

**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

SETEMBRO/2020

SUMÁRIO

1	Dados do projeto	3
2	Introdução	4
3	Caracterização do Lixiviado	5
4	Tratamento de Lixiviados em Aterros Sanitários	9
4.1	Processos biológicos para o tratamento de lixiviado	11
4.1.1	Lagoas de estabilização.....	12
4.1.2	Lodos ativados	14
4.1.3	Filtros biológicos	16
4.1.4	Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)	17
4.1.5	Biorreatores com membranas (BRM).....	18
4.2	Processos físico-químicos para o tratamento de lixiviado.....	20
4.2.1	Coagulação-floculação.....	20
4.2.2	Precipitação.....	21
4.2.3	Stripping.....	22
4.2.4	Processos de separação por membranas (PSM).....	24
4.2.5	Processos químicos de oxidação avançada	26
4.3	Experiências nacionais e internacionais no tratamento de lixiviado	31
5	Tratamento do lixiviado do aterro sanitário intermunicipal dos municípios de Conceição do Mato Dentro, Alvorada de Minas e Dom Joaquim	43
6	Considerações Finais.....	54
7	Referências.....	56

1 DADOS DO PROJETO

Título do projeto

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

Parceria

Projeto:1599 – FCO/DESA/Prefeitura Municipal de Conceição do Mato Dentro
Sub-Processo: SIEX 302957/2020 / CENEX 69/2020

Data de início

03/08/2020

Equipe

Liséte Celina Lange DSc. (**Coordenadora**)
Coordenadora / Pesquisadora
Professora Titular
Universidade Federal de Minas Gerais

Míriam Cristina Santos Amaral DSc.
Pesquisadora
Professora Adjunta
Universidade Federal de Minas Gerais

Victor Rezende Moreira
Pesquisador
Mestrando (PPG-Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos)
Universidade Federal de Minas Gerais

Yuri Abner Rocha Lebron
Pesquisador
Mestrando (PPG-Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos)
Universidade Federal de Minas Gerais

Gestão

Reinaldo Oliveira de Araújo
Analista de projeto
Fundação Christiano Ottoni - FCO
Telefone: (31) 3409-1917
Email: reinaldo@fco.org.br

2 INTRODUÇÃO

O presente estudo objetiva avaliar a rota proposta para o tratamento do lixiviado do aterro sanitário intermunicipal dos municípios de Conceição do Mato Dentro, Alvorada de Minas e Dom Joaquim. Nesse estudo foi, primeiramente, analisado os documentos disponibilizados pela prefeitura municipal de Conceição do Mato Dentro, a saber: (1) Memorial descritivo do projeto do aterro sanitário intermunicipal, (2) Estudo de autodepuração do Córrego da Estiva, (3) Planta de arranjo geral do aterro e plantas da ETP (proposta inicial), e (4) Proposta técnica do novo sistema de tratamento de percolados.

Em segundo lugar, buscou-se detalhar sobre as características do efluente em estudo. Nesse item foram apresentadas as principais características físicas e químicas do lixiviado, considerando especialmente lixiviados de aterros brasileiros e a influência do clima, idade do aterro, tipo de solo e variáveis operacionais do aterro. Estabeleceu-se uma comparação com as características físicas e químicas do esgoto doméstico, de forma a demonstrar a diferença desses efluentes e a importância, na concepção do projeto de tratamento, de se considerar parâmetros específicos para lixiviado (recalcitrância da matéria orgânica, concentração de nitrogênio amoniacal, presença de metais traço, cloretos, parâmetros biocinéticos, entre outros).

A seguir, apresentou-se o estado-da-arte no tratamento de lixiviados (tratamentos biológicos e físico-químicos), com experiências internacionais e nacionais em diferentes escalas. Buscou-se, com uma análise crítica, discutir as diferentes rotas de tratamento hoje utilizadas pelos aterros brasileiros, e mais especificamente de Minas Gerais.

Por fim, uma análise detalhada da rota proposta à Prefeitura de Conceição do Mato dentro, MBBR/ozonização, foi realizada, trazendo à luz outras rotas alternativas, sempre considerando a robustez do tratamento para o lixiviado (considerando aqui as variações de parâmetros ao longo da vida útil do aterro e aspectos como pluviosidade, etc), demanda energética, permitindo aos gestores vislumbrarem as vantagens e desvantagens dos diferentes cenários de forma a ter um suporte em sua tomada de decisão.

3 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

O aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) tornou-se um grande desafio para a nossa sociedade, isso porque, existem vários problemas ambientais e econômicos associados ao seu descarte. Comparado a outras tecnologias, como incineração e compostagem, o descarte de RSU em aterros sanitários é um método relativamente rápido, barato e amplamente empregado para o gerenciamento deste resíduo^{1,2}. Acredita-se que aproximadamente 95% de todo RSU coletado em todo o mundo seja descartado em aterros³. No entanto, a instalação de aterros sanitários geralmente cria algum risco, uma vez que o descarte de resíduos dentro ou fora destes aterros resulta inevitavelmente na liberação de componentes perigosos para o meio ambiente. Embora os aterros modernos sejam instalações projetadas para eliminar ou minimizar o impacto adverso dos resíduos, a geração de lixiviados ainda é um grande problema para os aterros sanitários, representando uma ameaça à integridade do solo, águas superficiais e subterrâneas^{4,5}.

Existem muitos fatores que afetam a composição dos lixiviados, dentre eles é possível citar a idade do aterro, precipitações pluviométricas, variação sazonal do clima, tipo e composição de resíduos – que depende do padrão de vida da população circundante, o grau de compactação dos resíduos aterrados, o tipo de material de cobertura utilizado nas camadas intermediárias ou finais, entre outros aspectos^{6,7}. Logo, pode-se afirmar que a composição dos lixiviados pode variar consideravelmente de um local para outro, como também em um mesmo local e entre épocas do ano. Entre os fatores que afetam as características do lixiviado, a idade do aterro é considerada determinante já que vários parâmetros (por exemplo, DQO, razão DBO/DQO e nitrogênio amoniacal) mudam drasticamente à medida que o aterro tende a se estabilizar⁸.

Na **Tabela 1** são apresentadas as principais características físico-químicas do lixiviado de acordo com a idade do aterro sanitário. Embora os valores apresentem elevada variabilidade, no geral o lixiviado é caracterizado por altas concentrações de nitrogênio amoniacal, cloreto, sulfato, além de metais traço e outros compostos orgânicos em menores proporções. É válido ressaltar que a fração biodegradável do lixiviado é comumente baixa, e tende a se reduzir com o avanço da idade do aterro sanitário⁹. A mesma tendência é observada para os parâmetros nitrogênio amoniacal e cloreto que, embora reduzam, ainda estão presentes em concentrações elevadas

requerendo um tratamento adequado do lixiviado para posterior disposição. Além disso, em regiões de clima tropical é esperado que as frações de substâncias recalcitrantes no lixiviado sejam maiores que aquelas encontradas em lixiviados gerados em regiões de clima temperado, em função da maior atividade biológica sob condições mais quentes ¹⁰. Essa condição ocorre, de acordo com diversos autores ¹⁰⁻¹², dentro de até 1,5 anos do início da operação do aterro.

Exemplos dessa rápida estabilização pode ser observada pelos dados reportados por Lima ¹³ que acompanhou a evolução de algumas características do aterro sanitário Santa Bárbara, em Campinas (SP). No estudo em questão o pico de DQO foi 100.000 mg/L no 2º mês de operação, a partir daí a estabilização dessa matéria orgânica foi iniciada e no 10º mês o lixiviado já atingiu níveis de DQO similares a aterros de idade superior há 10 anos (DQO ~1.000 mg/L).

Essa rápida estabilização também foi observada no aterro São Giácomo, em Caxias do Sul (RS) ¹⁴. Neste caso, notou-se que a partir de 400 dias de operação, tanto a DQO quanto a DBO caem para valores bastante baixos (~1.000 mg/L), assim permanecendo mesmo com a entrada de resíduo no aterro.

Tabela 1. Variações nas características físico-químicas do lixiviado de aterro sanitário em relação a idade do aterro, e comparação com o esgoto doméstico. Referências: ^{3,7,15-18}

Parâmetros	Idade do aterro sanitário (anos)			Nordeste (Brasil)**	Minas Gerais (Brasil)**	Minas Gerais (Brasil)***	Esgoto doméstico
	0 - 5	5 - 10	10 - 20	Min.-Máx.	Min. – Máx.	Min. – Máx.	
pH	3 - 6	6 - 7	> 7,5	7,80-8,50	6,2-8,3	7,3-8,4	7
DBO ₅ (mg/L)	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	275-453	1-7.068	1-12.766	200
DQO (mg/L)	15.000 - 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	1.230-6.027	164-17.440	576-21.137	400
DBO/DQO	0,6 - 0,7	0,1 - 0,2	0,1 - 0,2	-	<0,006 – 0,3	<0,002 – 0,3	0,5
Biodegradabilidade	Média-Alta	Média	Baixa	-	Baixa	Baixa	Média-Alta
Nitrogênio total (mg/L)	1.500 - 4.500	400 - 800	75 - 300	-	-	-	40
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	1.500 - 4.250	250 - 700	50 - 200	526-1.787	21,1-1.120	133-2.808	25
Cloreto (mg/L)	1.000 - 3.000	500 - 2.000	100 - 500	2.499-4.204	-	-	50
Fósforo (mg/L)	100 - 300	10 - 100	-	3,81-7.342	-	-	7
Alcalinidade (mg/L)	8.000 - 18.000	4.500 - 6.000	-	3.325-5.015	-	-	140
Condutividade (mS/cm)	15 – 41,5	6,0 – 14,0	-	8.900-10.872	677-14.590	3.920-25.630	-
Sulfato (mg/L)	500 - 2.000	200 - 1.000	50 - 200	-	-	-	30
Ferro (mg/L)	500 - 1.500	500 - 1.000	100 - 500	38-46	-	-	-
Zinco (mg/L)	100 - 200	50 - 100	10 - 50	0,5-13,7	-	-	-
Metais traços (mg/L)	>2	<2	<2	<2	<3,88	<1,6	-
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	10.000 - 25.000	5.000 - 10.000	2.000 - 5.000		70-5.885	310-3.480	720

*Idade do aterro: 0,5-2 anos; **Idade do aterro: 1,7-2,1 anos; ***Idade dos aterros: 7,2-14,4 anos

Um ponto importante a se destacar é a recalcitrância do lixiviado quando comparado ao esgoto doméstico, o que implica na necessidade de aplicação de tecnologias de tratamento mais robustas, capazes de remover matéria orgânica enquanto suporte a toxicidade deste efluente – principalmente causada pelas altas concentrações de nitrogênio amoniacal. Além da baixa biodegradabilidade característica de lixiviados¹⁹, a carga elevada de compostos inorgânicos, como metais traços, é outra característica que os difere do esgoto doméstico, sendo responsável por inibir a atividade biológica do lodo. Como resultado, o efluente dos processos desenvolvidos para o tratamento de efluente doméstico quando aplicado ao tratamento de lixiviado pode em muitos dos casos apresentar elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal^{18,20}. Além disso, embora a razão DBO/DQO seja amplamente utilizada para avaliar a biodegradabilidade do esgoto, a sua utilização para lixiviados e efluentes industriais pode levar a conclusões errôneas. De forma a ser mais assertivo sobre a real biodegradabilidade de lixiviados sugere-se a realização de ensaios em escala de bancada como realizado por Amaral *et al.*¹⁹.

A **Figura 1** propõe um esquema de degradação para o material orgânico em um aterro sanitário. Em aterros jovens, contendo grandes quantidades de matéria orgânica biodegradável, ocorre uma fermentação rápida, resultando em ácidos graxos voláteis (AGV) como principais produtos. A fermentação ácida é aprimorada por um alto teor de umidade ou de água nos resíduos sólidos²¹. Essa fase inicial da vida útil de um aterro sanitário é chamada de fase acidogênica e leva à liberação de grandes quantidades de AGV livre, até 95% do conteúdo orgânico². À medida que um aterro sanitário amadurece, a fase metanogênica ocorre. Os microrganismos metanogênicos se desenvolvem nos resíduos e os AGV são convertidos em biogás (CH₄, CO₂). A fração orgânica no lixiviado torna-se dominada por compostos refratários (não biodegradáveis), como substâncias húmicas².

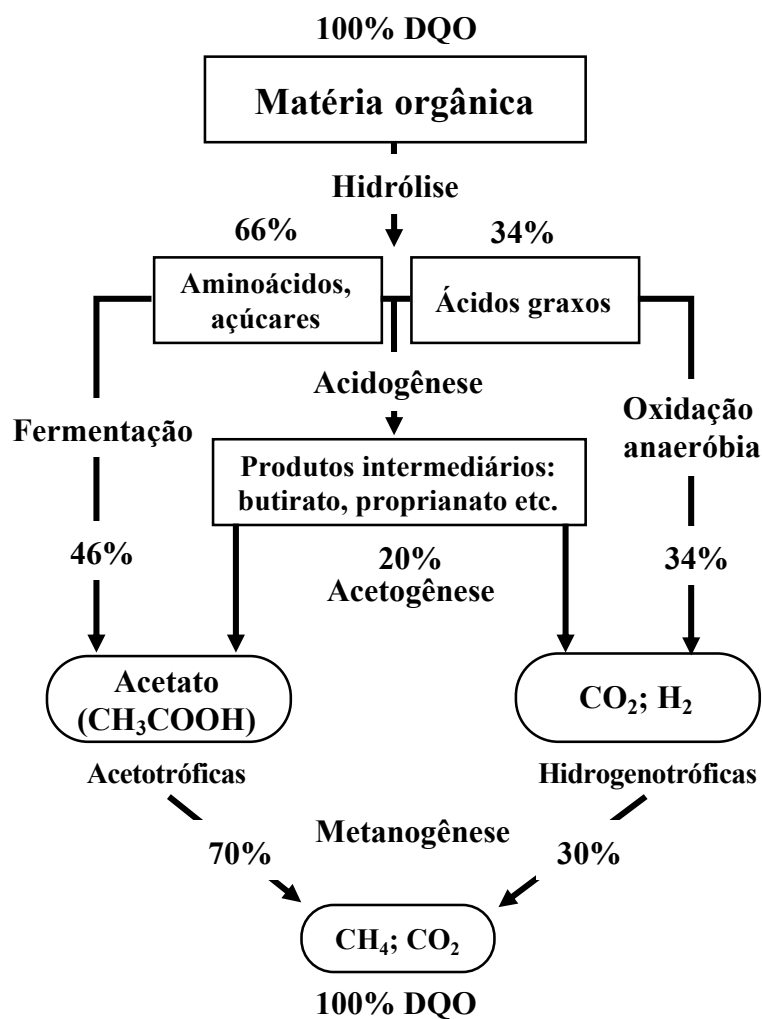


Figura 1. Balanço de DQO da fração orgânica em um aterro sanitário.

4 TRATAMENTO DE LIXIVIADOS EM ATERROS SANITÁRIOS

Atualmente, diversas tecnologias estão disponíveis para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, que se baseiam em processos biológicos (lodos ativados, lagoas de estabilização aeróbica e anaeróbica e filtros biológicos), processos físico-químicos (coagulação/floculação, adsorção, precipitação química, *stripping*, oxidação química, troca iônica, tratamento eletroquímico), filtração por membrana (microfiltração/ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa), tratamentos oxidativos avançados (processo de Fenton e ozonização) e sistemas naturais (*wetlands*). A decisão pela tecnologia mais adequada deve considerar, dentre outras coisas, a relação entre a idade do aterro e a composição do lixiviado. Como apresentado na **Tabela 2**,

poucos processos apresentam um bom desempenho de forma independente e em toda a idade do aterro.

Tabela 2. Propostas de tratamento classificadas de acordo com sua efetividade no tratamento de lixiviado de aterro sanitário: bom desempenho (■), desempenho satisfatório (■), desempenho inadequado (■). Referência: ¹⁷.

Processo	Idade do aterro sanitário (anos)		
	0-5	5-10	10-20
Processos biológicos			
Aeróbio	■	■	■
Anaeróbio	■	■	■
Biorreatores com membranas	■	■	■
Processos físico-químicos			
Coagulação-floculação	■	■	■
Precipitação química	■	■	■
Adsorção	■	■	■
Processos oxidativos	■	■	■
<i>Stripping</i>	■	■	■
Filtração com membranas			
Ultrafiltração	■ ■	■ ■	■ ■
Nanofiltração	■	■	■
Osmose inversa	■	■	■

Embora os processos biológicos sejam reconhecidos por sua simplicidade operacional e custo-benefício favorável, sua efetividade estaria restrita a aterros sanitários cuja fração biodegradável é superior a 10.000 mg/L, o que corresponde a aterros entre 0 – 2 anos de operação no caso de países tropicais. Ainda assim, a carga elevada de cianeto, cromo, níquel e zinco pode promover a inibição dos microrganismos responsáveis pela remoção de amônia ²². À medida que a idade do aterro avança, e devido a carga ainda elevada de nitrogênio amoniacal, os processos biológicos de tratamento tornam-se muitas vezes ineficazes na adequação do lixiviado aos parâmetros estabelecidos em legislação para sua disposição ²³. Dessa forma, surgem como alternativa os processos combinados, biológicos e físico-químicos, de forma a integrar as vantagens de ambos.

Neste contexto, as tecnologias físicas e químicas são adotadas visando sobretudo a remoção de amônia, quando empregados como pré-tratamento, e de compostos recalcitrantes, em etapas de pós-tratamento. Dentre as vantagens dos processos de

precipitação química estão a simplicidade operacional e a velocidade de reação, na maioria dos casos maior se comparada aos processos biológicos. Por outro lado, são técnicas que apresentam baixas remoções de matéria orgânica e sólidos totais ²⁴. Concentrações elevadas de fósforo também foram reportadas para o efluente gerado nos processos de precipitação, o que favoreceria a eutrofização de corpos receptores. Além das técnicas mencionadas anteriormente, a tecnologia de separação por membranas se apresenta como uma alternativa interessante sempre que necessário eliminar coloides e materiais em suspensão em etapas de pré-tratamento, neste caso empregando membranas de micro ou ultrafiltração, ou como formas de polimento, utilizando as membranas de nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI). Os processos de OI, por exemplo, apresentam rejeições de DQO e nitrogênio amoniacal superiores a 98%, em muitos casos permitindo que os padrões de lançamento sejam alcançados ²⁵.

4.1 Processos biológicos para o tratamento de lixiviado

Uma solução comum é tratar o lixiviado juntamente com o esgoto sanitário. Isso é realizado devido a fácil manutenção e baixos custos operacionais envolvidos. No entanto, essa opção tem sido cada vez mais questionada, uma vez que no lixiviado há a presença de compostos inibidores com baixa biodegradabilidade e metais traços que podem reduzir a eficiência do tratamento biológico do esgoto ²⁶.

