

III-956 - APLICAÇÃO DA DESTILAÇÃO POR MEMBRANA PARA REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Fábio Sergio Lima Brito ⁽¹⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental formado pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Mestrando pelo Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (PPG-SMARH) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Samuel Pereira Costa ⁽²⁾

Bacharelado em Engenharia Química pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC Minas). Bolsista de Iniciação Científica (IC) pela Fundação Christiano Ottoni (FCO).

Miriam Cristina Santos Amaral ⁽³⁾

Engenheira química pela UFMG, mestre e doutora em Meio Ambiente pelo Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Professora associada do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA).

Lisete Celina Lange ⁽⁴⁾

Bacharel em Química pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutora em Tecnologia Ambiental pelo Queen Mary and Westfield College, e Mestre em Tecnologia Ambiental, Imperial College, London University, Inglaterra. Professora Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA).

Endereço⁽¹⁾: Av. Antônio Carlos, 6627 - Campus Pampulha - Belo Horizonte - MG - CEP: 31270-010 - Brasil - e-mail: fabibrito@ufmg.br

RESUMO

Este trabalho objetivou aplicar a destilação assistida por membranas na remoção e recuperação de nitrogênio amoniacal oriundo do lixiviado de aterro sanitário. O estudo foi sendo realizado em três etapas: (I) amostragem e caracterização do lixiviado proveniente da Central de Tratamento de Resíduos (CTR) Macaúbas, em Sabará-MG; (II) montagem do aparato experimental que consistiu em um módulo de membrana para recuperação e remoção da amônia; e (III) avaliação do desempenho do sistema. Os resultados da caracterização físico-química do lixiviado apontaram uma alta concentração de nitrogênio amoniacal $2.528 \pm 212 \text{ mg/L}^{-1}$ que foi efetivamente removido com 99,56% de eficiência do processo, enquanto a recuperação alcançou percentual de 78,13% na condição operacional de pH 12 e temperatura de 35°C. Portanto, a recuperação de nutrientes do lixiviado é uma alternativa viável, uma vez que essa substância química apresenta grande potencial econômico no mercado de fertilizantes, além de que pode minimizar a exploração dos recursos naturais e o impacto ambiental relacionado à sua extração e fabricação.

PALAVRAS-CHAVE: Lixiviado de Aterro Sanitário, Destilação por Membrana, Recuperação de nutrientes, Amônia.

INTRODUÇÃO

A produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) tem aumentado de forma inexorável em todo o mundo. Nesse sentido, no gerenciamento dos resíduos, o método de disposição mais aplicado é o aterro sanitário por ser considerado uma técnica ambientalmente adequada, uma vez que gera menos impactos ambientais, quando comparado com outras formas de destinação como o aterro controlado e o lixão a céu aberto (BRITO et al., 2019; MADON et al., 2019; VOSS et al., 2021).

Todavia, no processo de aterramento dos RSU existe a formação do lixiviado, o qual é um efluente recalcitrante, tóxico e que apresenta em sua característica alta carga poluidora. Em virtude da grande quantidade de poluentes presentes nas suas características, o lixiviado de aterro (LA) é considerado um efluente altamente complexo de se tratar, pois o alto potencial poluidor resulta em grandes problemas socioambientais, como a poluição do solo, das águas superficiais e subterrâneas, além dos riscos à saúde humana (CHENG et al., 2021; ANGELUCCI et al., 2022).

Além disso, a composição do lixiviado é bastante heterogênea, pois apresenta diversos contaminantes, tais como: compostos orgânicos, inorgânicos, halogenados, xenobióticos, organismos biológicos, metais pesados, sais inorgânicos, ácidos graxos voláteis, micropoluentes e altas concentrações de amônia (LUO et al., 2020; LINDAMULLA et al., 2022; PINPATTHANAPONG et al., 2022). Nesse sentido, o lixiviado bruto estabilizado apresenta compostos persistentes e amônia de 1.000–13.000 mg/L (KURNIAWAN et al., 2021; AKINDELE; SARTAJ, 2018; NAIR et al., 2014). Estima-se que até 2050 a poluição ambiental provocada pelo excesso de nitrogênio nas matrizes ambientais chegue até 232 Tg, ou seja, 232 milhões de toneladas (BODIRSKY et al., 2014).

Nesse sentido, uma alternativa promissora seria a recuperação de subprodutos oriundos do LA, como a amônia, pois este processo está relacionado à economia circular e a valorização ambiental. Segundo Kurniawan et al., (2021), a recuperação de recursos proveniente do LA é uma nova tendência para construção de um caminho sustentável dentro das técnicas de tratamentos de resíduos.

