiencies (between 40 and 50%) of COD removal in STPs with biological processes treating sanitary sewage. That said, for that codisposition to be used safely by sanitation companies, it is necessary to preliminarily assess the compatibility of the leachate with the STP influent, especially in plants with anaerobic treatment systems. Therefore, it must be ensured that the co-disposal process, in addition to resulting in a treated effluent that meets the requirements for discharge into water bodies, does not cause significant interference in the treatment process adopted by the STPs. In order to reduce technical uncertainties and enable the indication of applicable project parameters, this technical note (TN) aims to present the characteristics of the leachate and the main topics of interest regarding the leachate release process (codisposition) in STPs, with emphasis on the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor.

Keywords: codisposition in STPs; landfill leachate; UASB reactors.

¹Engenheira Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná. Membro do INCT ETEs Sustentáveis - Curitiba (PR), Brasil.

²Engenheiro Ambiental e de Segurança do Trabalho pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná. Mestre e doutorando em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná. Membro do INCT ETEs Sustentáveis - Curitiba (PR), Brasil.

³Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais. Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais. Membro do INCT ETEs Sustentáveis - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁴Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos. Doutor em Engenharia Hidráulica pela Universidade de São Paulo. Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná - Curitiba (PR), Brasil.

*Endereço para correspondência: Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental - Universidade Federal do Paraná - Centro Politécnico - Bloco V - 1º Andar - Jd. das Américas. Curitiba, PR. CEP: 81.531.990. e-mail: ebaettker@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como subproduto do processo de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos (RSU) formados em conjunto com as águas pluviais que infiltram nas células do aterro. Caracterizado por ser uma matriz aquosa de extrema complexidade, o lixiviado apresenta, em sua composição, elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas formas dissolvida e coloidal (LANGE e AMARAL, 2009). As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado dependem de uma série de fatores, tais como o tipo de resíduo depositado no aterro, o grau de decomposição da fração biodegradável, o clima, a estação do ano, a idade do aterro, entre outros aspectos.

De posse de tais constatações, é possível afirmar que a escolha de um processo de tratamento para lixiviados de aterros sanitários deve levar em consideração, prioritariamente, as características do líquido percolado. Sendo assim, os processos de tratamento podem ser físico-químicos ou biológicos, ou ainda uma combinação entre ambos. Processos mais modernos como ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa têm sido amplamente utilizados em países da Europa (MORAIS, 2005). Os processos biológicos são tipicamente utilizados para tratar um lixiviado com elevados índices de biodegradabilidade. Ainda que apresentando baixos custos de implantação e operação, os processos biológicos carecem de melhorias no que tange à remoção de amônia, metais pesados e compostos recalcitrantes (AMARAL *et al.*, 2008). No que diz respeito aos processos físico-químicos, estes têm sido empregados para o tratamento de um lixiviado mais estabilizado e com baixos índices de biodegradabilidade (MARTTINEN *et al.*, 2002).

Diante de um cenário diversificado de tecnologias, o tratamento do lixiviado no Brasil é realizado, em sua maioria, em lagoas de estabilização. Esta tecnologia de tratamento apresenta geralmente um efluente com características inapropriadas para o lançamento em corpos hídricos. Desse modo, visando à redução dos custos de operação de aterros sanitários, e, ainda, a diminuição dos efeitos deletérios do lixiviado em corpos d'água receptores, tem-se realizado em algumas regiões do país o lançamento

de lixiviado em estações de tratamento de esgoto (ETE). Esse processo baseia-se na compatibilização do lixiviado com o afluente de ETE, devendo resultar em um efluente tratado que atenda às exigências de lançamento em corpos hídricos (CAMPOS, 2014). Sendo assim, a prática de lançamento de lixiviado em ETE deve levar em consideração uma série de requisitos para sua correta realização, quais sejam: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE; a capacidade da estação em assimilar o lixiviado; a compatibilidade do processo com as características desse material; e a possibilidade de manejo do provável aumento da produção de lodo (MANNARINO, FERREIRA e MOREIRA, 2013).

Apesar das vantagens, o lançamento de lixiviado em ETE é ainda um processo questionado no setor de saneamento. Isto se deve, principalmente, pelo possível impacto negativo no processo de tratamento do esgoto sanitário, uma vez que o lixiviado pode apresentar concentrações significativas de metais pesados e compostos orgânicos inibitórios, podendo reduzir as eficiências do tratamento e aumentar as cargas efluentes nas ETE, sobretudo naquelas com processos anaeróbios de tratamento ou em outros processos que já possuem indícios de sobrecarga orgânica (RENOU *et al.*, 2008).

Com o intuito de diminuir as incertezas técnicas e possibilitar a criação de parâmetros de projetos aplicáveis, a presente nota técnica (NT) tem por objetivo apresentar os principais tópicos de interesse no que tange ao processo de lançamento de lixiviado em ETE. Isto posto, neste documento é aprofundada a discussão apontada na NT 1 desta coletânea, discorrendo-se sobre os seguintes itens: (i) geração e caracterização do lixiviado de aterro sanitário; (ii) lançamento de lixiviado de aterro sanitário em ETE; (iii) experiências de codisposição de lixiviado em ETE de escala plena; e (iv) diretrizes e soluções para a codisposição de lixiviado em ETE.

2. GERAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O conhecimento da geração de lixiviado de um aterro sanitário é de suma importância para a adoção de estratégias de gestão e procedimentos de lançamento desse

efluente em ETE. As características dos resíduos depositados, o clima, o método de operação, o tipo e a qualidade dos sistemas de drenagem e impermeabilização do aterro representam fatores que influenciam e afetam as características quantitativas e qualitativas dos lixiviados (CATAPRETA, 2008). Adicionalmente, questões como o regime pluviométrico a que está submetida a região onde se localiza o aterro sanitário e a velocidade de degradação dos resíduos dificultam uma estimativa precisa da geração de lixiviados. Entretanto, modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos e aprimorados para uma estimativa de produção mais verossímil com a realidade. Isto posto, as estimativas atuais estão sendo pautadas no método racional e no método de balanço hídrico (COSTA, ALFAIA e CAMPOS, 2019).

No que diz respeito à caracterização do lixiviado, ressalta-se que os aterros sanitários de RSU recebem comumente uma mistura de resíduos domésticos. Dessa maneira, a composição do lixiviado pode ser caracterizada com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos oriundos de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (KJELDSEN *et al.*, 2002). Um dos fatores que mais contribuem para a diversidade da composição do lixiviado é a idade do aterro sanitário. Normalmente, observa-se que as faixas de concentração dos parâmetros relativos aos aterros sanitários novos

(lixiviado biodegradável) são mais elevadas do que nos aterros antigos (lixiviado estabilizado). Na **Tabela 1** são apresentadas as principais características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários de diferentes municípios brasileiros.

As concentrações iniciais de DBO e DQO no lixiviado indicam a elevada presença de compostos orgânicos biodegradáveis nas células do aterro. Com o passar dos anos, nota-se a diminuição acentuada desses parâmetros, fazendo com que o lixiviado apresente elevadas concentrações de sais e baixa relação DBO/DQO. Um parâmetro de importante relevância para a caracterização do lixiviado é o nitrogênio amoniacal (NH_3 ou NH_4^+). Sendo sua concentração diretamente relacionada com a quantidade de material orgânico presente no aterro sanitário, ela também tende a diminuir ao longo dos anos. O lançamento de lixiviado com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal pode causar efeitos deletérios no corpo receptor, tais como a eutrofização, a diminuição de oxigênio dissolvido (OD) e a morte da biota aquática em consequência da toxicidade do meio, especialmente quando o nitrogênio amoniacal se encontra na forma livre de amônia (NH_3). Já nos casos em que o lixiviado é encaminhado para ETE, por exemplo, pode ocorrer a toxicidade ou a inibição completa dos microrganismos envolvidos no processo de degradação biológica, comprometendo, dessa maneira, a qualidade do tratamento do esgoto sanitário. Por fim, após a fase de formação de ácidos no aterro sanitário, o lixiviado apresenta um aumento constante do pH, influenciando

Tabela 1 – Características físico-químicas do lixiviado de aterros sanitários brasileiros.

Parâmetros	Bandeirantes-SP ¹	Florianópolis-SC ²	Belo Horizonte-MG ³	Seropé-RJ ⁴	Vitória-ES ⁵	Fazenda Rio Grande-PR ⁶
Idade do aterro (anos)	30	9	9	5	10	10
pH	8,1	8,1	8,3	7,8	8,3	8,1
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	2.060	1.683	68	863	1.746	2.502
DQO (mg.L ⁻¹)	7.373	3.581	2.354	1.931	6.214	5.367
DBO ₅ /DQO	0,28	0,47	0,03	0,45	0,28	0,41
NH_4^+ - N (mg.L ⁻¹)	2.183	1.419	1.055	2.185	1.639	2.612
Cl (mg.L ⁻¹)	-	-	2.190	1.597	-	2.748
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	10.720	5.863	5.236	-	10.824	11.467
ST (mg.L ⁻¹)	-	-	8.801	-	-	14.847

Fonte: ¹Queiroz *et al.* (2011); ²Maia *et al.* (2015); ³Moravia, Amaral e Lange (2013); ⁴Costa (2016); ⁵Couto, Braga e Lange (2013); ⁶Baettker (2019).
DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; ST: sólidos totais.

diretamente na concentração de metais presentes no meio líquido (MORAIS e ZAMORA, 2005).

Além da variabilidade da composição do lixiviado, outro problema encontrado com o aumento da idade do aterro sanitário é a presença de substâncias recalcitrantes nesse efluente, o que torna ineficientes muitas técnicas de tratamento utilizadas nas ETE, sobretudo aquelas que se apoiam em processos biológicos (MANNARINO *et al.*, 2013). Desse modo, para um estudo mais aprofundado da composição do lixiviado, tem-se empregado a realização de análises em quatro níveis distintos de caracterização. São eles: identificação individual dos compostos, identificação de classes de compostos e determinação de parâmetros coletivos específicos e não específicos. Os chamados parâmetros coletivos específicos ou convencionais são métodos de caracterização já padronizados e usualmente encontrados na literatura (pH, DBO, DQO, NH_4 , entre outros). Além desses, destacam-se os metais pesados e os micropoluentes de preocupação emergente, muitos dos quais são desreguladores endócrinos e que podem representar diferentes riscos ao ecossistema aquático e à saúde pública. Já os parâmetros coletivos não específicos são métodos de caracterização pouco encontrados na literatura e ainda não padronizados, tais como os ensaios de DQO inerte e de biodegradabilidade (MORAVIA *et al.*, 2007). As determinações de parâmetros coletivos não específicos podem fornecer informações de grande relevância para o entendimento dos fenômenos que ocorrem durante uma etapa de tratamento biológico, permitindo o aperfeiçoamento de tecnologias, a definição de procedimentos operacionais e o aprimoramento de modelos matemáticos (LANGE e AMARAL, 2009; BAETTKER, 2019; BAETTKER *et al.*, 2020).

3. LANÇAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

3.1. Contextualização

O processo de lançamento de lixiviado em ETE geralmente se baseia na cooperação entre as operadoras dos sistemas de tratamento de esgoto e as de disposição de RSU e vem

sendo praticado como forma de reduzir tanto os custos de operação do tratamento do lixiviado nos aterros sanitários quanto os custos de destinação do lodo de esgoto produzido nas ETE. Entretanto, cabe ressaltar que nem sempre essa cooperação se dá por meio de contrato ou outro aparato legal que determine as obrigações recíprocas das partes, implicando, muitas vezes, uma relação de fragilidade. Não obstante, para que o lançamento de lixiviado em ETE ocorra de forma ambientalmente adequada e economicamente viável, sugere-se a realização dos seguintes procedimentos de verificação (MANNARINO *et al.*, 2013): (i) estudo de viabilidade do transporte do lixiviado até a estação (muitas vezes o aterro sanitário pode estar a vários quilômetros de distância da ETE, inviabilizando financeiramente o transporte); (ii) estudo da capacidade física e/ou estrutural da ETE para receber o lixiviado (o lixiviado deverá ser acondicionado na ETE e, caso necessário, receber tratamento antes de ser lançado no esgoto sanitário); (iii) estudo de compatibilidade do processo de tratamento da ETE com cargas de lixiviado a serem recebidas (processos anaeróbios de tratamento, por exemplo, são sensíveis às elevadas concentrações de NH_4 , podendo, dessa forma, haver a inibição dos microrganismos metanogênicos); (iv) estudo de adequação do provável aumento da produção de lodo (o lixiviado mais novo, por exemplo, possui elevada carga orgânica se comparado com o esgoto, favorecendo, assim, o aumento da produção de lodo no sistema).

Segundo Oliveira, Gil e Batista (2008), diversas dúvidas ainda existem no setor de saneamento sobre o real tratamento do lixiviado quando disposto junto com esgoto sanitário. Considerando-se que os volumes admissíveis de lixiviado em relação ao esgoto são pequenos, a prática de lançamento do lixiviado em ETE vem sendo encarada como um processo de diluição e não de tratamento. Independentemente disso, a adição de lixiviado em uma ETE sem as devidas análises e estudos complementares pode aumentar significativamente a carga orgânica aplicada no sistema. Além disso, as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no lixiviado podem ser tóxicas aos microrganismos envolvidos nas etapas de tratamento biológicas da ETE. De acordo com Campos

(2014), outros problemas além do aumento da carga orgânica e da concentração elevada de nitrogênio amoniacal podem ser identificados no processo de lançamento de lixiviado em ETE, como, por exemplo: a redução da sedimentabilidade de flocos (em sistemas de lodo ativado); a dificuldade na adequação da dosagem de produtos químicos; o surgimento de espuma e problemas com cor e corrosão; o possível aumento das concentrações de metal no lodo (esse fator pode eventualmente prejudicar a prática de disponibilização agrícola do lodo); e o aumento da produção de lodo.

Os estudos de lançamento de lixiviado em ETE levam à aplicação de variadas relações volumétricas, que dependem diretamente da idade do lixiviado, da concentração dos componentes de difícil degradação, da concentração de nitrogênio amoniacal e da presença de metais pesados. Todavia, os valores das relações normalmente se apresentam abaixo de 10% de volume de lixiviado. Relações próximas de 10% geralmente denotam eficiências medianas de remoção de DQO em tratamentos biológicos (entre 40 e 50%). Há ainda estudos mais conservadores em que o limite da relação volumétrica não pode ultrapassar 5% do volume de lixiviado (SANTOS, 2009; TORRES *et al.*, 2009; BAETTKER *et al.*, 2018). Tratando-se especificamente do lançamento de lixiviado em ETE dotadas de sistemas anaeróbios de tratamento, como reatores anaeróbios de fluxo ascendente e de manta de lodo (*upflow anaerobic sludge blanket* — UASB), por exemplo, relações volumétricas acima de 10% de volume de lixiviado no esgoto sanitário têm apresentado eficiências de remoção de matéria orgânica inferiores a 50% (BARBA *et al.*, 2008; SANTOS, 2009; FERREIRA *et al.*, 2009). Cabe destacar ainda que, dependendo do sistema de tratamento empregado na ETE, o lixiviado deverá ser pré-tratado (a montante do processo biológico de tratamento de esgoto) para a diminuição de possíveis concentrações inibitórias ou tóxicas (como, por exemplo, o emprego de processos de remoção e/ou redução de nitrogênio amoniacal por *stripping*) (RIETOW *et al.*, 2018).

Pesquisas nacionais, realizadas no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), avaliaram o processo de lançamento de lixiviado junto com esgoto

sanitário em estudos de escala plena, piloto e bancada em diversas configurações de sistemas de tratamento. Seus resultados são apresentados na **Tabela 2**. Observa-se que, nos processos estudados no âmbito do PROSAB (GOMES, 2009), a adição de lixiviado ao esgoto sanitário causou diminuição da eficiência do tratamento por coagulação-floculação. Por sua vez, relações até 2,5% de volume de lixiviado não acarretaram diminuições significativas da eficiência de tratamento em lodos ativados. O lançamento em reatores UASB e nas lagoas de estabilização apresentou redução na eficiência do tratamento de esgoto sanitário, indicando a necessidade de uma etapa de pré-tratamento (como o *stripping* da amônia, por exemplo), ou requerendo ajustes operacionais. Diante desse contexto, processos anaeróbios de tratamento, especialmente processos de alta taxa como reatores UASB, tendem a sofrer maiores impactos com a incorporação de lixiviado ao esgoto sanitário. Dada a importância do contexto histórico do emprego de reatores UASB no Brasil, o item 3.2 aborda com maior profundidade os impactos causados pelo lançamento de lixiviado nesses sistemas de tratamento.