O tratamento biológico é comumente usado para o tratamento de lixiviados com altas quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis, devido à sua simplicidade, confiabilidade e alto custo-benefício. Dependendo da disponibilidade de oxigênio, o tratamento biológico pode ser dividido em tratamento aeróbico e tratamento anaeróbico. Sob condições aeróbicas, os microrganismos transformam compostos orgânicos em dióxido de carbono (CO₂) e lodo, enquanto em condições anaeróbicas, convertem a matéria orgânica em biogás (por exemplo, CO₂ e CH₄ ²⁷). A biodegradação é bastante eficaz na remoção de substâncias orgânicas e nitrogenadas de lixiviados com uma alta relação DBO/DQO ²⁷.

Ainda assim, verifica-se com a experiência adquirida que os processos biológicos se mostraram eficazes na remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados quando a relação DBO/DQO é alta (>0,5), ou seja, quando a maior parte da matéria

orgânica do lixiviado é biodegradável. Como discutido anteriormente, a maior ocorrência de compostos refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) contribui para reduzir a eficácia dos processos biológicos com o envelhecimento do aterro. Mesmo os lixiviados de aterros sanitários mais jovens podem apresentar problemas operacionais para os sistemas de tratamento biológico, uma vez que a variabilidade de suas características físico-químicas é elevada. Para regiões de clima tropical, a predominância de compostos recalcitrantes pode ocorrer nos primeiros anos de operação e, por isso, é de fundamental importância o conhecimento das características do lixiviado ao determinar a forma mais adequada para o seu tratamento ⁷.

4.1.1 Lagoas de estabilização

As lagoas (aeróbias e anaeróbias, **Figura 2**) geralmente têm sido vistas como um método eficaz e de baixo custo para remover patógenos, matéria orgânica e inorgânica. Seu baixo custo de operação e manutenção fizeram dessa tecnologia uma escolha popular para o tratamento de lixiviados, principalmente nos países em desenvolvimento, uma vez que não há necessidade de habilidades especializadas para manter o sistema operando ². As primeiras tentativas de tratar lixiviados, durante as décadas de 1970 e 1980, usaram lagoas aeradas simples e alcançaram alguns sucessos. As lagoas eram geralmente grandes, tipicamente de 1 a 2 m de profundidade e geralmente projetadas para se parecerem com lagos naturais, com vegetação em torno de seu perímetro. Um pequeno sistema de aeração subsuperficial tem sido geralmente usado para fornecer entrada de oxigênio e a lenta circulação da lagoa, mas raramente é adequado para fornecer mistura turbulenta de sólidos biológicos, que geralmente se estabelecem em áreas de menor turbulência da lagoa ²⁸.

A matéria orgânica biodegradável é estabilizada por uma combinação de processos aeróbios e anaeróbios. A parte inferior da lagoa é geralmente anaeróbia, pois o lodo e os sólidos se assentam para serem convertidos em dióxido de carbono e metano. A parte superior da lagoa é aeróbia, sendo o oxigênio fornecido por uma combinação do sistema de aeração, aeração passiva da superfície através da interface água/ar e pelo crescimento de algas. As camadas superiores aeróbias agem como uma barreira para oxidar compostos reduzidos da zona anaeróbia subjacente, minimizando a liberação de odores ²⁹. No geral as lagoas podem ser eficazes no tratamento de lixiviados

relativamente diluídos (nitrogênio amoniacal <300 mg/L) e, em geral, são incapazes de fornecer um grau consistente de tratamento além de possuírem tempos de retenção hidráulica de muitas semanas ²⁸.

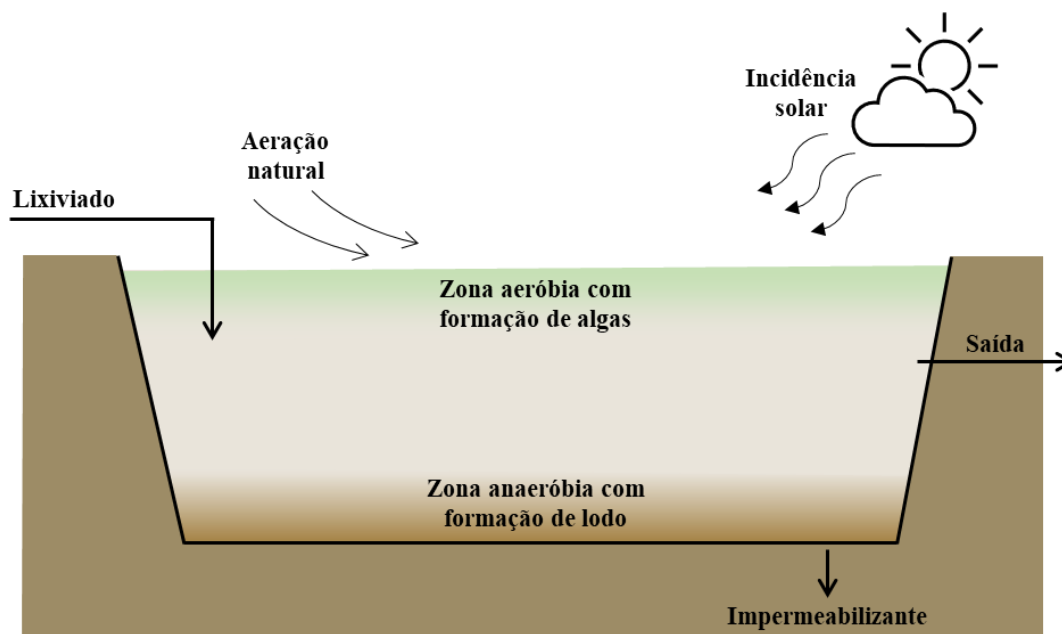


Figura 2. Representação esquemática do sistema de lagoa facultativa aplicada ao tratamento de lixiviado.

Grandes variações no desempenho dos sistemas de lagoas são apresentadas na literatura, visto que este não é um processo robusto e tem sua eficiência fortemente atrelada a idade do aterro e a recalcitrância do lixiviado. Maehlum ³⁰ utilizou lagoas anaeróbias-aeróbias seguido de *wetlands* para tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários. As remoções totais de N, P e Fe obtidas neste sistema foram superiores a 70% para o lixiviado diluído. Frascari *et al.* ³¹ avaliaram a eficiência de lagoas anaeróbias e reportaram uma eficiência de remoção de DQO de 40% para o tratamento de um lixiviado mais recalcitrante (DBO/DQO = 0,25, idade do aterro >10 anos).

Os impactos e preocupações ambientais relacionadas a esse tipo de tecnologia incluem o grande requisito de área, dificuldades para remoção de lodo da lagoa, sensibilidade à temperatura e potencial para odores. Ademais, a principal preocupação relacionada ao emprego desta tecnologia para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário é a incapacidade de atender consistentemente os limites especificados de

descarga de efluentes e apresentar robustez, especialmente ao tratar lixiviados mais recalitrantes (aterros mais antigos) ².

Embora apresente seus impactos ambientais e desempenho variável, lagoas de estabilização ainda são empregadas para o tratamento de lixiviado de diversos aterros sanitários do estado de Minas Gerais ⁷. Dos aterros avaliados por Dias ⁷ (32 no total), 13 contavam com sistemas de lagoas de estabilização em suas estações de tratamento de lixiviado. Porém, cerca de 70% destas lagoas apresentavam desempenho abaixo do esperado, atuando como tanques de acumulação e evaporação e, portanto, não adequando o lixiviado aos padrões exigidos para sua disposição (concentrações de DBO > 68 mg/L). Ainda que consideradas eficientes na remoção de DBO e DQO, os valores pós tratamento para os parâmetros de sólidos suspensos totais e nitrogênio amoniacal ainda foram elevados, indicando a necessidade de conjugação de etapas adicionais ao tratamento ⁷. Cabe ressaltar ainda que as remoções de DBO e DQO reportadas por Dias se deram muitas das vezes pelo alto tempo de detenção hidráulica, em alguns casos chegando a 122 dias, o que inviabiliza a operação destes sistemas de tratamento. Outro trabalho, realizado por Vieira *et al.* ³² mostrou que o aterro de sanitário do município de Lages (SC), que possui uma série de lagoas como sistema de tratamento do lixiviado, não é capaz de atingir os padrões de lançamento do estado e do país, principalmente se tratando a concentração de nitrogênio amoniacal.

4.1.2 Lodos ativados

O lodo ativado é a mistura de microrganismos cultivados em um reator, que pode consumir os compostos orgânicos e transformá-los via metabolismo aeróbio, parcialmente em nova biomassa microbiana e parcialmente em CO₂, água e minerais. O sistema de lodos ativados (**Figura 3**) fornece tratamento muito mais intensivo do que o obtido em uma lagoa de estabilização, operando com uma população de bactérias aclimatadas muito maior e aeração mais intensa e vigorosa. O tanque biológico é completamente misturado, geralmente pelo uso de um sistema de aeração. O líquido reacional transborda continuamente do tanque biológico para um estágio de separação de lodo, geralmente compreendendo um decantador. Aqui, a biomassa/lodo é decantada, para ser devolvida ao reator biológico e um efluente clarificado é retirado pela superfície, para descarga ou tratamento adicional. Os processos de lodos

ativados são amplamente utilizados no tratamento de águas residuais municipais ou no co-tratamento de lixiviados e esgotos ^{28,33}. Contudo, nas últimas décadas, esse método mostrou-se inadequado para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários ³⁴.

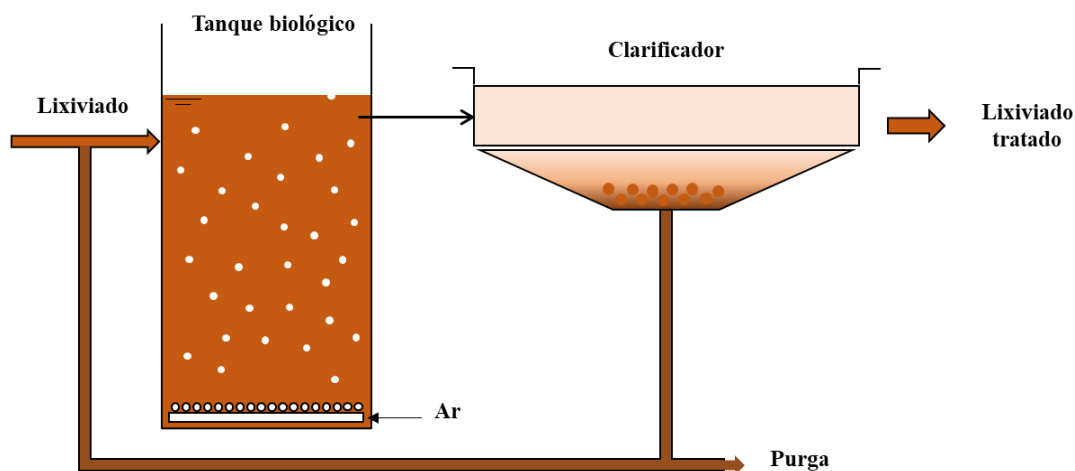


Figura 3. Representação esquemática do sistema de lodos ativados aplicado ao tratamento de lixiviado.

Baumgarten & Seyfried ³⁵ avaliaram a eficiência do tratamento de um lixiviado ($DBO/DQO=0,33$) pelo sistema de lodos ativados e reportaram uma eficiência média de 59% para remoção de DQO. O ponto fraco do processo de lodo ativado para o tratamento de lixiviados reside principalmente na natureza intensiva do processo de separação contínua de lodos/clarificação de efluentes ³⁶. Quaisquer variações de curto prazo na capacidade da biomassa de flocular e sedimentar, são rapidamente exibidas pela baixa qualidade do efluente. Além do mais, embora a carga de nitrogênio amoniacal seja convertida em nitrito e nitrato, a desnitrificação não ocorre de forma efetiva nesses sistemas. Por esse motivo, a concentração de nitrogênio total no efluente é muitas vezes maior que o regulamentado para disposição em corpos receptores. Em particular, lixiviados com elevada concentração de nitrato podem favorecer o desenvolvimento de condições levemente anóxicas no tanque de decantação e, portanto, levar à desnitrificação descontrolada. Conseqüentemente, ocorre a geração de bolhas de gás nitrogênio que se ligam aos flocos de lodo, fazendo com que eles subam à superfície e causem impacto na qualidade final do efluente tratado. Além deste ponto, é possível destacar desvantagens como a inibição

microbiana devido à alta concentração de nitrogênio amoniacal, alta demanda energética e excesso de produção de lodo ³⁷.

4.1.3 Filtros biológicos

Um filtro biológico percolador (**Figura 4**) é um sistema aeróbio de tratamento biológico que compreende um leito fixo de mídia, sobre o qual os filmes bacterianos crescem e sobre os quais as águas residuais a serem tratadas percolam sob efeito da gravidade ³⁸. A altura do filtro que contém a mídia pode ter entre 2-4 metros e pode compreender uma variedade de materiais, desde escórias de alto-forno ou cascalhos, até unidades plásticas especializadas (mídia) projetadas para ter uma alta proporção de área de superfície/volume. A própria mídia não participa do tratamento, atuando apenas como uma superfície à qual os filmes biológicos efetivamente realizam o tratamento estão ligados. As águas residuais são irrigadas uniformemente na superfície do filtro de percolação. O efluente que emerge do fundo do leito é geralmente passado através de um clarificador, para remover sólidos biológicos que eventualmente se desprendem das superfícies da mídia, antes que o efluente final seja destinado ²⁸. Devido às obstruções inevitáveis causadas pela biomassa, os filtros biológicos não são adequados para o tratamento de águas residuais com uma alta concentração de matéria orgânica, como lixiviados de aterros jovens, mas são utilizados para o tratamento biológico de lixiviados diluídos ³⁹.

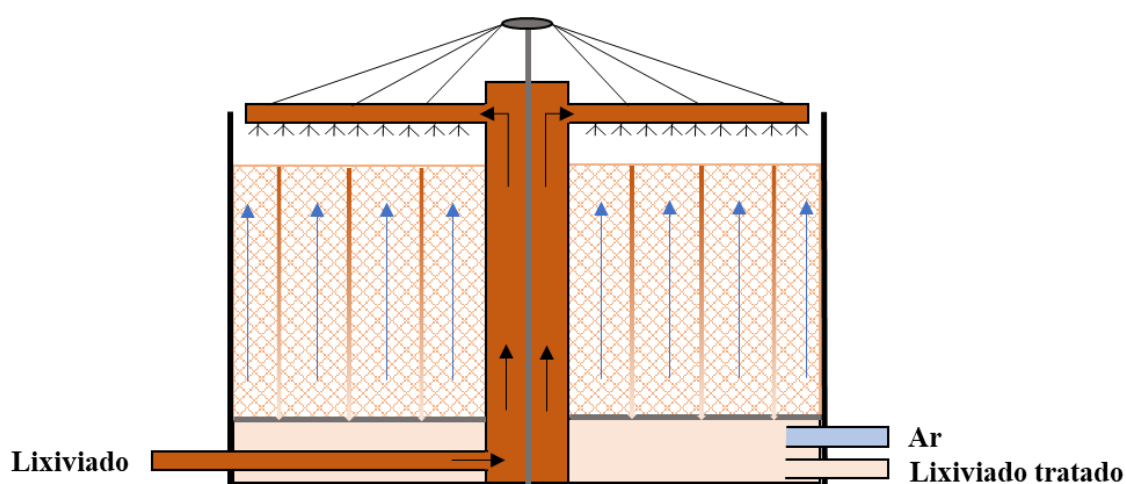


Figura 4. Representação esquemática de um filtro biológico aplicado ao tratamento de lixiviado.

Mondal & Warith ⁴⁰ avaliaram a eficiência de um filtro biológico em escala de bancada para o tratamento de um lixiviado. Os autores reportaram 44% de eficiência de remoção de DQO, 60% de DBO e 15% de amônia. Embora um número limitado de lixiviados (nitrogênio amoniacal < 50 mg/L) tenha sido tratado com algum sucesso, a utilização de filtros biológicos para o tratamento de lixiviados mais recalcitrantes falhou em muitas ocasiões. Os motivos típicos da falha incluem: (i) entupimento de meios filtrantes com lodo orgânico e inorgânico; (ii) inibição da nitrificação devido a temperaturas mais baixas, diurna (à noite) ou sazonalmente (no inverno); (iii) incapacidade de fornecer alcalinidade adicional necessária para a nitrificação uniformemente através do filtro, levando à formação de incrustações locais ou a volumes instáveis de pH no filtro, causando inibição do processo; (iv) inibição bacteriana direta de nitrificantes, à medida que as camadas superiores do filtro recebem concentrações de nitrogênio amoniacal bem mais elevada, o que leva a uma inibição significativa destes microrganismos; (v) incapacidade de fornecer oxigênio adequado à mídia ²⁸.

4.1.4 *Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)*

Devido aos principais problemas de sedimentação de lodo ou separabilidade inadequada em sistemas aeróbios convencionais, vários processos aeróbios inovadores, por onde a biomassa cresce aderida a um meio suporte, foram desenvolvidos. Esses sistemas apresentam a vantagem de não sofrer perda de biomassa ativa. Além disso, a eficiência do processo resiste mais ao alto teor de nitrogênio amoniacal ³⁶.

O sistema MBBR (**Figura 5**) consiste em um tanque biológico aerado (semelhante a um tanque de lodos ativados) com suportes (mídia) especiais que fornecem uma superfície onde um biofilme pode crescer. Esse meio suporte é misturado no tanque biológico pelo sistema de aeração e, portanto, existe um bom contato entre o substrato nas águas residuais e a biomassa no meio suporte. Outras vantagens do MBBR frente aos lodos ativados incluem: concentrações altas de biomassa, tempo de sedimentação reduzido, menor sensibilidade a compostos tóxicos e elevadas remoções orgânicas e de amônia em um único processo ^{2,41,42}.

Loukidou e Zouboulis ³⁶ provaram ser possíveis atingir 85-90% de redução de amônia e 60-81% de redução de DQO com a utilização de um MBBR tratando um lixiviado

com razão DBO/DQO ~2,5. Mais recentemente Xiong *et al.* ⁴³ mostraram que a tecnologia de MBBR foi capaz de tolerar grandes flutuações nas concentrações de NH₄-N em lixiviado de um aterro com idade superior a 10 anos e manter uma eficiência de nitrificação acima de 60%, atingindo até 85%. Nascentes *et al.* ⁴⁴ avaliou a eficiência de um MBBR no tratamento de um lixiviado com DQO igual a 722 mg/L e amônia de 203,5 mg/L. Os autores reportaram uma eficiência de remoção de DQO de 80% utilizando um tempo de detenção hidráulica de 16 h.

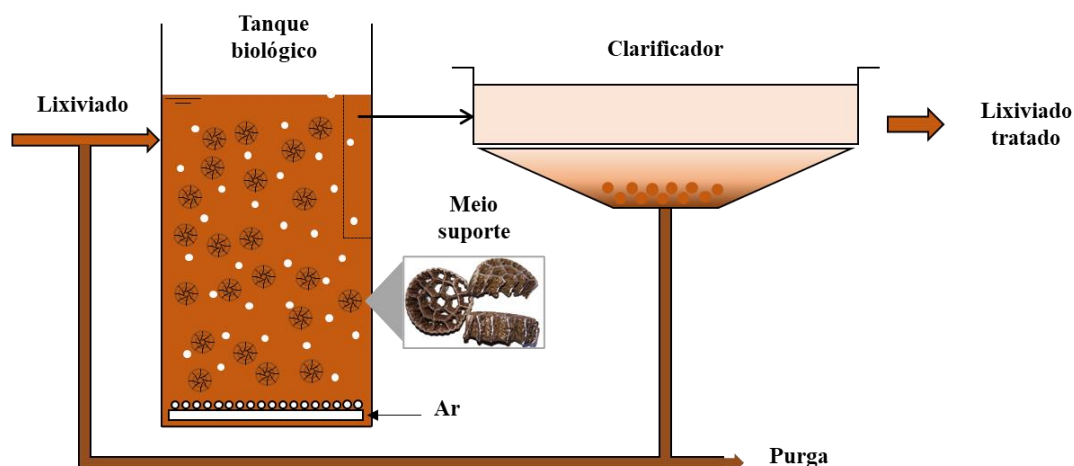


Figura 5. Representação esquemática de um *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR) aplicado ao tratamento de lixiviado.

4.1.5 Biorreatores com membranas (BRM)

O processo de biorreator de membrana (BRM) (**Figura 6**), é essencialmente uma forma avançada do processo tradicional de lodo ativado, onde a parte biológica do processo é combinada com a tecnologia de membrana de micro - ou ultrafiltração (MF e UF, respectivamente) que garantem um maior tempo de retenção do lodo. Isso substitui a necessidade de um tanque de decantação separado, que geralmente é a etapa de limitação da taxa no tratamento convencional de efluentes. Além disso, quando comparado com os processos biológicos convencionais, os BRMs apresentam maiores taxas de degradação dos contaminantes, além de menores demandas por área de instalação ⁴⁵.

Devido à eficiência aprimorada de separação de sólidos pela membrana, concentrações muito maiores de biomassa podem ser mantidas no biorreator, onde são típicos valores de sólidos suspensos em licor misto de até 20.000 mg/L. Isso permite um tratamento mais intensivo e reduz o tamanho da planta necessária para uma

determinada carga de contaminantes. O estágio de tratamento do biorreator também é frequentemente operado com maiores pressões, para aumentar ainda mais o fluxo de permeado da membrana ⁴⁶.

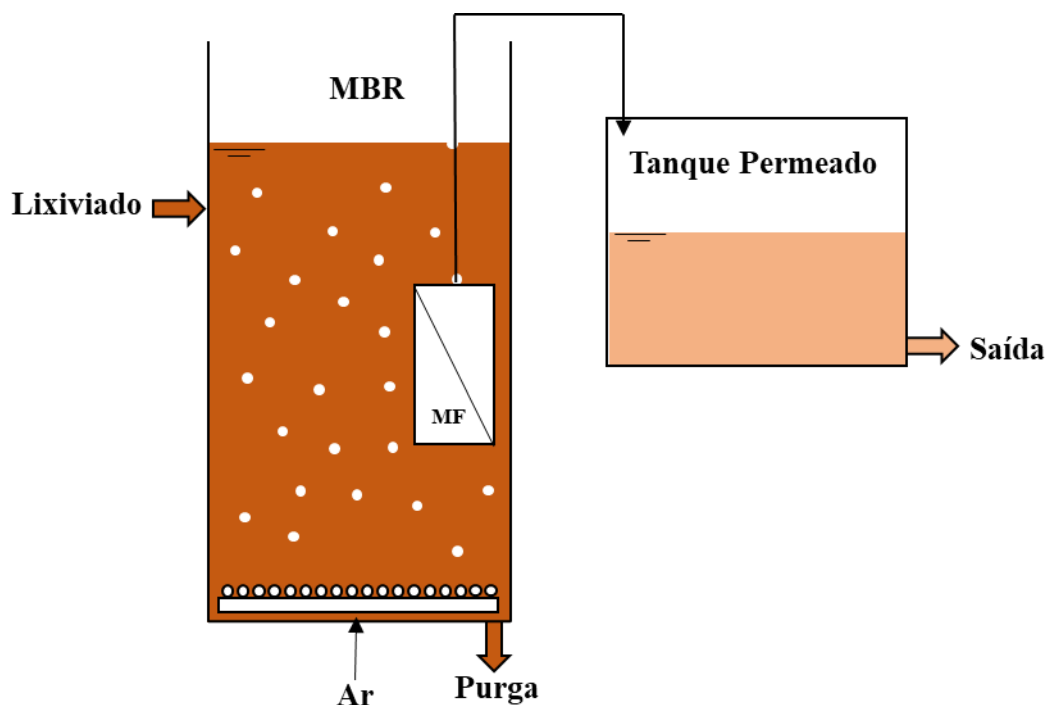


Figura 6. Representação esquemática de um biorreator com membranas aplicado ao tratamento de lixiviado.

Um dos componentes mais importantes de um BRM é a filtração por membrana, uma área em que houve um rápido desenvolvimento e muitas pesquisas nos últimos anos. Processos como fluxos de ar turbulentos e direcionados ao longo das superfícies da membrana também melhoraram o controle da incrustação da membrana e minimizaram o tamanho das unidades de ultrafiltração/microfiltração necessárias para uma determinada aplicação. Além disso, sistemas de BRM hoje em dia utilizam sistemas de controle de retrolavagem automáticos para manter a taxa de filtração constante ⁴⁷.

Dados extraídos de diferentes referências ⁴⁸⁻⁵⁴ mostraram que os BRMs possuem uma elevada robustez ao tratar lixiviados de aterros sanitários em comparação as outras tecnologias de tratamento biológico. Isto porque o BRM atingiu uma média de remoção de DQO de 89,6%, DBO 92,88 % e NH₃-N 97,44% resistindo a grandes flutuações na característica do lixiviado sendo tratado. É importante ressaltar que essa tecnologia é fortemente consolidada na China, onde em (2010) o governo nacional do

país publicou uma nota técnica intitulada “*Especificação Técnica Nacional do Projeto de Tratamento de Lixiviados de Aterros Municipais de Resíduos Sólidos (HJ 564-2010)*” onde o BRM é listado como uma tecnologia de tratamento consolidada e comumente usada. Além disso nesta nota técnica há recomendações detalhadas de parâmetros e condições de operação.

Por outro lado, dificuldades práticas ainda podem desafiar os BRMs no tratamento de lixiviados. Soluções e estratégias ainda devem ser propostas e investigadas com o objetivo de obter melhores eficiências na remoção de poluentes, operação mais estável e menor custo. Para atingir esses objetivos, a supressão da incrustação de membranas é um tópico inevitável, podendo ser controlada pelos processos de retrolavagem e estratégias adequadas de limpeza química. Além do mais, fatores como a alta viscosidade do licor misto e o elevado teor de sólidos deixaram de ser impeditivos aos BRMs já que atualmente existem membranas adequadas para operações nestas condições.

4.2 Processos físico-químicos para o tratamento de lixiviado

Dentre os vários processos físico-químicos é possível destacar aqueles que são mais empregados no tratamento do lixiviado de aterro sanitário. São eles a coagulação-floculação, precipitação, *stripping*, os processos de separação por membranas, processos químicos de oxidação e os oxidativos avançados.

4.2.1 Coagulação-floculação

Os processos de coagulação-floculação são responsáveis por desestabilizar partículas pequenas em suspensão para que possam se agregar e formar flocos que serão posteriormente removidos por técnicas de sedimentação, flotação ou filtração (**Figura 7**). Dessa forma espera-se uma contribuição destes processos para a remoção de matéria não biodegradável e íons de metais ⁵⁵. Ainda assim, são tecnologias cuja eficiência está sujeita as características do lixiviado bruto, podendo haver a necessidade de adequação periódica das condições operacionais. Os estudos que avaliaram o tratamento de lixiviado por coagulação-floculação indicaram que sais de ferro seriam mais eficientes que sais de alumínio para a redução de DQO, alcançando valores de remoções próximos a 50% e 10-40%, respectivamente ^{2,56,57}. Considerando

as dosagens ótimas de FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ definidas por Amokrane *et al.* ⁵⁷, as concentrações de DQO após o processo de coagulação foram de 1.700 mg/L e 2.200 mg/L, respectivamente, para um lixiviado que apresentava uma concentração inicial de 3.800 mg/L.

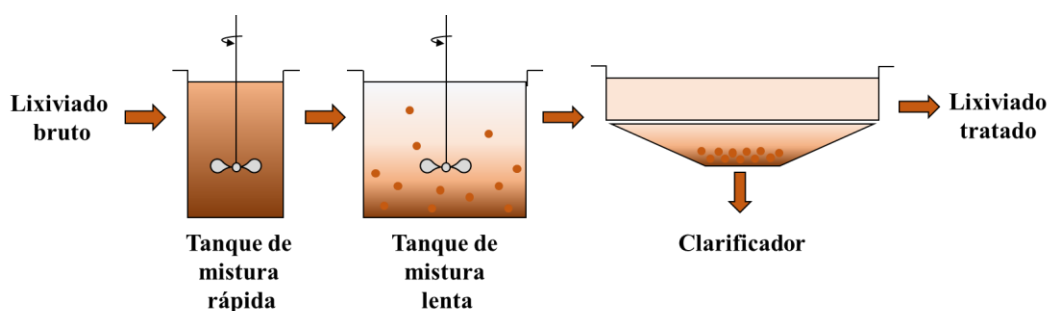


Figura 7. Representação esquemática do processo de coagulação-floculação envolvido aplicado ao tratamento do lixiviado.

Embora seja um processo reconhecido por sua simplicidade operacional, as etapas de coagulação-floculação não são eficientes por si só na adequação do lixiviado aos padrões de lançamento dispostos em legislação. Por esse motivo, são processos muitas vezes empregados em etapas de pré-tratamento. Quando conjugado com os processos de separação por membranas, por exemplo, a implementação de um estágio de coagulação-floculação poderia minimizar os fenômenos de incrustação da membrana, permitindo assim uma operação mais estável e com menor decaimento de fluxo ⁵⁶. Além do mais, a depender do agente coagulante utilizado (por exemplo o óxido de cálcio), os processos de coagulação-floculação também são capazes de reduzir a alcalinidade do lixiviado e gerar um lodo considerado quimicamente inerte de fácil disposição ⁵⁸, o que configurariam vantagens da técnica.

4.2.2 Precipitação

Os processos de precipitação química visam a formação de complexos insolúveis que seriam facilmente separados da fase aquosa. Além de compostos recalcitrantes e metais pesados, a técnica ainda contribui para a remoção de nitrogênio amoniacal. Usualmente, a precipitação de metais da solução é favorecida pelo uso do óxido de cálcio, enquanto a remoção de nitrogênio amoniacal se dá pela utilização da sais de magnésio e/ou fósforo como agente precipitante. Neste caso, o complexo formado pode ser utilizado como fertilizante desde que devidamente recuperado e ausente de

outros contaminantes. A técnica de precipitação de amônia ainda se sobressai as outras formas de remoção como *stripping*, processos biológicos de desnitrificação e conversão eletroquímica, por apresentar menores custos e serem processos mais rápidos ⁵⁹.

Ainda que seja uma técnica eficiente na remoção de amônia, em torno de 90% ^{23,60}, ainda seriam necessários processos biológicos subsequentes aos estágios de precipitação para que fosse garantido a remoção adequada da matéria orgânica ^{59,61}. Outras desvantagens da técnica de precipitação química se devem a demanda elevada por agentes precipitantes e a susceptibilidade da eficiência do processo a pequenas variações de pH do meio. O uso de sais de fósforo como agente precipitante ainda contribui para uma carga elevada de fósforo no efluente final, havendo a necessidade de etapas posteriores que garantam a sua remoção. Do contrário, o descarte de correntes ricas em fósforo contribuiria para a eutrofização dos corpos receptores ²⁴. É preciso ainda levar em consideração a geração de lodo após o processo de precipitação química, que deve ser disposto de forma adequada.

4.2.3 *Stripping*

O *stripping* consiste na passagem de um grande volume de ar através do lixiviado, a fim de promover a transferência de massa de algumas substâncias indesejáveis da fase líquida para a fase gasosa ⁶² (**Figura 8**). O *stripping* com ar pode ser usada para remover metano, íon amônio e compostos orgânicos voláteis (COV) em lixiviados. Como alternativa à nitrificação biológica, a remoção de amônio por *stripping* é o tratamento mais amplamente aplicado para a remoção de nitrogênio amoniacal dos lixiviados. A eficiência desse processo ainda pode ser favorecida através do controle das condições de pH, temperatura e tempo de retenção ².

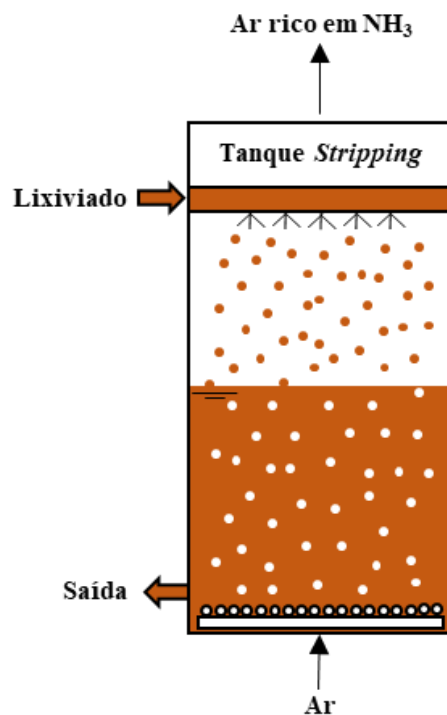


Figura 8. Representação esquemática do processo de *stripping* aplicado ao tratamento de lixiviado.

Martinen *et al.*⁶³ relataram uma redução de 89% de amônia (concentração residual de ~16,17 mg/L) a pH = 11 e 20 °C com 24 horas de tempo de retenção. Altas taxas de remoção de amônia foram alcançadas por Cheung *et al.*⁶⁴ apesar da alta concentração inicial de amônia. Seus resultados mostraram que 93% dos 309-368 mg/L de amônia foram removidos em tanques livres com tempo de retenção de 24 horas. Outros trabalhos mostraram que 85 e 99,5% de redução de amônia foram, respectivamente, atingidos por Ozturk *et al.*⁶⁵ e Silva *et al.*³¹ em lixiviados com concentração inicial de NH₃ de 2.020 mg/L e 800 mg/L.

Um dos problemas causado pela remoção de amônia por *stripping* é a liberação de NH₃ na atmosfera, poluente de grande impacto ambiental que deve ser previamente absorvido por H₂SO₄ ou HCl. Outras desvantagens incluem: (i) formação de precipitação de carbonato de cálcio na torre de *stripping* quando a cal é usada para ajuste do pH; (ii) a necessidade de uma grande torre de *stripping* para evitar o problema de formação de espuma; e (iii) eficiência de remoção de DQO muito limitada.

4.2.4 Processos de separação por membranas (PSM)

Os PSMs são alternativas promissoras em relação à remoção de poluentes de matrizes aquosas. Entre esses processos estão aqueles em que a membrana atua como um meio filtrante e tem como força motriz a pressão hidráulica, como microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI), representados na **Figura 9**. De forma geral, uma membrana é uma barreira que separa duas fases, restringindo o movimento dos componentes de forma seletiva. Membranas existem desde o século XVIII, e desde então, diversos avanços ocorreram para tornar as membranas mais diversas e adequadas para múltiplas aplicações ⁶⁶.

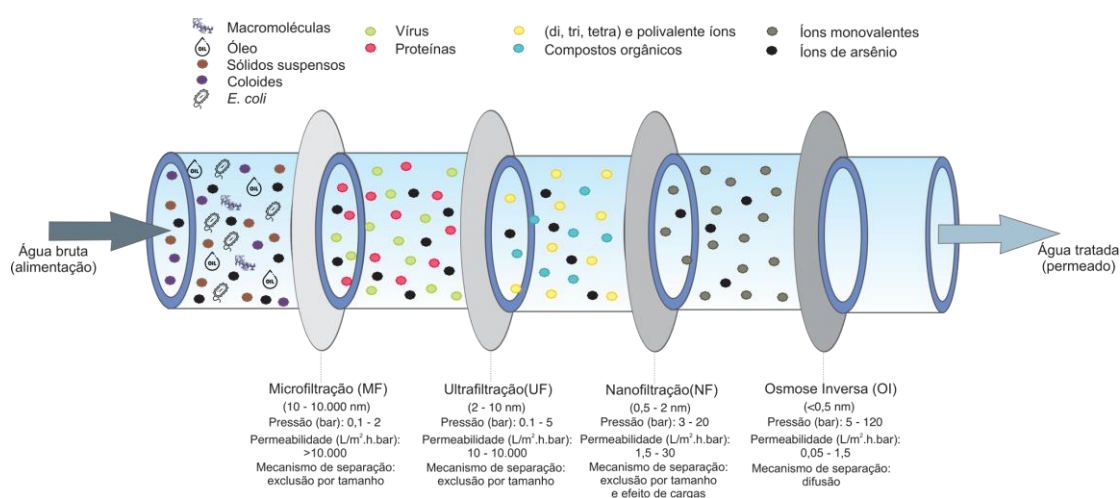


Figura 9. Representação dos processos convencionais de separação por membranas.

Existem muitas maneiras de classificar as membranas. Elas podem ser classificadas pela natureza do material, morfologia, geometria, métodos de preparação, regime e processos de separação, etc. Por exemplo, as membranas podem ser orgânicas (poliméricas) ou inorgânicas (cerâmicas/metálicas), carregadas eletricamente ou de natureza neutra; elas podem ser homogêneas ou heterogêneas, simétricas ou assimétricas. Podem ser agrupadas ainda por suas formas geométricas, por exemplo, membranas planas, tubulares ou de fibra oca. É importante ressaltar que os PSMs geram uma corrente chamada concentrado, onde se encontram os íons retidos da alimentação agora em teores mais elevados. No entanto, essa corrente pode ser facilmente tratada por métodos convencionais, como precipitação química, e por apresentar um volume menor e concentrações elevadas, existem um aumento significativo em termos de eficiência, além de reduzir a geração de lodo.