3.2. Lançamento de lixiviado em reatores anaeróbios de fluxo ascendente tratando esgoto sanitário

Baettker *et al.* (2018) e Baettker (2019) avaliaram a tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário, em reator anaeróbio tipo UASB, utilizando relações de codisposição de 2, 5 e 10% v/v. Com relação ao desempenho do reator, os autores encontraram para as relações de 2 e 5% de lixiviado eficiências de DQO de 52 e 49%, respectivamente. Entretanto, a correlação de 10% comprometeu significativamente a eficiência do reator, resultando na remoção média de DQO de 38%. Os resultados de eficiência, em termos de DBO, foram de 50, 54 e 37% para correlações 2, 5 e 10%, respectivamente. Isto pode ser explicado pela adição de possíveis substâncias tóxicas e matéria orgânica não biodegradável presentes no lixiviado, uma vez que foi verificado o incremento da refratibilidade da matéria orgânica efluente, assim como matéria orgânica lábil, conforme se acrescentou maior porcentagem de lixiviado, requerendo assim um

Tabela 2 – Pesquisas realizadas no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (2009) sobre o lançamento de lixiviado em diferentes sistemas de tratamento de esgoto sanitário.

Processo de tratamento	Fonte de geração dos resíduos	Experimento	Concentrações da mistura	Resultados
Coagulação/floculação	Esgoto: ETE Icarai - Niterói/RJ. Lixiviado: Aterro Morro do Céu - Niterói/RJ.	Ensaio realizado em <i>jar-test</i> com os coagulantes: sulfato de alumínio, cloreto férrico, Tanfloc SG e SL e Panfloc.	Concentrações de lixiviado de 0,5; 2; e 5%.	Concentração 0,5%: Remoção de DQO: 36,1 a 70,3%. Remoção de turbidez: 46,2 a 78,2%. Concentração 2%: Remoção de DQO: 35,3 a 54,3%. Remoção de turbidez: 23,5 a 50,9%. Concentração 5%: Remoção de DQO: 30 a 40,5%. Remoção de turbidez: 27,7 a 50%.
Lodo ativado	Esgoto: ETE Icarai - Niterói/RJ. Lixiviado: Aterro Morro do Céu - Niterói/RJ.	Ensaio realizado em laboratório com reatores operados em batelada (ciclo: 24 horas) e regime contínuo (TDH: 6 horas).	Concentrações de lixiviado de 0,5 a 1% (fase I) e 2 a 2,5% (fase II).	Remoção de DQO > 80% em ambos os reatores e nas fases I e II. Remoção de nitrogênio amoniacal: 83% (fase I) e 94% (fase II) para reator em batelada e 36% (fase I) e 43% (fase II) para reator em regime contínuo.
		Ensaio realizado em planta piloto na ETE Icarai.	Volume de lixiviado: 2 a 2,5% e 0,5 a 1%.	Remoção média de DQO > 70%. Remoção média de nitrogênio amoniacal > 80%
Reatores UASB	Esgoto bruto de Campina Grande/PB. Lixiviado: Aterro sanitário de João Pessoa/PB.	Ensaio realizado em laboratório em aparato experimental. UASB 1: lixiviado <i>in natura</i> . UASB 2: lixiviado tratado por <i>stripping</i> com redução de 98% de nitrogênio amoniacal.	Volume de lixiviado: 1% (UASB 1) e 10% (UASB 2)	Remoção de DQO: 55% (UASB 1) e 45% (UASB 2).
Lagoas de estabilização	Esgoto bruto do Rio de Janeiro/RJ. Lixiviado: Aterro sanitário de Gramacho/RJ (linha 1). Aterro sanitário de Gerico/RJ (linha 2).	Linha 1: lagoa facultativa + lagoa de maturação. Linha 2: lagoa aerada + lagoa de sedimentação.	Concentrações de lixiviado de 0,2; 0,5; 2; e 5%.	Linha 1: apenas com esgoto alcançou eficiência média de remoção de DQO de 71% e, quando aplicado o lixiviado, a eficiência variou na faixa de 42 a 51%. Linha 2: apenas com esgoto a remoção média de DQO foi de 82% e, quando aplicado o lixiviado, foi de 56%.

Fonte: GOMES (2009).

pós-tratamento para se atingirem os requisitos legais de descarte em corpos receptores (BAETTKER *et al.*, 2020).

Outros autores que operaram reatores UASB em condições similares também observaram impactos crescentes com a adição de lixiviado. Santos (2009) identificou o valor médio de eficiência de redução de DQO de 85% para o período sem adição de lixiviado; a partir da codisposição com relações de volume de lixiviado de 1, 2,5, 5 e 10%, as eficiências de redução de DQO foram de 73, 66, 46 e 30%, respectivamente. Por outro lado, Lozada *et al.* (2010) obtiveram efeitos negativos menores da codisposição do lixiviado com esgoto sanitário, com eficiências de redução de DQO de 73% para relação de mistura de 5% de volume de lixiviado, e de 61% para uma relação de 10%. El-Gohary e Kamel (2016) reportaram efeitos negativos do processo de codisposição, obtendo eficiência de remoção de DQO de apenas 15% para uma relação de mistura de 6% de lixiviado.