Embora existam diferentes membranas que possam ser utilizadas para o tratamento de lixiviados, aquelas que apresentam maior eficiência são as membranas de NF e OI, principalmente quando acopladas a outros processos, como por exemplo os BRMs. A tecnologia de NF oferece uma abordagem versátil para atender a vários objetivos de qualidade da água, como controle de contaminantes orgânicos, inorgânicos e microbianos. As membranas de NF são geralmente feitas de filmes poliméricos com um corte molecular (diâmetro de corte) entre 200 e 2000 Da. Essas membranas apresentam um fluxo elevado e possuem uma alta taxa de rejeição de íons sulfato, íons multivalentes e matéria orgânica dissolvida, porém apresentam baixa rejeição de íons monovalentes como de cloreto e sódio. Alguns estudos reportam a eficiência de tratamento do lixiviado de aterro sanitário por NF ^{63,67,68}. Nestes estudos a remoção média de DQO e N-NH₃ pela NF foi de 65% e 50% respectivamente em pressões de operação que variaram de 6 a 30 bar.

A OI parece ser um dos métodos mais promissores e eficientes entre os processos de tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Por não ser um processo biológico, a OI é bastante insensível a mudanças da composição do lixiviado. Diversos estudos realizados tanto em escala laboratorial quanto industrial, já demonstraram desempenho de OI na separação de poluentes e lixiviados de aterros sanitários. A maioria das plantas disponíveis comercialmente são construídas como plantas de dois estágios (**Figura 10**), com taxas de remoção de contaminantes maiores que 99,6% ²⁸.

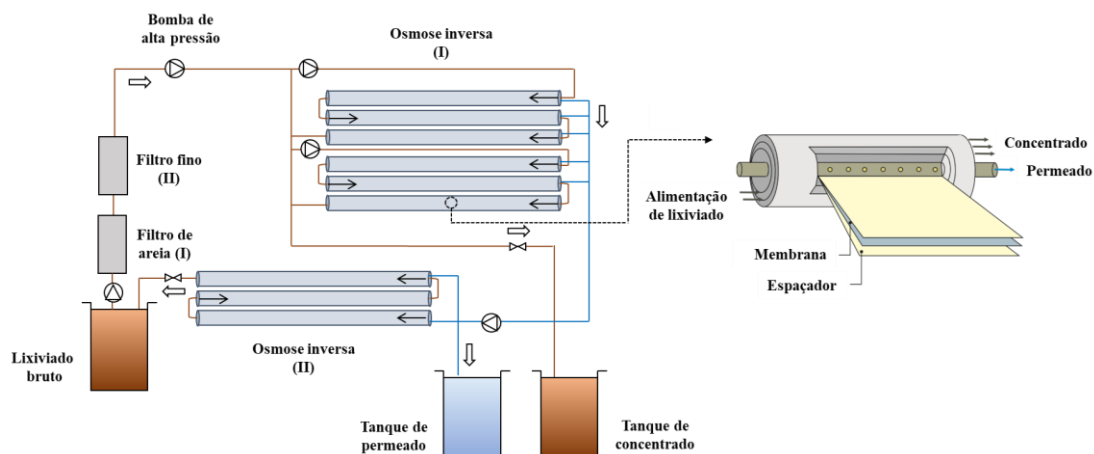


Figura 10. Representação esquemática de um processo de osmose inversa de dois passos aplicado ao tratamento de lixiviado.

As plantas de OI são projetadas para fornecer a maior área de membrana para uma determinada unidade de tratamento, baseado no fluxo de permeado através das

membranas. O fluxo de permeado depende de muitos parâmetros, mas para o tratamento de lixiviado, valores típicos entre 3 a 58 L/m²h são reportados. Este fluxo diminui gradualmente entre os períodos de limpeza das membranas e a vida útil da membrana, que normalmente é de 3 a 5 anos. Existe uma variedade de sistemas de módulos de OI no mercado, porém muitos deles possuem restrição quanto a presença de sólidos no lixiviado. Por esse motivo, as plantas de OI incorporam um estágio de pré-filtragem por filtros de areia e filtros finos.

Ainda assim, os processos de OI geram uma corrente de concentrado que precisa ser tratada, muitas das vezes com maior facilidade visto seu menor volume (cerca de 70% menor ⁶⁹). Uma das alternativas seria a recirculação da corrente para o próprio aterro sanitário ^{70,71}, prática inicialmente adotada em Wischhafen (Alemanha) ⁷². O aterro contava com sistemas de osmose inversa em substituição aos biorreatores com membranas, no entanto, a prática de retorno do concentrado ao aterro foi responsável pelo aumento da carga de DQO e nitrogênio amoniacal no lixiviado bruto, e por consequência no permeado gerado. Devido a este fato, alternativas têm sido propostas com destaque as técnicas baseadas em princípios de evaporação do concentrado ⁷³. Estas têm apresentado maior efetividade técnica e econômica se comparado aos processos oxidativos avançados, incineração e solidificação/estabilização aplicados ao concentrado.

4.2.5 Processos químicos de oxidação avançada

Dentre os diversos processos físico-químicos, os processos químicos de oxidação e oxidativos avançados são os mais efetivos na degradação de compostos refratários. Eles se baseiam na geração de radicais livres com alto poder oxidante e responsáveis pela degradação de compostos recalcitrantes ⁷⁴.

Os processos de ozonização se destacam por apresentarem elevada eficiência de oxidação. Por isso, a técnica vem sendo considerado em diversos estudos preliminares e até mesmo em escala piloto. Devido a sua versatilidade, os processos de ozonização podem ser empregados tanto como pré- como pós-tratamento. As vantagens de ser empregado em etapas de pré-tratamento é o menor requerimento energético já que neste caso não é necessário a mineralização completa dos compostos recalcitrantes. Dessa forma, o processo de ozonização seria responsável pela decomposição dos compostos recalcitrantes em outros que sejam assimilados com maior facilidade pelos

microrganismos em etapas subsequentes. Por outro lado, pelo processo não ser seletivo, a matéria orgânica biodegradável também será oxidada, acarretando um consumo excessivo de energia elétrica e por consequência maiores custos operacionais, o que poderia inviabilizar a técnica em escala real.

Geenens *et al.* ⁷⁵ utilizaram a ozonização em conjunto com a utilização do peróxido de hidrogênio para aumentar a biodegradabilidade do lixiviado para posteriormente ser tratado por lodos ativados. Os autores reportaram baixas remoções de DQO, porém a biodegradabilidade do efluente aumentou, fazendo com que o processo de lodos ativados fosse mais eficiente. A estimativa de custo para esse tratamento foi de 8.83 R\$/kg_{DQO} um custo relacionado principalmente ao consumo de peróxido. Um estudo similar ⁷⁶ demonstrou que processos oxidativos avançados como Fenton e ozonização, quando utilizados como pré tratamento de lixiviados, aumentam a biodegradabilidade em até 93%. Estes autores estimaram ainda o custo operacional do processo e chegaram a um valor de 54 R\$/m³ de lixiviado pré tratado, valor que ainda não considera o custo de investimento inicial, manutenção nem custo laboral. Gomes & Schoenell ⁷⁷ avaliaram a eficiência da utilização das técnicas de ozônio e de ozônio + peróxido de hidrogênio para remoção de compostos recalcitrantes em lixiviados pós lagoas de tratamento. Altas remoções de cor aparente, DQO e COT foram observadas, chegando a 99, 88 e 66%, respectivamente, embora ainda não capaz de atender aos padrões de lançamento.

Como alternativa aos processos de oxidação por ozônio estão os processos Fenton, que consistem na ação conjugada do peróxido de hidrogênio e sais de ferro para a geração de espécies oxidantes e posterior degradação da matéria orgânica recalcitrante. Como vantagens a esta forma oxidação estão os custos relativamente baixos dos reagentes requeridos, bem como a baixa toxicidade que apresentam. Por esse motivo eles têm apresentado uma relação custo-benefício muitas vezes mais favorável que os próprios processos de ozonização ⁷⁸. Ainda assim, são processos que apresentam uma maior complexidade operacional já que envolve o ajuste prévio de pH do lixiviado, e posterior neutralização, coagulação e precipitação a fim de assegurar eficiências de remoção elevadas para DQO ^{78,79}.

Uma terceira alternativa, ainda em desenvolvimento, baseia-se na oxidação eletroquímica de poluentes ⁸⁰. Sob condições apropriadas, a técnica permite remover a maior parte da DQO e cor do lixiviado. É válido ressaltar que os produtos gerados

após o processo de oxidação eletroquímica são em sua maioria CO₂ e água, dessa forma evitando o problema de mudança de contaminantes de uma fase para outra ⁸¹. No entanto, são técnicas que apresentam um alto consumo energético, o que ainda limitam sua aplicação de forma mais ampla, principalmente no tratamento de lixiviados em aterros ⁸¹.

Como estágios únicos de tratamento, e bem como as tecnologias físico-químicas de tratamento apresentadas anteriormente, os processos oxidativos avançados não são eficazes no atendimento aos padrões de lançamento estabelecidos em legislação. Do contrário, altas doses de oxidante seriam necessárias e o tempo de reação seria expressivamente maior, tornando os processos economicamente desfavoráveis ^{78,82}. Como alternativa, as técnicas oxidativas devem ser conjugadas a outras formas de tratamento para que garantam a adequação do lixiviado aos padrões de descarte estabelecidos em legislação com um custo-benefício favorável.

Um resumo das técnicas de tratamento discutidas, tanto biológicas quanto físico-químicas, é apresentado na **Tabela 3** juntamente com as vantagens e limitações respectivas a cada técnica.

Tabela 3. Resumo das técnicas de tratamento biológicas e físico-químicas incluindo suas vantagens e desvantagens e eficiência reportada na literatura

Tipo de Tratamento	Tecnologia	Vantagens	Desvantagens	Escala do estudo	Principais resultados
Biológico	Lagoas de estabilização ³¹	<ul style="list-style-type: none"> Baixo custo de instalação e operação 	<ul style="list-style-type: none"> Baixa eficiência Necessidade de combinação a outros processos para atingir padrões de lançamento Grandes variações de eficiência; requerimento de área elevado Sensibilidade a mudanças de temperatura Dificuldade na separação do lodo 	Piloto	40% remoção DQO
	Lodos ativados ³⁵	<ul style="list-style-type: none"> Tratamento mais intensivo que lagoas 	<ul style="list-style-type: none"> Sensível a variação da característica do lixiviado Inibição microbiana devido à alta concentração de nitrogênio amoniacal 	Piloto	59% remoção DQO
	MBBR ³⁶	<ul style="list-style-type: none"> Resolve os problemas de separação do lodo Resiste mais ao alto teor de nitrogênio amoniacal 	<ul style="list-style-type: none"> Custo mais elevado que lodos ativados e lagoas 	Bancada	60-81% remoção DQO
	Filtros biológicos ⁴⁰	<ul style="list-style-type: none"> Facilidade de operação 	<ul style="list-style-type: none"> Problemas de entupimento caso elevada carga orgânica Inibição bacteriana de nitrificantes uma vez que a parte superior do filtro recebe mais N-NH₃ 	Bancada	44% de eficiência de remoção de DQO, 60% de DBO e 15% de amônia
	Biorreatores com membranas (BRM) <small>48-54</small>	<ul style="list-style-type: none"> Maior tempo de retenção de lodo Separação do lodo eficiente Tratamento intensivo Menor demanda de área Elevada robustez Técnica consolidada Simplicidade operacional 	<ul style="list-style-type: none"> Propensão a incrustação das membranas 	Real	DQO de 89,6%, DBO 92,88 % e NH ₃ -N 97,44%
Processos físico-químicos	Coagulação-floculação ^{56,57}	<ul style="list-style-type: none"> Melhor empregada como pre-tratamento aos processos biológicos e/ou de polimento 	<ul style="list-style-type: none"> Sujeitos as características do lixiviado bruto Pode haver necessidade de adequação periódica nas condições operacionais 	Bancada	Baixas remoções de DQO (10-50%)
	Precipitação ^{60,61}	<ul style="list-style-type: none"> Permite a recuperação de subprodutos na forma de fertilizantes Menores custos se comparado a 	<ul style="list-style-type: none"> Demanda elevada por agentes precipitantes Eficiência do processo está condicionada a faixas estreitas de pH 	Bancada	Remoções de amônia próximas a 90%, porém ineficaz na redução de

	<p>outros processos físico-químicos</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mais rápidos que os processos biológicos 			matéria orgânica
<i>Stripping</i> ⁶⁰	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Processos eficientes na remoção de amônia ainda que em elevadas concentrações iniciais 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ A eficiência do processo está condicionada a temperaturas e valores de pH elevados, ▪ Elevada demanda energética e por insumos químicos 	Bancada	Eficaz na remoção de amônia (89-99,5%) porém apresenta baixas remoções de DQO Remoção de DQO em torno de 20%, nitrogênio total 88% e sólidos suspensos >99,9%
Micro- e ultrafiltração ⁸³	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pré-tratamento eficaz na remoção de sólidos em suspensão 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Limitações na remoção de compostos recalcitrantes de baixo peso molecular 	Piloto	Remoções de 65 e 50% de DQO e nitrogênio amoniacal, respectivamente
Nanofiltração ^{63,67}	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Rejeições elevadas para íons multivalentes e remoção da matéria orgânica dissolvida ▪ Estabilidade operacional ▪ Maior fluxo e menor requisito energético quando comparado aos processos de osmose inversa 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ As membranas têm via útil limitada (em torno de 5 anos) ▪ São necessários processos periódicos de limpeza 	Piloto	Remoções de 65 e 50% de DQO e nitrogênio amoniacal, respectivamente
Osmose inversa ²⁸	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Processo robusto e eficazes no polimento do lixiviado 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ As membranas têm via útil limitada (em torno de 5 anos) ▪ São necessários processos periódicos de limpeza ▪ Maior requisito energético dentre os processos de separação por membranas disponíveis 	Piloto	Remoção de contaminantes superiores a 99,6%
Processos oxidativos avançados ⁸⁴	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eficazes na degradação de compostos recalcitrantes ▪ Menores custos operacionais se empregados como pré-tratamento ou polimento ▪ Eficazes no aumento da biodegradabilidade do lixiviado 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Elevada demanda energética e por insumos químicos ▪ Processos longos quando necessário a mineralização completa da matéria orgânica recalcitrante ▪ Possibilidade em formar subprodutos de maior toxicidade 	Bancada	Remoções de DQO inferiores a 50% nos processos de ozonização

4.3 Experiências nacionais e internacionais no tratamento de lixiviado

Os processos biológicos isolados ainda são as formas mais comuns para o tratamento do lixiviado gerado em território nacional, a exemplo de Muribeca (PE), Palmas (TO) e Dourados (MS) (Tabela 4). Em Minas Gerais, lagoas de estabilização são frequentemente empregadas muito embora venham apresentando desempenho abaixo do esperado ⁷. Este é caso do aterro de Visconde do Rio Branco (MG) em que as concentrações de DQO após o sistema de lagoas de estabilização foi superior a 100 mg/L ao longo do período monitorado (2010-2011) ⁸⁵. Demais estudos envolvendo aterros sanitários localizados no estado de Minas Gerais são apresentados na **Tabela 4**.

Cabe destacar que no Brasil, muito dos tratamentos biológicos empregados em lixiviados de aterros sanitários reproduziram o modelo consolidado de estações de tratamento de esgoto ²⁴. No entanto, muitas das formas de tratamento empregadas foram implementadas sem que houvesse o conhecimento do caráter recalcitrante do lixiviado, e por isso vêm apresentando baixas eficiências de tratamento ^{17,24}. No geral, o processo biológico isolado não é uma técnica indicada para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários mais antigos – com baixa biodegradabilidade.

Ao avaliar as diferentes alternativas de tratamento do lixiviado é preciso levar em consideração, além das características do lixiviado a ser tratado, a eficiência do processo em atender as legislações vigentes quanto a disposição de efluentes em corpos receptores (**Tabela 5**). Com intuito de contornar este problema, os aterros de Gramacho (RJ), São Gonçalo (RJ) e Campos (RJ) empregam etapas de polimento ao efluente gerado nos processos biológicos utilizando processos físicos de separação com membranas de NF e OI.

A estação de tratamento de lixiviado de São Gonçalo conta com tratamentos preliminares para remoção de sólidos grosseiros (crivo, filtro de areia e filtro cartucho) seguido por um sistema de osmose inversa de três passes, com uma capacidade de tratamento de 120 m³/dia de lixiviado. A qualidade do permeado monitorada ao longo dos anos de 2014-2016 esteve em consonância com a legislação para todos os parâmetros (DQO: 35,0 mg/L, DBO: 35,6 mg/L, nitrogênio amoniacal: 10,8 mg/L), estabelecido pela resolução CONAMA 430 (Tabela 5), exceto, somente, o parâmetro fenol em novembro de 2015 (513 µg/L; CONAMA 430: 500 µg/L) ⁸⁶. No

caso do aterro de São Gonçalo, a alternativa adotada para tratamento do concentrado gerado é a recirculação para o aterro sanitário por ser a solução mais econômica, entretanto, seguindo um manual de boas práticas para evitar o efeito de concentração por recirculação ⁸⁶.

De fato, os sistemas de tratamento por osmose são de fácil instalação e permitem que sejam operados de forma remota. Se tratando de sistemas compactos, as unidades de OI apresentam baixas demanda de área para instalação, geralmente instaladas em containers (**Figura 11**). Além do mais, devido a qualidade do permeado gerado, permitem com que ele seja empregado como água de reuso ou até mesmo comercializado, prática que vem sendo adotada em diversos aterros sanitários que contam com os sistemas de OI.

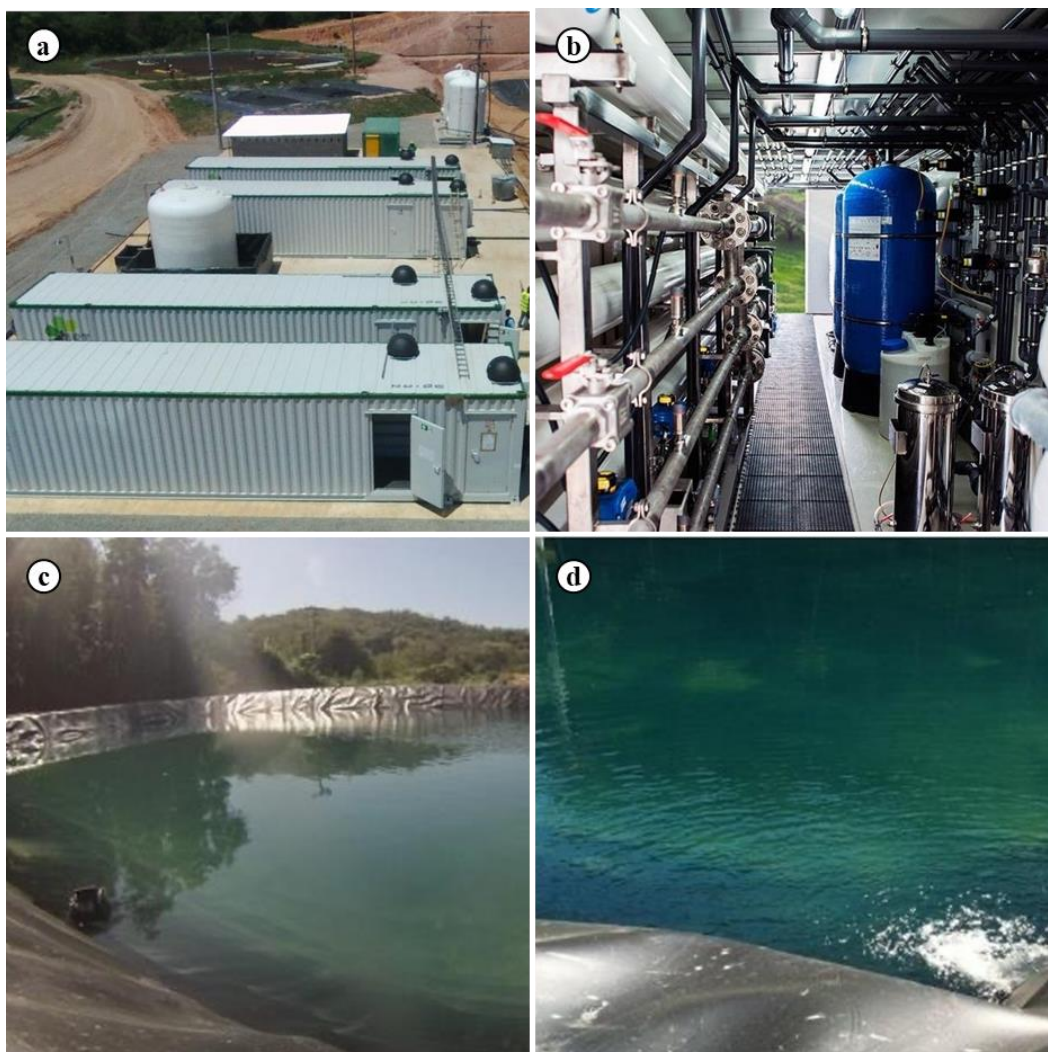


Figura 11. Imagens do sistema de tratamento de lixiviados por osmose inversa no aterro em (a,c) Seropédica (RJ) com capacidade de 1000 m³/d e (b,d) Ipojuca (PE)

com capacidade de 30 m³/d ambos os casos a tecnologia foi fornecida pela AST Ambiente. Fonte: Lista Clientes AST Ambiente.

A exemplo de São Gonçalo, os aterros sanitários de Seropédica (RJ, capacidade 1000 m³/d), Nova Friburgo (RJ, capacidade 30 m³/dia), Campos dos Goitacazes (RJ, capacidade 60 m³/dia), Macaúba (MG, capacidade: 200 m³/dia), Foz do Iguaçu (PR, capacidade 30 m³/dia), Ipojuca (PE, capacidade 30 m³/dia), também empregam o sistema de OI como parte da rota de tratamento do lixiviado. Em todos esses casos, o lixiviado é submetido a processos físico-químicos de tratamento, seguido pelos sistemas de OI, e por fim a degaseificação do permeado gerado. Cabe ressaltar ainda que em muitos desse casos, o custo do tratamento por OI é menor se comparado ao custo associado à disposição do lixiviado na rede coletora de esgoto.

Em Minas Gerais, no aterro sanitário de Macaúbas, operado pela Vital Ambiental em parceria com a AST Ambiente, utilizam a osmose inversa para o tratamento do lixiviado. A primeira planta, inaugurada em 2016, com capacidade de tratamento de 200 m³/d, conta com um pré tratamento físico-químico seguido da osmose inversa em 3 etapas e finalmente a degaseificação do permeado. Ainda nesse aterro, no ano de 2020 foi inaugurada mais uma planta com capacidade de mais 200 m³/d, com a mesma configuração previamente adotada, o que afirma o sucesso e a eficiência da rota de tratamento adotada.

Muitos casos de sucesso, principalmente quando há a utilização de membranas, são reportados na literatura. Podemos citar aqui algumas reportagens que foram feitas e transmitidas via telejornais que evidenciam o destaque atribuído a esses sistemas que integram processos de separação por membranas. A primeira delas retrata o aterro sanitário de Maceióⁱ. Nesse aterro o tratamento consiste em etapas iniciais de tratamento biológico, coagulação-floculação, seguido por filtração com Zeolita, nestes casos visando a retenção de material particulado, carvão ativado, para remoção de matéria orgânica e material particulado, e por fim etapas de polimento com nanofiltração. Neste sistema, há a geração de uma água tratada com boas características físico-químicas que pode ser usada para fins de reuso industrial.

ⁱ Reportagem do telejornal TV Gazeta – Rede Globo “Aterro sanitário começa a transformar chorume em água limpa através da nanofiltração” <https://youtu.be/DnbrjyQP6hU>

Outra reportagem, de alcance nacional, retratou dois casos de sucesso da implementação de um sistema que incluía osmose inversa para o tratamento do lixiviado dos aterros de Cariacica (ES) e São Gonçalo (RJ)ⁱⁱ. Esta destacou que é mais barato implementar tecnologias como a osmose inversa do que pagar para tratar juntamente com o esgoto. No caso do aterro de São Gonçalo (RJ) a reportagem ressalta que uma economia de 300 mil reais foi atingida em 2 meses de operação da tecnologia de tratamento, além da geração de uma água com excelente característica físico-química, que futuramente planejam efetuar a comercialização desta (com finalidade de reuso industrial) afim de angariar mais recursos.

ⁱⁱ Reportagem do telejornal Jornal Nacional – Rede Globo “Tecnologias transformam o chorume, resíduo tóxico do lixo, em água limpa” <https://youtu.be/KArpebSSaL4>

Tabela 4. Aterros nacionais e suas formas de tratamento do lixiviado gerado.

Descrição do aterro	Tempo de operação	Número de habitantes atendidos	Quantidade de resíduo sólido disposta (tonelada/d)	Vazão média de lixiviado tratado (m ³ /d)	Características	Tratamento empregado
Bandeirantes (São Paulo) ⁸⁷	1979 - 2007	-	7.000 (em 2007) (cerca de 35 mil toneladas aterradas)	1.500	DBO: 2.060 mg/L DQO: 7.373 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 2.183 mg/L (em 2011)	Lagoas de estabilização em série
Visconde do Rio Branco (Minas Gerais) ⁸⁵	2004 – atual	37.952	25	0,5	DBO: 761 mg/L DQO: 2488 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 263 mg/L (em 2010)	Lagoas de estabilização (anaeróbia seguida de facultativa)
Manaus (Amazonas) ^{88,89}	1986 - atual	2.074.070	2.800	112	-	Lagoas de Estabilização, Lodos ativados, Decantação, Clarifloculação
Muribeca (Pernambuco) ^{90,91}	1985 - 2009	~1.900.00	2.000 (em 2009)	432	DBO: 1.510 mg/L DQO: 2.822 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 2.365 mg/L (em 2010)	Lagoas de estabilização em série
Rio Claro (São Paulo) ⁹²	2001 - atual	115.000	175	-	-	Lagoas, Bioreatores com membranas
Palmas (Tocantins) ⁹³	2001 - atual	245.550	220	-	DBO: 1.517 mg/L DQO: 10.823 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 580 mg/L (em 2009)	Lagoas anaeróbias interconectadas
Dourado (Mato Grosso do Sul) ^{17,94}	2004 - atual	207.498	180	34	-	Lagoas anaeróbias, Lagoas de maturação

AS2 (Minas Gerais)	-	-	38	-	DQO: 5.118 mg/L DBO: 2.441 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 431 mg/L	Lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa
AS5 (Minas Gerais)	-	-	80	-	DQO: 1.262 mg/L DBO: 2.441 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 588 mg/L	Lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa
AS12 (Minas Gerais)	-	-	20	-	DQO: 1.941 mg/L DBO: 427 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 641 mg/L	Desarenador, seguido por lagoa anaeróbia e duas lagoas facultativas
AS17 (Minas Gerais)	-	-	450	-	DQO: 6.128 mg/L DBO: 2.242 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 1.624 mg/L	Filtro biológico, seguido por calha fluidizante e encaminhamento a ETE municipal
Piraí (Rio de Janeiro) ^{95,96}	2000 - atual	66.225	20	3	DBO: 74 mg/L DQO: 768 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 323 mg/L (em 2005)	Lagoas, Filtros biológicos e um <i>Wetland</i>
Gramacho (Rio de Janeiro) ⁹⁵	1978 - 2012	-	9.000	1300	DBO: 277 mg/L DQO: 2.155 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 371 mg/L (em 2005)	Tratamento físico-químico preliminar, Lodos ativados e Nanofiltração
São Gonçalo (Rio de Janeiro) ^{96,97}	2014 - atual	1.022.471	2,5	120	DBO: 35.666 mg/L DQO: 35.080 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 10.853 mg/L (em 2017)	Pré-filtração, Osmose inversa
Campos (Rio de Janeiro) ⁹⁶	2009 - atual	545.767	430	200	-	Pré-filtração, Osmose inversa

Por outro lado, estudos em escala piloto que se baseiam na conjugação de processos biológicos com etapas posteriores de polimento vêm apresentando resultados promissores no que diz respeito ao tratamento de lixiviado. Devido as características físico-químicas do lixiviado, o estabelecimento de rotas conjugadas se torna uma estratégia favorável ao atendimento dos padrões estabelecidos em legislação. Estes estudos são apresentados na **Tabela 6**, juntamente com algumas características do lixiviado a ser tratado e as eficiências destes processos.

Algumas experiências com o tratamento do lixiviado bruto por MBBR já foram reportadas na literatura. Welander *et al.*⁹⁸ reportaram uma eficiência de 90% de nitrogênio total e 20% de DQO, atingindo os padrões de lançamento para DQO mas falhando para a de nitrogênio total. O estudo em escala piloto de Canziani *et al.*⁹⁹ mostrou que quando um MBBR é precedido de um BRM a remoção de DQO é superior a 90% e a remoção de nitrogênio total supera 95%, no caso estudado a concentração de nitrogênio total no efluente nunca ultrapassou 50 mg/L.

O lixiviado tratado por BRMs combinado com etapas posteriores de polimento como a NF pode apresentar características tais que permitem sua disposição em corpos receptores, sem que haja violação nas concentração de nitrogênio amoniacal total e DQO^{100,101}. Ainda utilizando os BRMs, Hasar *et al.*¹⁰¹ apresentaram valores de DQO e nitrogênio amoniacal de <4 mg/L e <20 mg/L, respectivamente, para o lixiviado após o tratamento terciário com membranas de osmose inversa.

Na China a capacidade acumulada de tratamento de lixiviados de aterros sanitários excedeu 65.000 m³/d em 2018, onde 175 BRMs são operados em escala real (com capacidade de tratamento individual de ≥ 100 m³/d)¹⁰². A rota de tratamento mais comumente aplicado neste país é pré-tratamento, seguido por tratamento biológico e tratamento terciário, sendo os BRMs aplicados na parte do tratamento biológico. NF e/ou OI são amplamente utilizados após BRMs (isto é, BRM + NF/OI) para que o lixiviado tratado atenda os padrões de lançamento¹⁰². Nestes casos, a recomendação é que o concentrado gerado nesses processos seja incinerado, ou tratado por evaporação.

As estações de tratamento de lixiviados com OI são amplamente utilizadas em aterros na Europa, incluindo Alemanha, França, Holanda, Bélgica, Itália, Suíça, Espanha, Portugal e Grécia. Atualmente, mais de 100 plantas estão em operação, algumas delas

por mais de dez anos ²⁸. Durante o final dos anos 90, muitos sistemas de tratamento de lixiviados com OI (de dois passos) foram projetados com uma lagoa aerada como pré tratamento. A vantagem dessa configuração é que uma lagoa aerada reduz o nível de nitrogênio amoniacal, DBO e DQO por sua atividade biológica. Nessa configuração quatro diferentes aterros sanitários – aterro *Neimark* na Alemanha; aterro *ZMD-Rastorf* na Alemanha; aterro *Suldoro* em Portugal e aterro *Lamego* em Portugal, atingiram rejeição de contaminantes superior a 99,9% com concentrações residuais de N-NH₃, DQO e DBO inferiores a 1,01 mg/L, 15 mg/L e 0,6 mg/L respectivamente ²⁸. Vale ainda destacar que no aterro *Suldoro* em Portugal a concentração do lixiviado bruto em termos de DQO e nitrogênio amoniacal era de 17.7802 mg/L e 3.140 mg/L respectivamente, o que mostra mais uma vez a robustez do processo de OI, principalmente quando acoplado a outras tecnologias, em tratar lixiviados de aterro sanitário e atingir os padrões de lançamento. É preciso ressaltar a efetividade dos processos de osmose inversa quando empregada após os processos biológicos, garantindo o cumprimento dos padrões de lançamento dispostos em legislação. Por esse motivo, são técnicas de polimento empregadas em diversos países ^{3,22}. Ozturk *et al.* ⁶⁵ reportaram também uma elevada eficiência de remoção de DQO (99% de 1700 mg/L) de um lixiviado pré tratado através de reatores UASB seguidos de OI. O custo estimado pelos autores para a operação da OI neste caso foi de 0.97 €/m³.

Alternativas aos processos de separação por membrana seriam os processos oxidativos avançados, nos quais garantem a degradação de compostos recalcitrantes que porventura possam compor a corrente de saída dos processos biológicos. No entanto, cabe ressaltar a ineficácia desses processos na remoção de amônia e cloreto, apresentando valores de concentração consideráveis mesmo após o tratamento do lixiviado ¹⁰³. Além do mais, é preciso levar em consideração a possibilidade em se obter produtos de maior toxicidade após o tratamento pelos processos oxidativos, sendo necessário etapas subseqüente para estes compostos sejam removidos ¹⁰⁴.

Outra estratégia seria empregar os processos oxidativos como etapa anterior os estágios biológicos já que são reconhecidos por aumentar a biodegradabilidade do efluente ¹⁰³. Geenens *et al.* ⁷⁵ utilizaram a ozonização juntamente com o peróxido em escala piloto para aumentar a biodegradabilidade do lixiviado de um aterro na Bélgica para posteriormente ser tratado por lodos ativados. A remoção máxima de DQO foi de

30%, porém a biodegradabilidade do efluente aumentou em 26%, fazendo com que o processo de lodos ativados fosse mais eficiente. A estimativa de custo para esse tratamento foi de 1.34 €/kg_{DQO}, relacionado principalmente ao consumo de químicos e energia elétrica. Wang *et al.*²¹ relataram a eficiência de remoção de DQO e o aumento da biodegradabilidade do lixiviado através da utilização de diferentes técnicas de oxidação avançada. Na maioria dos casos em que este processo é utilizado de forma independente, há a dificuldade de atingir os padrões de lançamento e ainda assim um consumo elevado de químicos e/ou energia. Dessa forma os autores sugerem a integração destes processos com outras tecnologias.

Formas de pré-tratamento como o *stripping* também podem ser consideradas visando a remoção da amônia presente no lixiviado bruto, além de DQO e metano em menores proporções^{28,64}. Isto posto, a decisão pela melhor rota de operação deve ser pautada sobretudo na viabilidade econômica do processo, lembrando que os custos de tratamento tendem a ser maiores à medida que a recalcitrância do lixiviado aumenta. Nos estudos conduzidos por Fudala-Ksiazek *et al.*¹⁰⁵, em que foram considerados biorreatores com membrana seguido por etapas de polimento com nanofiltração, os custos operacionais variaram entre 3,30 e 6,42 US\$/m³ e para o tratamento de um lixiviado de aterro jovem e maduro, respectivamente. Os custos são equiparados aos obtidos por Amaral *et al.*¹⁰⁶ (US\$/m³ 8,60), que ainda considerou um estágio de pré-tratamento por *stripping* antecedendo o biorreator e etapas de polimento com nanofiltração, aplicado ao tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Sabará. Estes custos ainda foram inferiores aos reportados por¹⁰⁷ (9,16 US\$/m³), que empregaram reatores biológicos sequenciais em batelada, seguidos por etapas biológicas de oxidação anaeróbica da amônia, coagulação-floculação e ozonização. Para o caso dos processos oxidativos a exemplo da ozonização e Fenton, a demanda energética e por insumos químicos seriam os maiores contribuintes para os custos operacionais elevados¹⁰⁸.

Outras formas de polimento, ainda que disponíveis, estariam restritas ao tratamento de efluentes menos complexos. Devido a elevada concentração de íons, a demanda por resinas de troca iônica e adsorventes (a exemplo do carvão ativado) seria tal que inviabilizaria sua utilização no polimento do lixiviado após os processos de tratamento biológico⁷².

Tabela 5. Legislações nacionais e internacionais pertinentes a disposição de efluentes em corpos receptores.