Estudos realizados por Baettker *et al.* (2019) avaliaram se a codisposição modifica as propriedades físico-químicas do lodo anaeróbio e inviabiliza a sua disposição agrícola. Como resultado dessa análise, verificou-se que a adição de lixiviado com esgoto sanitário, em reator UASB, alterou as concentrações de substâncias inorgânicas no lodo anaeróbio e inviabilizou o seu possível uso agrícola (sobretudo em razão das elevadas concentrações de zinco, com valores acima do máximo permitido estabelecido na antiga Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 375, de 2006. Um dos poucos estudos que reportam aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica durante o processo de codisposição de lixiviado com esgoto sanitário foi aquele conduzido por Oliveira *et al.* (2015). Estes autores obtiveram aumento na eficiência de redução de DQO, alcançando valores de 46 e 70% para relações de mistura de 1 e 10% de lixiviado, respectivamente.

3.2.1 Demanda por pré-tratamento do lixiviado

Relações volumétricas de lixiviado acima de 10% têm apresentado eficiências de remoção de matéria orgânica inferiores a 50% (FERREIRA *et al.*, 2009; TORRES *et al.*, 2009; SILVA e LEITE, 2015; BORTH, 2017). Essa baixa eficiência pode estar relacionada ao fato de os microrganismos anaeróbios serem sensíveis a determinadas concentrações de substâncias presentes no lixiviado, ou ao maior aporte de substâncias recalcitrantes ou de difícil remoção por vias anaeróbias (MCCARTY, 1964; METCALF e EDDY, 2016).

Estudos pioneiros realizados por McCarty (1964) demonstraram que concentrações de amônia superiores a $150 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$ são consideradas extremamente tóxicas aos microrganismos anaeróbios. Calli *et al.* (2005) investigaram a toxicidade da amônia em reatores UASB tratando esgoto sintético com inóculo previamente aclimatado. Encontraram uma concentração limite de inibição do processo anaeróbio para a amônia igual a $800 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$. Já investigações realizadas por Cuetos *et al.* (2008), em reatores anaeróbios de agitação contínua, com inóculo previamente aclimatado, encontraram concentrações de inibição do processo anaeróbio de $337 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$. Desse modo, para a realização da codisposição em reatores UASB tratando esgoto sanitário, recomenda-se que o lixiviado seja pré-tratado para evitar possíveis concentrações inibitórias ou tóxicas devidas à amônia (MANNARINO *et al.*, 2011).

Entre os processos de pré-tratamento, o *stripping* de amônia tem se destacado pelas significativas taxas de remoção dessa substância e também por seus custos reduzidos de operação e manutenção (LANGE e AMARAL, 2009; QUEIROZ *et al.*, 2011; RIETOW *et al.*, 2017). O processo de *stripping* consiste na remoção da fase gasosa de um meio líquido por meio de agitação mecânica ou aeração, de modo que os efeitos de arraste e difusividade molecular promovam a passagem do gás para a atmosfera. Em uma solução aquosa como o lixiviado, a amônia pode existir tanto na forma de íon amônio (NH_4^+) quanto na forma de amônia livre (NH_3). A predominância de uma dessas formas está relacionada com o pH do meio, e em níveis de pH alcalino há maior concentração de NH_3 . Para a

elevada eficiência do processo de *stripping* é imprescindível que a forma gasosa da amônia predomine no lixiviado. Conduzindo ensaios em bancada, Rietow *et al.* (2018) e Rietow (2018) não verificaram interferências significativas no processo de tratamento anaeróbio do esgoto codisposto com lixiviado preliminarmente tratado (*stripping*) até relações volumétricas de 10% de volume de lixiviado. A concentração de amônia aplicada foi 120 e $225 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$. Sendo assim, os autores concluíram que o processo de *stripping* da amônia foi capaz de aumentar a relação volumétrica entre lixiviado e esgoto sanitário a ser empregada em reatores UASB.

3.2.2. Demanda por pós-tratamento do efluente do reator reatores anaeróbios de fluxo ascendente

Os processos biológicos usualmente empregados na codisposição de lixiviado e esgoto sanitário, embora eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável, apresentam baixa eficiência de remoção dos compostos orgânicos recalcitrantes adicionados pelo lixiviado, requerendo assim tratamentos complementares por processos físico-químicos. Dessa forma, os reatores UASB, mesmo que apresentem diversas vantagens, não são capazes de produzir efluentes que atendam aos padrões de lançamento.

Uma das alternativas de pós-tratamento que têm sido empregadas é a coagulação-floculação-sedimentação. Essa técnica físico-química é utilizada para o melhoramento do efluente tratado em relação à remoção complementar de matéria orgânica, nutrientes e compostos recalcitrantes. O processo de tratamento por coagulação química baseia-se na desestabilização das cargas eletrostáticas superficiais das partículas/poluentes, por meio da utilização de um coagulante, geralmente sais de ferro ou alumínio, a fim de promover a agregação delas em flocos, posteriormente separados por sedimentação.

Galvão *et al.* (2018) realizaram ensaios em escala de bancada para o pós-tratamento físico-químico do efluente, produzido no reator UASB, com porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado em relação ao volume de esgoto. A condição de maior eficiência do pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação com cloreto férrico foi para a dosagem de Fe de 30 mg.L^{-1} e pH 5,0. Nestas condições

foram obtidas eficiências na remoção de cor verdadeira de 89%, DQO de 48% e fósforo de 91%, com produção de efluente com valores residuais de 34 uH de cor, 62 mg.L⁻¹ de DQO e 0,43 mg.L⁻¹ de fósforo. Contudo, não foi obtida a remoção de sólidos dissolvidos e nitrogênio. O pós-tratamento com sulfato de alumínio apresentou como condição de maior eficiência de coagulação dosagem de Al de 20 mg.L⁻¹ e pH 5,0. Esta condição alcançou eficiências de remoção de cor verdadeira de 90,4%, com valor residual de 31 mg.L⁻¹, de DQO de 41,5%, com valor residual de 85 mg.L⁻¹, e de fósforo de 87,0%, com valor residual de 0,75 mg.L⁻¹. Novamente, não houve remoção de sólidos dissolvidos e nitrogênio.