Legislação	pH	Temperatura	Sólidos sedimentáveis (mL/min)	Óleos minerais (mg/L)	Óleos vegetais e gorduras animais (mg/L)	Materiais flutuantes	DBO (mg/L)*	DQO (mg/L)**	Sólidos em suspensão (mg/L)***	Sulfato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrogênio amoniacal total (mg/L)
Deliberação Normativa COPAM/CERH n°1, de 05 de maio de 2008 (DN 1/2008)	6-9	< 40 °C, com variação inferior a 3°C no ponto de mistura	1	20	50	ausente	60	180	100	-	-	-	20
Resolução n° 430, de 31 de maio de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 430/2011)	5-9	< 40 °C, com variação inferior a 3°C no ponto de mistura	1	20	50	ausente	60	180	-	-	-	-	20
Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 357/2005)	6-9	-	-	ausente	ausente	ausente	5	-	-	250	1	10	3,7 (pH ≤ 7,5); 2,0 (7,5 < pH ≤ 8,0); 1,0 (8,0 < pH ≤ 8,5); 0,5 (pH > 8,5)
Parâmetros internacionais para a disposição de efluentes industriais													
País: China	6,0 – 9,0	-	-	15	15	-	30	100	30	-	-	-	25
País: Estados Unidos	6,0 – 9,0	< 38 °C (verão) < 35 °C (inverno)	-	10	10	-	30	100	30	-	-	50	10
País: Alemanha	5,0 – 9,0	< 40°C	-	10	10	-	20	200	35	-	1	2	70 (nitrogênio total)
País: França	5,5 – 8,5	< 25 °C	-	-	-	-	30	120	30	-	-	-	30 (nitrogênio total)

*tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual ≥ 70% para sistemas de percolados de aterro sanitário ou; mínimo de 75% e média anual ≥ 85% para demais sistemas

**tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual ≥ 65% para sistemas de percolados de aterro sanitário ou; mínimo de 70% e média anual ≥ a 75% para demais sistemas

*** 150 mg/L no caso de lagoas de estabilização

Tabela 6. Rotas alternativas avaliadas em escala piloto para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

Descrição do aterro	Vazão de lixiviado (m ³ /d)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Amônia (mg/L)	Tratamento empregado	Eficiência do processo	Custo (US\$/m ³)	Outras informações
Idade do aterro de 10 anos. Localização: China ¹⁰⁹	-	650	6	<3	Efluente coletado após o pré-tratamento com reatores biológicos sequenciais em batelada. Rota subsequente: coagulação, oxidação química (Fenton) e filtro biológico aerado com fluxo ascendente	Concentrações média de DQO correspondentes a 75 mg/L	0,60	Os valores de DQO obtidos inviabilizariam o descarte apropriado do lixiviado tratado. O custo de tratamento não considera os estádios de pré-tratamento
Aterro de São Gonçalo Localização (Brasil) ⁸⁶	120	35.080	35.666	10.853	Pré-filtrarão, osmose inversa	Caracterização do permeado: DQO: 35,0 mg/L, DBO: 35,6 mg/L, nitrogênio amoniacal: 10,8 mg/L	-	Tratamento empregado em escala real, atendendo todos parâmetros preconizados na CONAMA 430 ao longo do período de monitoramento entre 2014-2016
Localização: Espanha ¹⁰⁷	-	5.760	292	994	Reatores biológicos sequenciais em batelada, processo de oxidação anaeróbia de amônia (<i>anammox</i>) seguido por: (a) coagulação-floculação e ozonização e (b) foto-Fenton.	As concentrações de DQO (>109 mg/L) e amônia (>188 mg/L) permaneceram elevadas após os tratamentos.	Tratamento (a): 9,16. Tratamento (b): 8,52	Ainda que os valores de DQO e DBO não tenham atendido os limites estabelecidos em legislação, o processo foi considerado eficiente na remoção de DBO (<0.1 mg/L).
O aterro é dedicado a disposição de resíduos sólidos urbanos, apresentando características de um aterro maduro. Localização: Espanha ¹¹⁰	-	3.350	182	693	Biorreator com membranas, seguido por osmose inversa de duplo passe.	Concentração de amônia: 1.2 mg/L; Concentração de DQO: <50 mg/L	-	O processo de osmose inversa operou de forma estável com taxas de recuperação próximas a 80%, apresentando uma rejeição de sais superior a 90% ao longo do período monitorado.

O aterro atende a uma população de 460.000 habitantes, sendo operado entre os anos de 2003 – 2011. Localização: Polônia. ¹⁰⁵	71	4.903	2.585	1.131	Biorreator com membranas (UF), com etapas de polimento utilizando nanofiltração.	Remoções superiores a 99% de DQO (22.6 mg/L), DBO (2.2 mg/L) e amônia (0.26 mg/L)	6,42	Custos operacionais foram avaliados considerando as características de um lixiviado de aterro jovem e maduro (US\$ 3.3 – 6.42). À medida que a carga de compostos recalcitrantes aumenta no lixiviado de aterros maduros, maiores são os custos operacionais.
O aterro atende uma população de 460.000 habitantes com capacidade de 115.880 toneladas de RSU anualmente, em operação desde 1989. Localização: Itália. ¹¹¹	-	1.368	-	35	Polimento com osmose inversa foi conjugado com a rota de tratamento já existente (clarifoculação como pré-tratamento, lodos ativados com aeração intermediária e tratamento terciário com membranas de ultrafiltração).	Concentrações de DQO e amônia no permeado do primeiro estágio de osmose inversa: 11.5 mg/L e 5.5 mg/L, respectivamente. 80% de remoção de DQO (100 mg/L), 98% de remoção de DBO (0.1 mg/L) e 21% de remoção de amônia (340 mg/L)	-	Os autores reportam uma taxa de recuperação elevada para o sistema proposto (91%), atendendo as legislações vigentes quanto as concentrações de DQO e amônia.
O aterro é considerado maduro, embora não tenham sido reportado seu tempo de operação. Localização: França ⁶⁷	-	500	7,1	430	Coagulação-floculação seguido por nanofiltração.	80% de remoção de DQO (100 mg/L), 98% de remoção de DBO (0.1 mg/L) e 21% de remoção de amônia (340 mg/L)	-	Os processos físico-químicos contribuíram de forma geral para uma maior taxa de incrustação da membrana, e tiveram pouco efeito sobre o aprimoramento do fluxo da nanofiltração.
O aterro encontra-se em operação desde 1993, com capacidade de 1.7 milhões de m ³ . Localização: China ¹¹²	80	-	-	142	Dois estágios de osmose inversa, no qual o concentrado gerado no primeiro estágio é utilizado com alimentação do segundo.	94% de rejeição de nitrogênio amoniacal (6.52 mg/L)	-	Ao longo dos ensaios, o decaimento de fluxo observado foi de ~18%, com redução nas taxas de rejeição de 20% devido a incrustação das membranas
O aterro encontra-se em operação desde 2007, com uma capacidade de 13.3 milhões de m ³ . Localização: China ¹⁰⁸	400	9.765	3.027	1.810	Coagulação-floculação, reatores biológicos sequenciais em batelada e oxidação química (eletro-fenton).	Concentrações após o processo de oxidação química: 212 mg/L de DQO; 70 mg/L de DBO; 999 mg/L de nitrogênio amoniacal.	4,84	Os maiores contribuintes para os custos operacionais foram a demanda energética (26%) e por agente oxidante (32%). Cabe ressaltar que não houve atendimento aos padrões de lançamento.

5 TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO INTERMUNICIPAL DOS MUNICÍPIOS DE CONCEIÇÃO DO MATO DENTRO, ALVORADA DE MINAS E DOM JOAQUIM

O aterro sanitário Intermunicipal a ser implantado na área rural a cerca de 10 km do leste do núcleo urbano de Conceição do Mato Dentro - MG receberá os resíduos do domiciliares e comerciais (classe II A e II B) dos municípios de Conceição do Mato Dentro, Alvorada de Minas e Dom Joaquim. Pretende-se dispor o lixiviado gerado no aterro sanitário, após tratamento, no córrego de Estiva, um curso de água de baixa vazão classificado como classe II (Resolução CONAMA nº 357 de 17/03/05).

Para ser disposto no córrego Estiva o lixiviado deverá ser tratado de forma a garantir o atendimento da legislação federal nos artigos 15 e 34 das Resoluções CONAMA nº 357 de 17/03/05, nº 397 de 03/04/2008, nº 430/2011 e DN COPAM-CERH nº 01/2008 (o que for mais restritivo). Ainda deve-se considerar a capacidade de assimilação do efluente tratado, de forma a não o desenquadrar quanto ao seu padrão de qualidade, mesmo que se atenda aos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações supracitadas.

Para avaliar a viabilidade de disposição do lixiviado nesse curso de água foram consideradas as seguintes premissas, com base nos documentos fornecidos pela Prefeitura: vazão média de lixiviado de 26 m³/d e DQO, DBO e concentração de amônia de 5.000, 2.000 e 1.000 mg/L respectivamente. Inicialmente foi proposto pela Ambconsult Estudos e Projetos Ambientais o tratamento do lixiviado empregando sistemas de lagoas, sendo lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas. A expectativa de eficiência desse sistema foi de 70, 71 e 94% para DQO, DBO e concentração de amônia, respectivamente, produzindo um lixiviado com DQO, DBO e concentração de amônia de 1521, 583 e 65 mg/L, nessa ordem, valores estes superiores aos estabelecidos como padrão de lançamento pelas legislações vigentes.

Entretanto vale ressaltar, conforme discutido no presente relatório, que a composição do lixiviado sofre grandes variações ao longo do tempo de operação do empreendimento, e logo, o valor adotado como premissa provavelmente se apresentará como super ou subestimado em diferentes tempos de operação do aterro. Ainda, os valores de DQO e DBO adotados como premissas resultam em uma relação DBO/DQO (0,4), com as ressalvas apresentadas quanto à limitação do uso deste

parâmetro para a avaliação biodegradabilidade de lixiviados de aterro sanitário, superior aos valores observados em aterros sanitários brasileiros.

Um Estudo de autodepuração do Córrego da Estiva em um cenário de disposição do lixiviado do aterro sanitário foi desenvolvido pelo Instituto SENAI de Tecnologia em Meio Ambiente considerando o lixiviado com as características previstas após o tratamento pelo sistema de lagoas. O estudo apontou que para que seja possível atender o enquadramento no início de operação do empreendimento e considerando uma vazão média do percolado, a concentração de DBO residual do lixiviado tratado não poderia superar 35 mg.L⁻¹, na Q_{7,10}, e 100 mg.L⁻¹, na vazão medida em novembro/2019. Valores estes muito inferiores ao previsto (583 mg/L). Vale destacar, conforme também apontado pelo estudo, que foram considerados apenas o atendimento dos parâmetros DBO e compostos nitrogenados, sendo de extrema importância considerar um maior número de parâmetros para atender aos limites de lançamento em um corpo receptor. O lixiviado é caracterizado por apresentar valores elevados de DQO, associado a compostos orgânicos recalcitrantes e/ou inertes, muitas das vezes tóxicos. Logo, tratar o lançamento do lixiviado apenas com base nos valores de DBO e compostos nitrogenados poderá colocar em risco a qualidade do curso de água e comprometer o desenvolvimento das atividades no seu curso que fazem uso da sua água. Desta forma, fica evidente que o tratamento inicialmente proposto não é suficiente para o tratamento seguro do lixiviado.

A empresa Allonda apresentou uma proposta técnica para o tratamento do lixiviado após o sistema de lagoas visando a redução da DBO e da concentração de amônia residual no lixiviado tratado a 35 e 20 mg/L, respectivamente. A proposta envolve o recalque do lixiviado para um sistema de tratamento preliminar (com gradeamento, caixa de areia e calha Parshall) seguido para tanques de tratamento biológico com lodos ativados e MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), para a remoção biológica da matéria orgânica e nitrogenada. Na sequência o efluente segue para tanques decantadores com módulos lamelares onde serão realizados: (1) decantação secundária e (2) tratamento físico-químico do efluente por coagulação/floculação através da adição de sais inorgânicos, visando a remoção de sólidos. O lodo gerado é recirculado a ambos os sistemas de tratamento biológico (com lodos ativados) e ao sistema adensador de lodos, que é responsável por adensar os lodos em excesso gerados e direcioná-los para um leito de secagem. O efluente clarificado segue para

um sistema de desinfecção por ozônio, após o qual, poderia ser lançado no curso de água. De acordo com a proposta técnica, espera-se que o lixiviado tratado apresente DQO, DBO e concentração de amônia de 180, 35 e 20 mg/L, respectivamente. Desta forma, a rota de tratamento, denominada no presente relatório como “rota 1”, compreende a integração de seis diferentes processos com potencial para atingir o limite de lançamento estabelecido pela legislação e com base nas premissas do projeto. Porém, é importante ressaltar algumas questões que merecem reflexão:

- (i) Os parâmetros de projeto utilizados para o dimensionamento do MBBR levaram em consideração valores usuais da literatura e propostos por Von Sperling para o tratamento de esgoto doméstico. Nesse sentido a adoção destes parâmetros pode levar a incompatibilidades operacionais, visto que foi destacado neste relatório que o lixiviado possui características físico-químicas diferentes do esgoto doméstico. Recomenda-se, portanto, a utilização de parâmetros estabelecidos para o tratamento de lixiviados, encontrados na literatura ¹¹³⁻¹¹⁵, a fim de melhor dimensionar a rota de tratamento proposta.
- (ii) A remoção de matéria orgânica pela rota proposta é dependente principalmente do desempenho dos processos biológicos. A expectativa de remoção considerada como premissa é típica de tratamento de lixiviado de aterros com idade reduzida. Espera-se, conforme discutido neste relatório, um decaimento da eficiência dos processos biológicos no decorrer do tempo de operação do aterro. Ademais, vale destacar que as concentrações de DQO, DBO e amônia estimadas para o lixiviado, correspondente ao valor médio observado para lixiviado, provavelmente será inferior aos valores que serão observados nos primeiros anos de operação do aterro. Neste caso, condições de extrapolação do limite de concentração estabelecido para o efluente tratado e dificuldades operacionais podem surgir no início da operação do aterro sanitário. É importante que o sistema de tratamento seja capaz de tratar o lixiviado e produzir um efluente tratado que atenda aos padrões de lançamento e que não altere a qualidade da água do curso de água receptor durante toda as fases de operação do aterro. Entretanto, a adequação do lixiviado na fase inicial tem um papel complementar importante relacionado a aceitação da população sob

influência. Desta forma, sugere-se, além da adoção dos parâmetros de dimensionamento estabelecidos para o tratamento de lixiviados encontrados na literatura, que valores típicos de lixiviado de aterros novos sejam considerados para a vazão esperada para esta fase para confirmação do desempenho esperado.

- (iii) No item 3.3.4 da proposta apresentada há descrição do processo físico-químico, coagulação/floculação, a ser integrado ao segundo decantador. De acordo com a descrição, o proponente espera que nesta etapa ocorra a remoção do fósforo orgânico solúvel, nitrogênio, DBO, DQO, bactéria, sólidos em suspensão, sólidos coloidais e solúveis. Entretanto, vale destacar o potencial limitado do processo de coagulação para remoção de elementos solúveis, DBO e DQO, principalmente na configuração proposta, em que as condições hidrodinâmicas podem não ser suficientemente favoráveis para tal fim. Ademais é importante incluir como atividade de manutenção do tratamento físico-químico, a realização periódica de ensaios de *jar test* para o ajuste da definição da dosagem de químicos em função da variação da composição do lixiviado de forma a garantir o desempenho do processo, e evitar produção excessiva de lodo químico. No entanto, observa-se que a contribuição relacionada à remoção de DQO, DBO e amônia desta etapa não foi considerada no item 8.2 como premissa de eficiência para atingir as características exigidas para o lixiviado tratado.

No item 3.3.6 é descrito o emprego da ozonização para desinfecção. Entretanto no item 8.2, há expectativas em relação ao processo além da desinfecção, tais como oxidação de matéria orgânica (DBO e DQO) e amônia. Desta forma é importante que o sistema de ozonização seja dimensionado para o polimento (oxidação de matéria orgânica e desinfecção) e não apenas para desinfecção, uma vez que para remoção de compostos recalcitrantes, tempos de residência superiores ao necessário para desinfecção são necessários. Outro aspecto importante de ser considerado está relacionado a possibilidade da formação de subprodutos tóxicos durante a ozonização. Na proposta é apontado como uma vantagem do processo de ozonização “*que, ao contrário da desinfecção via cloro, não são gerados compostos orgânicos nocivos para o meio ambiente como trihalometanos*”. Entretanto a ozonização de efluentes

com elevada concentração de matéria orgânica, tais como o lixiviado a ser tratado na etapa de ozonização (DQO = 228 mg/L e DBO = 58,5 mg/L), pode levar a formação de compostos orgânicos tóxicos. Ademais, na ozonização também poderá ocorrer formação de subprodutos inorgânicos, dentre os quais os íons bromato (BrO_3^-), tóxico e cancerígeno, que têm origem na oxidação dos íons brometo (Br^-) presente no efluente. Desta forma é importante incluir como atividade de manutenção da ozonização, a realização de ensaios de toxicidade. Importante ainda mencionar que a instalação e operação de sistemas de ozonização podem apresentar riscos a seus operadores. O Ozônio é um gás tóxico, sendo que a exposição a décimos de ppm no ar ambiente pode ocasionar algum desconforto na forma de dor de cabeça, garganta e membranas mucosas secas e irritação de vias respiratórias. Os riscos podem ser considerados gerenciáveis, contudo devem ser observados de maneira preventiva ao longo da vida útil da planta.

- (iv) E por fim, além do cumprimento dos parâmetros de DQO, DBO e nitrogênio amoniacal é importante lembrar que o sistema de tratamento deve contemplar a remoção de outros componentes, tais como cloretos, metais traço e compostos com toxicidade associada. Dado que o curso de água previsto para recebimento do lixiviado apresenta baixa vazão, o risco associado ao descarte de efluentes com estes componentes deve ser considerado.

Dada as considerações apontadas, a rota proposta foi comparada a outras quatro rotas de tratamento, usualmente empregadas para tratamento de lixiviado de aterro sanitário no Brasil, como em outros países, conforme discutido anteriormente neste relatório. As quatro rotas alternativas compreendem os seguintes processos:

- (i) A rota 2 compreende a integração dos processos biorreatores com membranas e nanofiltração. Espera-se que no biorreator com membranas ocorra a remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Por possibilitar a operação do processo biológico com maior concentração de sólidos e maior idade do lodo, melhor desempenho em relação à remoção de matéria orgânica e nitrogênio é observada no tratamento de lixiviado por biorreatores com membranas. Os biorreatores com membranas são sistemas modulares e com área de instalação reduzida em comparação aos processos biológicos convencionais. Entretanto apresenta demanda

energética superior aos processos convencionais como lagoas, mas compatível com a demanda de reatores como MBBR. O desempenho dos biorreatores com membranas, mesmo que em menor proporção, assim como outros processos biológicos, é dependente da biodegradabilidade do lixiviado. Nesta rota, a nanofiltração é empregada como polimento do lixiviado, contribuindo para remoção da matéria orgânica residual, não removida no biorreator com membranas, principalmente com a perda do desempenho do reator com o tempo de operação do aterro em função do aumento da recalcitrância da matéria orgânica presente no lixiviado, e matéria inorgânica, metais, amônia, fósforo dentre outros sais. Uma vantagem associada a esta rota é a possibilidade do reúso do lixiviado tratado para irrigação, controle de poeiras e lavagem de caminhões. Além de contribuir para a redução do consumo de água no aterro, o reúso do lixiviado reduz a vazão e/ou dispensa o lançamento do lixiviado no córrego da Estiva. Esta rota é utilizada para tratamento de lixiviado em vários aterros fora do Brasil, e no Brasil o aterro Rio Claro em São Paulo emprega biorreator com membranas para tratamento do lixiviado, enquanto o aterro de Gramacho no Rio de Janeiro usa nanofiltração para o polimento do lixiviado.

- (ii) A rota 3 compreende a integração dos processos biorreatores com membranas e osmose inversa. A osmose inversa apresenta desempenho superior ao da nanofiltração, para o polimento do lixiviado, garantindo a remoção efetiva de matéria orgânica residual, e matéria inorgânica, metais, amônia, fósforo dentre outros sais, principalmente em relação à retenção de amônia e compostos orgânicos de baixa massa molecular. De forma semelhante à rota 2, uma vantagem associada a rota é a possibilidade do reúso do lixiviado tratado para irrigação, controle de poeiras e lavagem de caminhões, contribuindo para a redução da vazão e/ou dispensa do lançamento do lixiviado no córrego da Estiva. A osmose inversa tem sido amplamente empregada para o tratamento de lixiviado no Brasil e em outros países. No Brasil temos mais de 10 aterros que empregam osmose inversa para o tratamento de lixiviado, incluindo aterros nos estados de

Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Alagoas, Paraná, Pará e Pernambuco.

- (iii) A rota 4 compreende a integração dos processos filtração (de areia e cartucho) e osmose inversa, seguindo a rota de tratamento implementada no aterro de São Gonçalo (Rio de Janeiro). A rota se caracteriza por ser compacta, modular facilitando o aumento futuro da capacidade de tratamento, geralmente é instalada em contêineres dispensando obras civis e reduzindo o tempo de instalação e ainda com a possibilidade da operação remota. É uma rota cujo desempenho sofre menos influência da variação da composição do lixiviado, por não depender da sua biodegradabilidade. Por outro lado, por tratar um lixiviado como maior carga orgânica e inorgânica demandará maior área de membrana de osmose inversa comparada à rota 3. De forma semelhante à rota 2 e 3, uma vantagem associada a rota é a possibilidade do reúso do lixiviado tratado para irrigação, controle de poeiras e lavagem de caminhões, contribuindo para a redução da vazão e/ou dispensa do lançamento do lixiviado no córrego da Estiva. Conforme apresentado anteriormente há relatos referente a operação do sistema de tratamento do aterro de São Gonçalo que evidenciam que o custo do tratamento por este sistema é inferior ao custo da co-disposição o esgoto. Uma economia de 300 mil reais foi alcançada em 2 meses de operação do sistema de tratamento. Ademais o lixiviado tratado apresenta excelente característica físico-química, e futuramente o empreendimento pretende efetuar a comercialização desta (com finalidade de reuso industrial) afim de angariar mais recursos.
- (iv) A rota 5 compreende a integração dos processos lagoas, conforme inicialmente previsto no projeto do aterro, e osmose inversa. A inclusão da lagoa permite a redução da carga orgânica e nitrogenada do lixiviado a ser tratada pela osmose inversa, principalmente durante os primeiros anos de operação do aterro. De forma semelhante à rota 2, 3 e 4, uma vantagem associada a rota é a possibilidade do reúso do lixiviado tratado para irrigação, controle de poeiras e lavagem de caminhões, contribuindo para a redução da vazão e/ou dispensa do lançamento do lixiviado no córrego da Estiva.

Uma comparação das cinco rotas é apresentada na **Tabela 7**, incluindo as respectivas expectativas de remoção e estimativa dos valores para os parâmetros de saída. Foi incluída a “rota 1^a” que conta com a expectativa de contribuição do processo de coagulação/floculação considerado na proposta apresentada pela Allonda de forma híbrida ao decantador secundário. Para a avaliação destas rotas, a caracterização de um lixiviado hipotético foi considerada com base nas caracterizações físico-químicas de lixiviados da região de Minas Gerais. As sugestões foram feitas com bases em experiências nacionais de operação, atentando-se aos padrões de lançamento e a limitação energética, ambos estabelecidos como parâmetro de projeto. Visto que as características físico-químicas do lixiviado se altera ao longo do período de operação do aterro, uma análise sensitiva foi proposta nas **Figura 12** de forma a permitir uma visão mais abrangente sobre a eficiência destes sistemas.

Tabela 7. Eficiência prevista para diferentes rotas previstas para o tratamento de lixiviado.^a Contribuição da etapa de coagulação-floculação (C/F) a eficiência da Rota 01. *Tempo de residência: 122 dias; **PS: parâmetros de saída; ***Demanda energética estimada expressa em (kVA). Para as rotas contempladas pelos PSMs ainda foi considerado uma previsão da energia demandada para a evaporação do concentrado.

Características do lixiviado (mg/L)	Rota 01				Rota 01 ^a					Rota 02			Rota 03			Rota 04			Rota 05			
	Lagoas* 7,31,32	MBBR 36,43,44	O ₃ ^{75,77}	PS**	Lagoas* 7,31,32	MBBR 36,43,44	C/F ^{57,87,91} ,108,116	O ₃ ^{75,77}	PS**	BRM ⁴⁸⁻⁵⁴	OI ⁶⁹⁻ 72,86,108	PS**	BRM ⁴⁸⁻⁵⁴	NF 63,67,68,117	PS**	Filtros ⁸⁶	OI ⁶⁹⁻ 72,86,108	PS**	Lagoas* 7,31,32	OI ⁶⁹⁻ 72,86,108	PS**	
DBO ₅	5000	80	85	30	105	80	85	34	30	69	90	97	15	90	85	75	85	97	23	80	97	30
DQO	16.667	70	80	20	800	70	80	48	20	416	87	98	43	87	85	325	85	98	50	70	98	100
DBO/DQO	0,3	-	-	-	0,13	-	-	-	-	0,17	-	-	0,3	-	-	0,2	-	-	0,5	-	-	0,3
Nitrogênio amoniacal	1.500	80	70	5	85	80	70	36	5	54	85	95	11	85	65	79	78	95	17	80	95	15
Fósforo	4.000	60	65	-	560	60	65	60	-	224	65	93	98	65	87	182	70	93	84	60	93	112
Ferro	100	50	30	-	35	50	30	70	-	10	30	97	2	30	90	7	75	97	1	50	97	2
Metais traços	3	50	30	-	1,05	50	30	70	-	0,31	30	97	0	30	90	0	75	97	0	50	97	0
Sólidos dissolvidos totais	3.500	70	60	-	420	70	60	42	-	243	60	99	14	60	95	70	80	99	7	70	99	11
Demanda energética ***					25,2					26,7			24,1		22,6			17,8				17,2

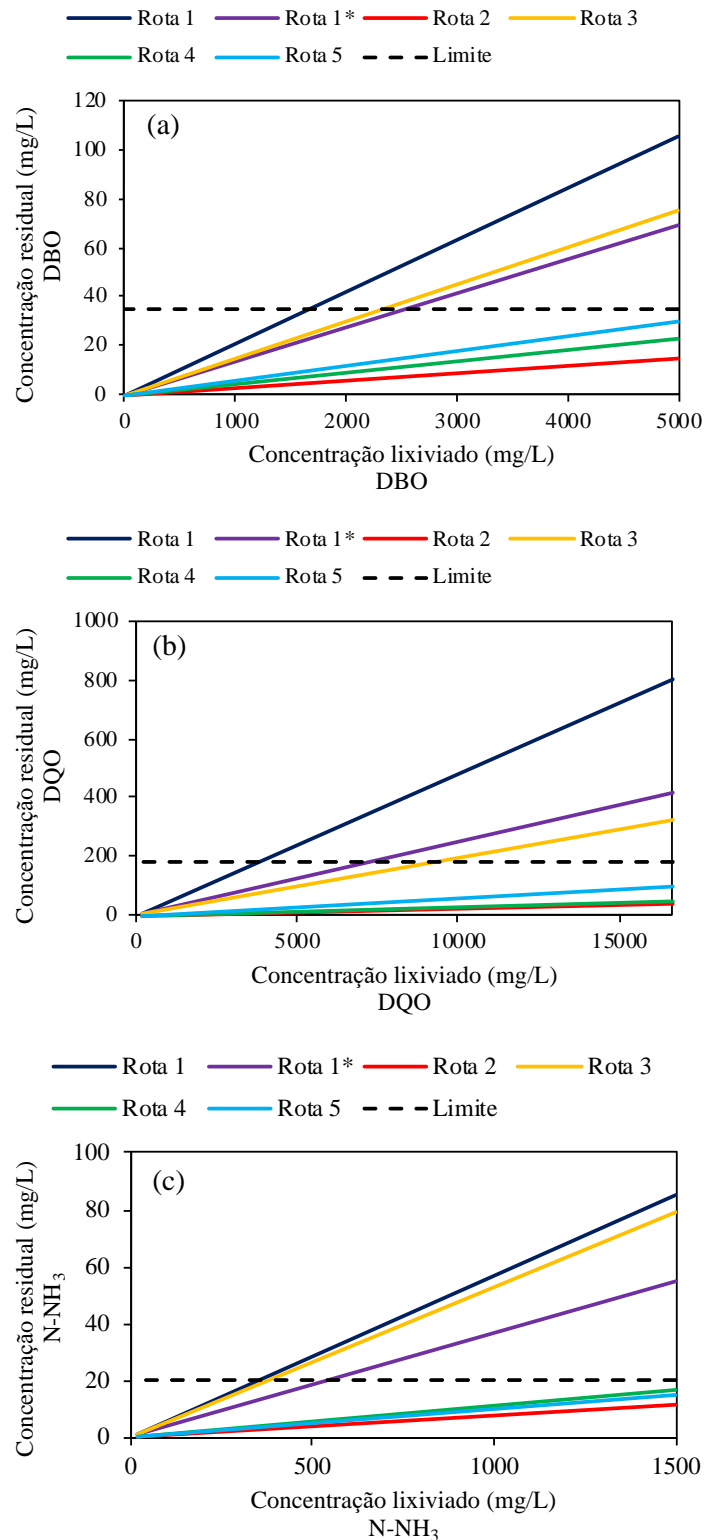


Figura 12. Concentração residual de (a) DBO, (b) DQO e (c) N-NH₃ esperada para as diferentes rotas de tratamento propostas como alternativa ao tratamento de lixiviado. Rota 1: Lagoas, MBBR e ozonização; Rota 1*: Lagoas, MBBR, C/F e ozonização; Rota 2: BRM e osmose inversa; Rota 3: BRM e nanofiltração; Rota 4: Filtros e osmose inversa; Rota 5: Lagoas e osmose inversa.

Observa-se que a expectativa de remoção de DQO, DBO e amônia apresentada na proposta da Allonda para os processo de lagoas (respectivamente 70, 71 e 94% respectivamente), MBBR (85, 90 e 68% respectivamente), e ozonização (21, 40 e 3,8%, respectivamente são relativamente compatíveis com as experiências nacionais de operação registradas na literatura consideradas neste relatório (Tabela 7), com ressalvas à expectativa otimista de remoção de nitrogênio pelas lagoas. Entretanto as diferenças observadas nas expectativas explicam as divergências observadas entre os valores previsto de DQO, DBO e amônia no lixiviado tratado previsto na proposta, considerando o valor médio de DQO, DBO e amônia para o lixiviado bruto adotado como premissa para o estudo de autodepuração e proposta Allonda de 5.000, 2.000 e 1.000 mg/L respectivamente. Entretanto esta divergência não é crítica, pois tanto o presente relatório como a proposta consideraram valores médios de diferentes experiências. Mas vale ressaltar novamente que o desempenho dos processos biológicos depende da biodegradabilidade do lixiviado, e geralmente esses processos são aplicados em aterros novos, que com o progresso do tempo de monitoramento recebem ajustes com instalações de processos complementares para garantir atendimento aos padrões de lançamento. Logo, ao considerar as expectativas com base nessas experiências, pode ocorrer uma superestimação do desempenho dos processos ao extrapolar para lixiviados de aterros maduros com biodegradabilidade reduzida.

Das rotas propostas, as rotas 2, 4 e 5 apresentariam uma maior robustez no tratamento do lixiviado, garantindo que as concentrações de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal estivessem abaixo dos limites estabelecidos em projeto independentemente da variabilidade do lixiviado. Ressaltasse ainda que o emprego das membranas de osmose inversa como etapa de polimento garantiria que outros parâmetros como metais traços, cloreto, além de nitrito e nitrato que porventura possam ter sido formados ao longo dos processos biológicos, fossem também removidos com elevada eficiência. As etapas de OI ainda são capazes de garantir a redução da toxicidade associada matéria orgânica, o que implica num menor impacto ambiental ao corpo receptor ¹¹⁶. Ademais, estas rotas trazem a vantagem da possibilidade do reúso do lixiviado tratado para irrigação, controle de poeiras e lavagem de caminhões, contribuindo para a redução da vazão e/ou dispensa do lançamento do lixiviado no córrego de Estiva.

A demanda energética estimada para todas as rotas avaliadas também atenderia a premissa de consumo inferior a 50 kVA para uma vazão de lixiviado de 26 m³/s. No entanto, vazões superiores de lixiviado podem implicar no descumprimento de tal premissa pela Rota 1. Dentre todas as propostas, essa foi a rota de maior requerimento energético estimado visto a alta demanda de energia pelos processos de ozonização. Ademais, é importante destacar que haverá previsão de geração de resíduos, seja lodo biológico, lodo químico ou concentrado em todas as rotas discutidas, e a disposição dessas correntes deverão se consideradas.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise detalhada do Estudo de autodepuração do córrego da Estiva considerando o cenário de disposição de lixiviado no seu curso e da proposta apresentada pela empresa Allonda apontou questões importantes para consideração no que tange o desenvolvimento de uma solução que viabilize, de forma segura, a disposição do lixiviado no curso de água em questão. Dentre as questões apontadas merece destaque o aspecto relacionado à natureza complexa do lixiviado, que implica que o lançamento do lixiviado em um curso de água não pode ser delineado apenas com base nos valores de DBO e compostos nitrogenados. É extremamente importante, para o cenário em questão, disposição do lixiviado em um curso de água de baixa vazão, que além do cumprimento dos parâmetros de DQO, DBO e nitrogênio amoniacal, que o sistema de tratamento contemple a remoção de outros componentes, tais como cloretos, metais traço e compostos com toxicidade associada. Ademais o uso de parâmetros de projeto típicos de tratamento de esgoto doméstico para o dimensionamento dos reatores biológicos pode levar a incompatibilidades operacionais, visto que o lixiviado possui características físico-químicas diferentes do esgoto doméstico. Recomenda-se, portanto, a utilização de parâmetros estabelecidos específicos para o tratamento de lixiviados. A proposta apresentada pela empresa Allonda apresenta uma alternativa para o tratamento do lixiviado com foco no atendimento às ponderações do Estudo de autodepuração do córrego da Estiva (remoção de DBO e amônia), mas não considera de forma efetiva a remoção dos outros componentes do lixiviado e a alteração da composição do lixiviado com o tempo de operação do aterro. Outras rotas alternativas, usualmente empregadas no

tratamento de lixiviado, foram discutidas, sempre considerando a robustez do tratamento para o lixiviado (considerando aqui as variações de parâmetros ao longo da vida útil do aterro e aspectos como pluviosidade, etc), demanda energética, custo, praticidade na operação. A inclusão em todas as rotas de uma etapa de polimento, empregando nanofiltração ou osmose inversa, alternativa de aplicação crescente no Brasil, confere uma maior robustez ao tratamento do lixiviado, garantindo atendimento aos limites estabelecidos em projeto independentemente da variabilidade do lixiviado, e atendimento em relação a outros parâmetros como metais traços, cloreto, além de nitrito e nitrato. Ademais, estas rotas trazem a vantagem da possibilidade do reúso do lixiviado tratado para irrigação na área do aterro, controle de poeiras e lavagem de caminhões, contribuindo para a redução da vazão e/ou dispensa do lançamento do lixiviado no córrego de Estiva. Desta forma as vantagens e desvantagens dos diferentes cenários foram apresentadas e discutidas de forma a subsidiar os gestores em suas tomadas de decisão.