Assim, a utilização da codisposição deve ser criteriosamente avaliada para as condições locais, sendo necessária a realização de estudos complementares que apontem os impactos provocados pela mistura desses dois resíduos no processo de tratamento da ETE. Assim, é indispensável a realização de caracterização do lixiviado para que sejam identificadas potenciais substâncias tóxicas, assim como a realização de avaliação de biodegradabilidade, que definirá a necessidade de implantação de pré-tratamento físico-químico na ETE. Com base nesses estudos é possível definir as soluções e intervenções necessárias na ETE, indicando-se também se existe viabilidade técnica, econômica e ambiental para a adoção dessa alternativa.

4. EXPERIÊNCIAS DE CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE ESCALA PLENA

Tendo em vista a relevância do tema, o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto (INCT ETEs Sustentáveis) formulou um questionário sobre “Disposição de lixiviado de aterro sanitário em ETE”, com questões de caráter gerencial, técnico e operacional, para que companhias de saneamento pudessem compartilhar suas experiências. As questões abordaram: i) a institucionalização da recepção do lixiviado em ETE; ii) a existência de instrumento legal para o estabelecimento da codisposição e de custo associado

a essa disposição; iii) a existência de pré-tratamento do lixiviado e realização de controle operacional regular com caracterização do lixiviado; iv) a avaliação de desempenho da ETE, principais problemas e destinação do lodo da ETE. Esse questionário foi encaminhado para companhias de saneamento do sudeste, centro-oeste e nordeste, buscando experiências diversas em várias regiões do país. As respostas estão compiladas na **Tabela 3** e referem-se a julho de 2020.

Apesar de os sistemas de tratamento de esgoto utilizarem processos e métodos operacionais diversos, nota-se que não houve relato de problemas operacionais.

5. DIRETRIZES E SOLUÇÕES PARA A CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário em ETE vem sendo adotado em cidades que já contam com as infraestruturas (ETE e Aterro Sanitário) como forma de reduzir tanto os custos de implantação quanto os custos operacionais, concentrando o tratamento de ambos os resíduos em um único local. Entretanto, a elaboração de estudos para a verificação da capacidade e compatibilidade da ETE em assimilar e tratar o efluente do aterro sanitário é indispensável, pois os projetos de ETE geralmente são concebidos sem a previsão de recebimento do lixiviado.

Outro aspecto favorável da codisposição é a similaridade das tecnologias mais comumente utilizadas para o tratamento do lixiviado e de esgotos, que possibilita o aproveitamento do processo do tratamento do esgoto, com o comprometimento no atendimento aos padrões de lançamento. Segundo Campos (2014), a decisão para a codisposição geralmente se fundamenta apenas em ponderações baseadas em variáveis como DBO, DQO, nitrogênio e também na sobrecarga provável em termos de taxas de carregamento orgânico e geração adicional de lodo. Dessa maneira, a ampliação dos parâmetros de monitoramento é recomendável no intuito de garantir o atendimento aos padrões de lançamento do efluente em acordo com a legislação.

Finalmente, o estabelecimento de instrumento legal para a prestação do serviço entre os responsáveis pelo aterro sanitário e ETE garante a segurança no cumprimento dos deveres e obrigações das partes.

Assim, vários são os fatores determinantes para o êxito da codisposição. Na **Tabela 4** estão apresentados os principais benefícios e os pontos de atenção da disposição do lixiviado em ETE.

Tabela 3 - Compilação das respostas obtidas em julho de 2020 das operadoras de saneamento sobre a disposição de lixiviado de aterro sanitário em estações de tratamento de esgoto.