7 REFERÊNCIAS

1. Luo, H. *et al.* Hydrothermally synthesized porous materials from municipal solid waste incineration bottom ash and their interfacial interactions with chloroaromatic compounds. *J. Clean. Prod.* **162**, 411–419 (2017).
2. Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F. & Moulin, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *J. Hazard. Mater.* **150**, 468–493 (2008).
3. Gao, J. *et al.* The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technology* **14**, 93–122 (2015).
4. Luo, H., Cheng, Y., He, D. & Yang, E.-H. Review of leaching behavior of municipal solid waste incineration (MSWI) ash. *Sci. Total Environ.* **668**, 90–103 (2019).
5. Yan, H., Cousins, I. T., Zhang, C. & Zhou, Q. Perfluoroalkyl acids in municipal landfill leachates from China: Occurrence, fate during leachate treatment and potential impact on groundwater. *Sci. Total Environ.* **524–525**, 23–31 (2015).
6. Magalhães, A. de F. Avaliação do desempenho de técnicas de bioengenharia na proteção e conservação da cobertura final de taludes em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso paa o aterro sanitário de Belo Horizonte, MG. (Universidade Federal de Minas Gerais, 2005).
7. Dias, A. L. S. Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários. (Universidade Federal de Minas Gerais, 2012).
8. Kulikowska, D. & Klimiuk, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresour. Technol.* **99**, 5981–5985 (2008).
9. Assou, M. *et al.* Landfill leachate treatment by a coagulation–flocculation process: effect of the introduction order of the reagents. *Desalin. Water Treat.* **57**, 21817–21826 (2016).
10. Chen, P. H. Assessment of leachates from sanitary landfills: Impact of age, rainfall, and treatment. *Environ. Int.* **22**, 225–237 (1996).
11. Ferreira, A. G. Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos - SP por meio da caracterização físico-química. (Universidade de São

- Paulo, 2010). doi:10.11606/D.18.2010.tde-14072010-105334.
12. Lima, R. N. de S., Ribeiro, C. B. de M., Barbosa, C. C. F. & Rotunno Filho, O. C. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. *Eng. Sanit. e Ambient.* (2016) doi:10.1590/S1413-41520201600100127676.
 13. Lima, L. M. Q. de. Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário. (Universidade de São Paulo, 1989).
 14. Souto, G. D. de B. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ('stripping'). (Universidade de São Paulo, 2009). doi:10.11606/T.18.2009.tde-19022009-121756.
 15. Farquhar, G. J. Leachate: production and characterization. *Can. J. Civ. Eng.* **16**, 317–325 (1989).
 16. Metcalf, L., Eddy, H. P. & Tchobanoglous, G. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. (McGraw-Hill, 1979).
 17. Costa, A. M., Alfaia, R. G. de S. M. & Campos, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *J. Environ. Manage.* **232**, 110–116 (2019).
 18. Cano, V. Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal. (Universidade de São Paulo, 2014). doi:10.11606/D.6.2014.tde-12092014-085944.
 19. Amaral, M. C. S., Ferreira, C. F. A., Lange, L. C. & Aquino, S. F. de. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. *Eng. Sanit. e Ambient.* **13**, 38–45 (2008).
 20. 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 de Saude Coletiva* 11–19 (2011).
 21. Wang, F., Smith, D. W. & El-Din, M. G. Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment – A review. *J. Environ. Eng. Sci.* **2**, 413–427 (2003).
 22. Brennan, R. B. *et al.* Management of landfill leachate: The legacy of European

- Union Directives. *Waste Manag.* **55**, 355–363 (2016).
23. Kurniawan, T., Lo, W. & Chan, G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *J. Hazard. Mater.* **129**, 80–100 (2006).
 24. Gomes, L. P. *Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.* (2009).
 25. Peng, Y. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arab. J. Chem.* **10**, S2567–S2574 (2017).
 26. Çeçen, F. & Aktaş, Ö. Aerobic Co-Treatment of Landfill Leachate with Domestic Wastewater. *Environ. Eng. Sci.* **21**, 303–312 (2004).
 27. Miao, L., Yang, G., Tao, T. & Peng, Y. Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – A review. *J. Environ. Manage.* **235**, 178–185 (2019).
 28. IPPC, I. P. P. and C. & SEPA, S. En. P. A. *Guidance for the treatment of landfill leachate.* (2007).
 29. Von Sperling, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.* (2014).
 30. Mæhlum, T. Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* **32**, 129–135 (1995).
 31. Frascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G. & Nocentini, M. Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. *Chemosphere* **54**, 335–343 (2004).
 32. Vieira, R. M. *et al.* Avaliação do desempenho operacional de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Rev. Ibero-Americana Ciências Ambient.* **11**, 131–145 (2020).
 33. Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D. & Pan, X. Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Sci. Total Environ.* **703**, 135468 (2020).
 34. Lin, C.-Y., Chang, F.-Y. & Chang, C.-H. Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. *Bioresour. Technol.* **73**, 175–178 (2000).
 35. Baumgarten, G. & Seyfried, C. F. Experiences and new developments in biological pretreatment and physical post-treatment of landfill leachate. *Water*

- Sci. Technol.* **34**, 445–453 (1996).
36. Loukidou, M. X. & Zouboulis, A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environ. Pollut.* **111**, 273–281 (2001).
 37. Hoilijoki, T. Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. *Water Res.* **34**, 1435–1446 (2000).
 38. Matthews, R., Winson, M. & Scullion, J. Treating landfill leachate using passive aeration trickling filters; effects of leachate characteristics and temperature on rates and process dynamics. *Sci. Total Environ.* **407**, 2557–2564 (2009).
 39. Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I., Tolkou, A. & Airoidi, M. Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. *Sustainability* **9**, 9 (2016).
 40. Mondal, B. & Warith, M. A. USE OF SHREDDED TIRE CHIPS AND TIRE CRUMBS AS PACKING MEDIA IN TRICKLING FILTER SYSTEMS FOR LANDFILL LEACHATE TREATMENT. *Environ. Technol.* **29**, 827–836 (2008).
 41. Horan, N. J., Gohar, H. & Hill, B. Application of a granular activated carbon-biological fluidised bed for the treatment of landfill leachates containing high concentrations of ammonia. *Water Sci. Technol.* **36**, 369–375 (1997).
 42. Welander, U., Henrysson, T. & Welander, T. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology. *Water Res.* **31**, 2351–2355 (1997).
 43. Xiong, J. *et al.* Mature landfill leachate treatment by the MBBR inoculated with biocarriers from a municipal wastewater treatment plant. *Process Saf. Environ. Prot.* **119**, 304–310 (2018).
 44. Nascentes, A. L., Do Nascimento, M. M. P., Brasil, F. D. C., Campos, J. C. & Ferreira, J. A. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico - Aspectos operacionais e microbiológicos. *Rev. Eletrônica TECCEN* **8**, 05 (2016).
 45. Zhang, J., Chua, H. C., Zhou, J. & Fane, A. G. Factors affecting the membrane performance in submerged membrane bioreactors. *J. Memb. Sci.* **284**, 54–66 (2006).
 46. Stephenson, T., Brindle, K., Judd, S. & Jefferson, B. *Membrane bioreactor for*

- wastewater treatment. (IWA Publishing, 2000).
47. Drews, A. Membrane fouling in membrane bioreactors—Characterisation, contradictions, cause and cures. *J. Memb. Sci.* **363**, 1–28 (2010).
 48. Li, H., Zhou, S., Sun, Y., Feng, P. & Li, J. Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. *J. Hazard. Mater.* **172**, 408–415 (2009).
 49. Hua, J. & Zhang, J. Upgrading of a Landfill Leachate Treatment Plant for Capacity Expansion and New Discharge Standards. in *2012 2nd International Conference on Remote Sensing, Environment and Transportation Engineering* 1–4 (IEEE, 2012). doi:10.1109/RSETE.2012.6260801.
 50. Yaman, C. *et al.* Landfill Leachate Treatment: A Case Study for Istanbul City. *CLEAN - Soil, Air, Water* **40**, 706–711 (2012).
 51. Campagna, M., Çakmakçı, M., Büşra Yaman, F. & Özkaya, B. Molecular weight distribution of a full-scale landfill leachate treatment by membrane bioreactor and nanofiltration membrane. *Waste Manag.* **33**, 866–870 (2013).
 52. Bove, D. *et al.* A Critical Review of Biological Processes and Technologies for Landfill Leachate Treatment. *Chem. Eng. Technol.* **38**, 2115–2126 (2015).
 53. Remmas, N., Ntougias, S., Chatzopoulou, M. & Melidis, P. Optimization aspects of the biological nitrogen removal process in a full-scale twin sequencing batch reactor (SBR) system in series treating landfill leachate. *J. Environ. Sci. Heal. Part A* **53**, 847–853 (2018).
 54. Coppini, E., Palli, L., Fibbi, D. & Gori, R. Long-Term Performance of a Full-Scale Membrane Plant for Landfill Leachate Pretreatment: A Case Study. *Membranes (Basel)*. **8**, 52 (2018).
 55. Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A. & Samaras, P. Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere* **53**, 737–744 (2003).
 56. Alfaia, R. G. S. M., Nascimento, M. M. P., Bila, D. M. & Campos, J. C. Coagulation/flocculation as a pretreatment of landfill leachate for minimizing fouling in membrane processes. *Desalin. WATER Treat.* **159**, 53–59 (2019).
 57. Amokrane, A., Comel, C. & Veron, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Res.* **31**, 2775–2782 (1997).
 58. de Almeida, R., Moraes Costa, A., de Almeida Oroski, F. & Carbonelli

- Campos, J. Evaluation of coagulation–flocculation and nanofiltration processes in landfill leachate treatment. *J. Environ. Sci. Heal. Part A* **54**, 1091–1098 (2019).
59. Chen, Y., Liu, C., Nie, J., Luo, X. & Wang, D. Chemical precipitation and biosorption treating landfill leachate to remove ammonium-nitrogen. *Clean Technol. Environ. Policy* **15**, 395–399 (2013).
 60. Calli, B., Mertoglu, B. & Inanc, B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. *Chemosphere* **59**, 819–829 (2005).
 61. Li, X. Z. & Zhao, Q. L. Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment. *Chemosphere* **44**, 37–43 (2001).
 62. Yuan, M.-H., Chen, Y.-H., Tsai, J.-Y. & Chang, C.-Y. Ammonia removal from ammonia-rich wastewater by air stripping using a rotating packed bed. *Process Saf. Environ. Prot.* **102**, 777–785 (2016).
 63. Marttinen, S. ., Kettunen, R. ., Sormunen, K. ., Soimasuo, R. . & Rintala, J. . Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere* **46**, 851–858 (2002).
 64. Cheung, K. C., Chu, L. M. & Wong, M. H. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water. Air. Soil Pollut.* **94**, 209–221 (1997).
 65. Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arıkan, O. & Gomec-Yangin, C. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Manag.* **23**, 441–446 (2003).
 66. Fane, A. G., Wang, R. & Jia, Y. Membrane Technology: Past, Present and Future. in *Membrane and Desalination Technologies* 1–45 (Humana Press, 2011). doi:10.1007/978-1-59745-278-6_1.
 67. Trebouet, D., Schlumpf, J. ., Jaouen, P. & Quemeneur, F. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Res.* **35**, 2935–2942 (2001).
 68. Rautenbach, R. & Mellis, R. Waste water treatment by a combination of bioreactor and nanofiltration. *Desalination* **95**, 171–188 (1994).
 69. Hunce, S. Y., Akgul, D., Demir, G. & Mertoglu, B. Solidification/stabilization of landfill leachate concentrate using different aggregate materials. *Waste*

- Manag.* **32**, 1394–1400 (2012).
70. Talalaj, I. A. & Biedka, P. Impact of concentrated leachate recirculation on effectiveness of leachate treatment by reverse osmosis. *Ecol. Eng.* **85**, 185–192 (2015).
 71. Calabrò, P. S., Gentili, E., Meoni, C., Orsi, S. & Komilis, D. Effect of the recirculation of a reverse osmosis concentrate on leachate generation: A case study in an Italian landfill. *Waste Manag.* **76**, 643–651 (2018).
 72. Robinson, A. Landfill Leachate Treatment. in *MBR 5 - The 5th International Conference on Membrane Bioreactors* 14 (2005).
 73. Zhang, L. *et al.* Environmental and economic assessment of leachate concentrate treatment technologies using analytic hierarchy process. *Resour. Conserv. Recycl.* **141**, 474–480 (2019).
 74. Fioreze, M., Santos, E. P. dos & Schmachtenberg, N. PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS: FUNDAMENTOS E APLICAÇÃO AMBIENTAL. *Rev. Eletrônica em Gestão, Educ. e Tecnol. Ambient.* **18**, (2014).
 75. Geenens, D., Bixio, B. & Thoeye, C. Combined ozone-activated sludge treatment of landfill leachate. *Water Sci. Technol.* **44**, 359–365 (2001).
 76. Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R. & Mota, M. Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *J. Environ. Manage.* **92**, 749–755 (2011).
 77. Gomes, L. P. & Schoenell, E. K. Aplicação de ozônio e de ozônio + peróxido de hidrogênio para remoção de compostos recalcitrantes em lixiviados de aterros sanitários. *Eng. Sanit. e Ambient.* **23**, 113–124 (2018).
 78. Li, W., Zhou, Q. & Hua, T. Removal of Organic Matter from Landfill Leachate by Advanced Oxidation Processes: A Review. *Int. J. Chem. Eng.* **2010**, 1–10 (2010).
 79. Wang, P., Lau, I. W. C., Fang, H. H. P. & Zhou, D. Landfill leachate treatment with combined uasb and fenton coagulation. *J. Environ. Sci. Heal. Part A* **35**, 1981–1988 (2000).
 80. Deng, Y. & Englehardt, J. D. Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. *Waste Manag.* **27**, 380–388 (2007).
 81. Grimm, J., Bessarabov, D. & Sanderson, R. Review of electro-assisted methods

- for water purification. *Desalination* **115**, 285–294 (1998).
82. Ntampou, X., Zouboulis, A. I. & Samaras, P. Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. *Chemosphere* **62**, 722–730 (2006).
 83. Rukapan, W., Khananthai, B., Srisukphun, T., Chiemchaisri, W. & Chiemchaisri, C. Comparison of reverse osmosis membrane fouling characteristics in full-scale leachate treatment systems with chemical coagulation and microfiltration pre-treatments. *Water Sci. Technol.* **71**, 580–587 (2015).
 84. Tizaoui, C., Bouselmi, L., Mansouri, L. & Ghrabi, A. Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. *J. Hazard. Mater.* **140**, 316–324 (2007).
 85. Nakamura, C. Y. Estudos de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais. (Universidade Federal de Viçosa, 2012).
 86. Soares, A. C. P., Pinheiro, C. E. S. C. & Soares, R. Análise da eficácia técnica e ambiental do tratamento de chorume por osmose reversa na central de tratamento de resíduos de São Gonçalo. in *6º Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade* (2017).
 87. 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. *Eng. Sanit. e Ambient.* **16**, 403–410 (2011).
 88. de Lima, J. D., de Carvalho Jr., F. H., Cardillo, L., Nogueira, G. A. B. & Lins, E. A. M. O sistema de tratamento de efluentes líquidos do aterro sanitário de Manaus - Amazônia - Brazil. in *26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* 26 (2011).
 89. Pereira, U. de A. & Costa, R. C. Impactos dos Resíduos Sólidos Urbanos de Manaus. in *XVIII Encontro Nacional de Geógrafos* (2016).
 90. Ramos, J. B. E. Estudo da viabilidade técnica dos processos de georremediação e oxidação úmida para tratamento de percolados de aterros sanitários (chorume da ETP-Muribeca: um estudo de caso). (Universidade Federal do Pernambuco, 2008).

91. Mello, V. F. B., Abreu, J. P. da G., Ferreira, J. M., Juca, J. F. T. & Motta Sobrinho, M. A. da. Variáveis no processo de coagulação /floculação/decantação de lixiviados de aterros sanitários urbanos. *Ambient. e Agua - An Interdiscip. J. Appl. Sci.* **7**, 88–100 (2012).
92. Barrios, R. O lixo domiciliar e seu destino na cidade de Rio Claro - SP. in *I Encontro de Geógrafos da América Latina* (1987).
93. Souza, P. A., Lucena, F. M. C., Takada, C. R. da S., de Sousa, F. P. & Picanço, A. P. Monitoramento da eficiência de tratamento do chorume do aereo sanitário de Palmas-TO utilizando lagoas de estabilização. in *26° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* (2011).
94. Rigueti, P. F. *et al.* Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. *Ambient. e Agua - An Interdiscip. J. Appl. Sci.* **10**, (2015).
95. Mannarino, C. F., Ferreira, J. A., Campos, J. C. & Ritter, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). *Eng. Sanit. e Ambient.* **11**, 108–112 (2006).
96. Cunha, C. E. S. C. P. da, Ritter, E. & Ferreira, J. A. O uso de indicadores de desempenho na avaliação da qualidade operacional dos aterros sanitários do estado do Rio de Janeiro no triênio 2013-2015. *Eng. Sanit. e Ambient.* **25**, 345–360 (2020).
97. Soares, A. C. P., Pinehrio, C. E. S. C. & Soares, R. Análise da eficácia técnica e ambiental do tratamento de chorume por osmose reversa na central de tratamento de resíduos de São Gonçalo, RJ. in *6° Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade* 10 (2017).
98. Welander, U., Henrysson, T. & Welander, T. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Res.* **32**, 1564–1570 (1998).
99. Canziani, R. *et al.* Effect of oxygen concentration on biological nitrification and microbial kinetics in a cross-flow membrane bioreactor (MBR) and moving-bed biofilm reactor (MBBR) treating old landfill leachate. *J. Memb. Sci.* **286**, 202–212 (2006).
100. Silva, N. C. M., Moravia, W. G., Amaral, M. C. S. & Figueiredo, K. C. S.

- Evaluation of fouling mechanisms in nanofiltration as a polishing step of yeast MBR-treated landfill leachate. *Environ. Technol.* **40**, 3611–3621 (2019).
101. Hasar, H. *et al.* Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. *J. Hazard. Mater.* **171**, 309–317 (2009).
 102. Zhang, J., Xiao, K. & Huang, X. Full-scale MBR applications for leachate treatment in China: Practical, technical, and economic features. *J. Hazard. Mater.* **389**, 122138 (2020).
 103. Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R. & Mota, M. Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate. *J. Hazard. Mater.* **182**, 730–734 (2010).
 104. Zolfaghari, M. *et al.* Landfill leachate treatment by sequential membrane bioreactor and electro-oxidation processes. *J. Environ. Manage.* **184**, 318–326 (2016).
 105. Fudala-Ksiazek, S., Pierpaoli, M. & Luczkiewicz, A. Efficiency of landfill leachate treatment in a MBR/UF system combined with NF, with a special focus on phthalates and bisphenol A removal. *Waste Manag.* **78**, 94–103 (2018).
 106. Amaral, M. C. S. *et al.* Pilot aerobic membrane bioreactor and nanofiltration for municipal landfill leachate treatment. *J. Environ. Sci. Heal. Part A* 1–10 (2016) doi:10.1080/10934529.2016.1159874.
 107. Anfruns, A. *et al.* Coupling anammox and advanced oxidation-based technologies for mature landfill leachate treatment. *J. Hazard. Mater.* **258–259**, 27–34 (2013).
 108. Zhang, J., Wu, X., Qiu, D., Mao, J. & Zhang, H. Pilot-scale in situ treatment of landfill leachate using combined coagulation–flocculation, hydrolysis acidification, SBR and electro-Fenton oxidation. *Environ. Technol.* **40**, 2191–2200 (2019).
 109. Wang, X., Chen, S., Gu, X. & Wang, K. Pilot study on the advanced treatment of landfill leachate using a combined coagulation, fenton oxidation and biological aerated filter process. *Waste Manag.* **29**, 1354–1358 (2009).
 110. Ribera-Pi, J. *et al.* Decreasing environmental impact of landfill leachate treatment by MBR, RO and EDR hybrid treatment. *Environ. Technol.* 1–15 (2020) doi:10.1080/09593330.2020.1734099.

111. Cingolani, D., Fatone, F., Frison, N., Spinelli, M. & Eusebi, A. L. Pilot-scale multi-stage reverse osmosis (DT-RO) for water recovery from landfill leachate. *Waste Manag.* **76**, 566–574 (2018).
112. Šir, M. *et al.* The effect of humic acids on the reverse osmosis treatment of hazardous landfill leachate. *J. Hazard. Mater.* **207–208**, 86–90 (2012).
113. Chen, S., Sun, D. & Chung, J.-S. Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic–aerobic moving-bed biofilm reactor system. *Waste Manag.* **28**, 339–346 (2008).
114. Klimiuk, E. & Kulikowska, D. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. *Waste Manag.* **26**, 1140–1147 (2006).
115. Campos, F., Bueno, R. de F. & Piveli, R. P. Influence of Landfill Leachate on Organic Matter Removal in Activated Sludge and Activated Sludge with Carrier Processes. *Brazilian Arch. Biol. Technol.* **63**, (2020).
116. Reis, B. G. *et al.* Organic compounds removal and toxicity reduction of landfill leachate by commercial bakers' yeast and conventional bacteria based membrane bioreactor integrated with nanofiltration. *Waste Manag.* **70**, 170–180 (2017).