Região/Tipo de operadora	Relato das companhias de saneamento sobre a codisposição
Sudeste/SAAE	A codisposição do lixiviado na ETE ocorre, desde dezembro de 2018, sendo que a iniciativa partiu do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE). A formalização da parceria ocorreu por meio de convênio, em que ficou acordado que o chorume seria recebido na ETE e o lodo gerado no tratamento seria disposto no aterro sanitário. O transporte do lixiviado é realizado por interceptor e o fornecimento é por batelada. Na ETE é analisada a carga orgânica do líquido e, de acordo com o SAAE, não há relato de problemas operacionais devidos à codisposição. Está sendo estudada a disposição do lodo no solo na área da ETE.
Sudeste/Companhia Estadual	A codisposição do lixiviado na ETE ocorre desde 2013, e a iniciativa partiu da empresa privada que realiza os serviços de disposição de resíduos sólidos. A formalização da parceria ocorreu por meio de contrato, sendo o valor atual de R\$ 45,00 por metro cúbico. O lixiviado é recebido diariamente em duas ETE, constituídas por processo de lodo ativado, com limite de vazão de lixiviado a 1% da vazão média afluente à ETE. Na ETE 1 há reservatórios para o recebimento do lixiviado, equipado com bomba para recalque na comporta de entrada da estação. Na ETE 2, o lixiviado é lançado num poço de visita anterior ao tratamento preliminar. O lançamento em ambas é em batelada. É feita a caracterização do lixiviado com a realização de diversas análises, sendo amônia, pH e condutividade feitas em cada caminhão recebido. As demais análises têm diferentes frequências: diárias, semanais e quinzenais. Em relação às ETE, para a avaliação de desempenho, são realizadas as análises no efluente de todos os parâmetros da Tabela 1 da Seção II da Resolução CONAMA 430/2011, por exigência da licença de operação de ambas as ETE. Além disso, são realizadas análises microbiológicas da biota do tanque de aeração, para a verificação da aclimação do lodo ao lixiviado introduzido no processo e tratamento. O lodo gerado no tratamento é desidratado por meio de centrífugas e encaminhado ao aterro sanitário. Não foram relatados problemas operacionais ou violação de padrões de lançamento das ETE decorrente da codisposição do lixiviado.
Nordeste/Companhia Estadual	A Companhia Estadual de Saneamento informou que ainda não recebe lixiviado de aterro sanitário para codisposição, porém existe interesse da concessionária dos serviços de disposição de resíduos em destinar o lixiviado para a ETE, uma vez que a capacidade da estação de tratamento de lixiviado no aterro alcançou o limite máximo de utilização. A intenção da Companhia Estadual é a utilização de ETE constituída por lagoa facultativa e de maturação que atualmente estão ociosas para o tratamento conjunto. O transporte do lixiviado do aterro sanitário para a ETE seria realizado por caminhão.
Centro-Oeste/Companhia Estadual	A codisposição do lixiviado na ETE ocorre desde 2006, e a formalização da parceria com a Companhia de Urbanização determinou o recebimento do lixiviado em troca da permissão de disposição de resíduos da ETE, inclusive lodo, no aterro sanitário municipal. O lixiviado é lançado diretamente na rede coletora de esgoto e a ETE é constituída por processo de decantação primária quimicamente assistida. De acordo com a operadora não é realizado controle operacional específico para o lixiviado e não houve nenhum problema operacional específico da codisposição. O lodo gerado no tratamento é utilizado para a recuperação de áreas degradadas.

Nota: A identidade das companhias de saneamento e das unidades de tratamento foi preservada, tendo em vista o acordo prévio de confidencialidade para elas responderem ao questionário.

Fonte: Os autores, 2024.

Tabela 4 - Principais benefícios e os pontos de atenção necessários para o êxito da codisposição de lixiviado e esgoto sanitário.

Principais Benefícios	Pontos de Atenção
<p>Redução de custos de implantação e operação de unidade de tratamento no aterro sanitário.</p> <p>Otimização da operação do sistema com o tratamento de esgoto e lixiviado em um mesmo local.</p> <p>Possibilidade de aproveitamento do processo de tratamento instalado para o esgoto também para o recebimento do lixiviado, tendo em vista a similaridade dos tratamentos utilizados para ambos os resíduos.</p> <p>Aporte de nutrientes no esgoto que favorecem o processo de degradação sem necessidade de acréscimo de insumos adicionais (nitrogênio e fósforo).</p>	<p>Elaboração de estudos para verificação da capacidade e compatibilidade da ETE em assimilar e tratar o efluente do aterro sanitário.</p> <p>Realização de caracterização e identificação de compostos do lixiviado, assim como avaliação da biodegradabilidade do chorume.</p> <p>Verificação de viabilidade econômica e ambiental do transporte do lixiviado até a ETE.</p> <p>Estudo do manejo do provável aumento de produção de lodo na ETE.</p> <p>Ampliação dos parâmetros de monitoramento para atender ao padrão de lançamento do efluente.</p> <p>Estabelecimento de contrato para a prestação do serviço entre os responsáveis pelo AS e ETE.</p>

Fonte: Os autores, 2024.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico — CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais — FAPEMIG, da Companhia

de Saneamento do Estado do Paraná (SANEPAR), da Universidade Estadual de Londrina (UEL) e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto — INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, M.C.S.; FERREIRA, C.F.A.; LANGE, L.C.; AQUINO, S.F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 38-45, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000100006>
- BAETTKER, E.C. *Avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio tipo UASB*. 224 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) — Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2019.
- BAETTKER, E.C.; AISSE, M.M.; BITTENCOURT, S. Avaliação do lodo anaeróbio de reator UASB tratando esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 30., 2019, Natal. *Anais...* Natal: ABES, 2019.
- BAETTKER, E.C.; KOZAK, C.; KNAPIK, H.G.; AISSE, M.M. Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. *Chemosphere*, v. 251, p. 126414, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126414>
- BAETTKER, E.C.; RIETOW, J.C.; FREITAS, D.C.; MANSUR, M. A. Codisposição de lixiviado em reatores UASB: experiência UFPR. In: ROSS, B.Z.L.; POSSETTI, G.R.C. (Org.) *Tecnologias potenciais para o saneamento*: disposição de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB. v. 3. Curitiba: Sanepar, 2018. p. 19-61.
- BARBA, L.E.; PIZARRO, C.A.; TORRES, P.; RODRIGUEZ, J.A.; MARMOLEJO, L.F. Aplicación de biodegradabilidad anaeróbia para la relación óptima lixiviado-agua residual domestica. In: Taller y Simposio Latino Americano de Digestión Anaeróbia, 9., 2008, Isla de Pascua. *Anais...* Isla de Pascua: IWA, 2008.
- BORTH, P.B. *Tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação*. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) — Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 375 de 29 de agosto de 2006*. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2006.
- CAMPOS, J.R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estação de tratamento de esgoto: uma análise crítica. *Revista DAE*, n. 197, p. 6-7, 2014. <https://doi.org/10.4322/DAE.2014.129>
- CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B.; YENIGUN, O. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 3-4, p. 1285-1292, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.05.008>
- CATAPRETA, C.A.A. *Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação*. 2008. 227 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) — Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- COSTA, F.M. Estudo da biodegradabilidade e toxicidade de lixiviados com diferentes características após processos oxidativos avançados. Tese de doutorado — Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.
- COSTA, A.M.; ALFAIA, R.G.D.S.M.; CAMPOS, J.C. Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *Journal of Environmental Management*, v. 232, p. 110-116. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- COUTO, M.C.L.; BRAGA, F.S.; LANGE, L.C. Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 223-234, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300005>

- CUETOS, M.J.; GOMEZ, X.; OTERO, M.; MORAN, A. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochemical Engineering Journal*, v.40, p. 99-106, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.11.019>
- EL-GOHARY, F.A.; KAMEL, G. Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. *Ecological Engineering*, v. 94, p. 268-274, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.074>
- FERREIRA, J.A.; CANTANHEDE, Á.L.G.; LEITE, V.D.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEIREDO, I.C.; MANNARINO, C.F.; SANTOS, A.S.; FRANCO, R.S.O.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos com esgoto sanitário. In: GOMES, L.P. (Coord.) *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES/Projeto PROSAB, 2009. p. 245-293.
- GALVÃO, R.B.; BORTH, P.B.; FERNANDES, F.; KURODA, E.K. Pós-tratamento físico químico de efluentes de UASB contendo lixiviado. In: ROSS, B.Z.L.; POSSETTI, G.R.C. (Org.) *Tecnologias potenciais para o saneamento: disposição de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB*. v. 3. Curitiba: SANEPAR, 2018. p. 171-188.
- GOMES, L.P. (Coord.). *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro: ABES/Projeto PROSAB, 2009.
- KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A. CHRISTENSEN, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews. Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e características do lixiviado. In: Gomes, L.P. (Coord.) *Resíduos sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Prosab 5. Rio de Janeiro: Editora ABES, 2009, p. 27-59.
- MAIA, S.I.; RESTREPO, J.J.B.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.; FRANCO, D. Evaluation of the biological treatment of landfill leachate on a real scale in the Southern Region of Brazil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, p. 665-675, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040140926>
- MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; MOREIRA, J.C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública - revisão bibliográfica. *Cadernos Saúde Coletiva (Rio J.)*, v. 19, n. 1, 2011.
- MANNARINO, C.F.; MOREIRA, J.C.; FERREIRA, J.A.; ARIAS, A.R.L. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. *Ciência Saúde Coletiva*, v. 18, n. 11, p. 3235-43, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232013001100014>
- MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, v. 46, n. 6, p. 851-858, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00150-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00150-3)
- MCCARTY, P.L. Anaerobic waste treatment fundamentals. *Public Works*, v. 95, n. 9, p. 107-112, 1964.
- METCALF & EDDY. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. Tradução: Hespagnol, I; Mierzwa, J. C. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
- MORAIS, J.L.D.E. *Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário*. 2005. 207 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas, Pós-Graduação em Química, Curitiba, 2005.
- MORAIS, J.L.; ZAMORA, P.P. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, v. 123, n. 1-3, p. 181-186, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.03.041>
- MORAVIA, W.G.; AMARAL, M.C.; LANGE, L.C. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. *Waste Management*, v. 33, n. 1, p. 89-101, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.08.009>
- MORAVIA, W.G.; AMARAL, M.C.S.; FERREIRA, C.F.A.; LANGE, L.C.; MARTINS, L.K. Estudo de diferentes métodos de partida de sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte. *Anais... Belo Horizonte*: ABES, 2007. p. 1025-1030.
- OLIVEIRA, C.; GIL, G.; BATISTA D.M.A. *Inovações tecnológicas no saneamento: lodos e odores*. Porto Alegre: ABES, 2008, 96 p.
- OLIVEIRA, E.G.; LEITE, V.E.; SILVA, R.B.; HENRIQUE, I.; BARROS, A.J. Tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica*, v. 8, n. 3, p. 360-371, 2015.
- QUEIROZ, L.M.; AMARAL, M.S.; MORITA, D.M.; YABROUDI, S.C.; SOBRINHO, P.A. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 4, p. 403-10, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400012>

RAMOS, P.C.A. *Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB*. 2009. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

RIETOW, J.C. *Avaliação do processo de arraste da amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário*. 2018. 209 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

RIETOW, J.C.; NAGASHIMA, M.Y.Y.; DEUS, P.L.; BAETTKER, E.C.; AISSE, M.M. avaliação do processo de *free stripping* da amônia como pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. *In: Congresso ABES/FENASAN, 29, São Paulo, 2017. Anais...* São Paulo: ABES, 2017.

RIETOW, J.C.; NAGASHIMA, M.Y.Y.; DEUS, P.L.; BAETTKER, E.C.; MANSUR, M.A. Pré-tratamento de lixiviado para disposição em

estações de tratamento de esgotos. *In: ROSS, B.Z.L.; POSSETTI, G.R.C. (Org.) Tecnologias potenciais para o saneamento: disposição de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB*. v. 3. Curitiba: Sanepar, 2018. p. 141-170.

SANTOS, A.F.M.S. *Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário*. 206 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

SILVA, R.B.; LEITE, V.D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. *Revista DAE*, v. 63, p. 18-26, 2015. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.143>

TORRES-LOZADA, P. Impacto de la incorporación de lixiviados en el arranque de reactores anaerobios al tratar aguas residuales domésticas. *Ingeniería y Universidad*, v. 14, n. 2, p. 313-326, 2010. ISSN 0123-2126

TORRES, P.; RODRÍGUEZ J.A.; BARBA L.E.; MARMOLEJO, L.F.; PIZARRO, C.A. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. *Water Science and Technology*, v. 60, n. 2, p. 491-495, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.365>