Nesse contexto, os processos de separação por membranas (PSM), vem sendo empregado para recuperação de subprodutos provenientes das águas residuais, contribuindo para valorização da matéria prima (KAVITHA et al., 2022; LI et al., 2021). Dentre eles, surge a destilação por membrana de contato direto (DMCD) que é uma tecnologia que pode apresentar um elevado potencial para recuperação de amônia (ZICO et al., 2021; YAN et al., 2022).

Portanto, o objetivo geral deste trabalho foi analisar a aplicação da destilação por membrana por membrana de contato direto (DMCD) para remoção e recuperação da amônia oriunda do lixiviado de aterro sanitário.

MATERIAIS E MÉTODOS

Amostragem e Caracterização da Área de Estudo

As amostras de lixiviado foram coletadas no tanque de equalização da Central de Tratamento de Resíduos (CTR) de Macaúbas, em Sabará, Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), no Estado de Minas Gerais (MG). O empreendimento fica situado na Rodovia MG-05 s/n, km 8,1 e ocupa uma área de 400 hectares e recebe 2,8 mil toneladas de resíduos por dia e gera 25 m³/hora de lixiviado. O empreendimento distancia-se a 22 km da Capital que é a cidade de Belo Horizonte e as coordenadas geográficas do aterro são: latitude: 19°51'15.77"S e longitude: 43°50'40.85"O (Figura 1).

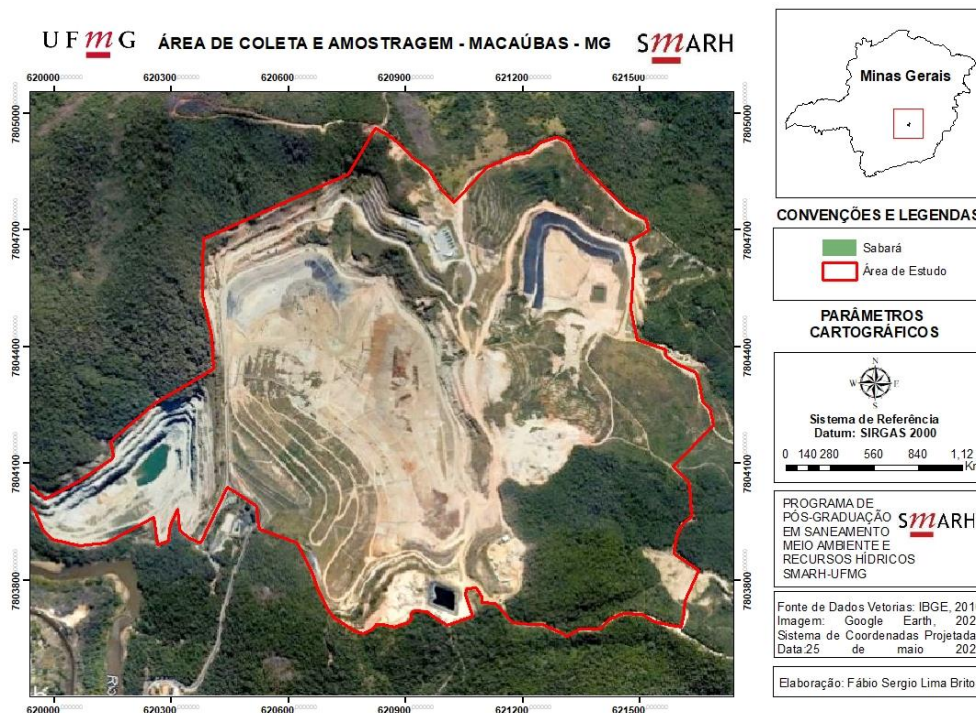


Figura 1: Mapa de localização do aterro sanitário de Macaúbas, Sabará-MG

Métodos Analíticos

A caracterização das amostras do lixiviado foram realizadas por meio de ensaios físico-químicos, em que os parâmetros foram: pH (4500H-B), condutividade elétrica (2510-B), turbidez (2130-B), sólidos totais fixos-STF (2540 E), sólidos totais voláteis-STV (2540 E), cor aparente (2120-C), Demanda Química Oxigênio (DQO total) - (5220 C), nitrogênio amoniacal (4500-NH3-C), alcalinidade (2320 B), cloreto (4500-Cl-B), foram realizadas seguindo as recomendações da Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017) e as substâncias húmicas foi realizada pelo método de Frolund et al., (1995).

Já as amostras de carbono orgânico total-COT (5310 B) foram analisadas mediante o equipamento (TOC-VCPN, Shimadzu, Kyoto, Japão), enquanto o sulfato (4500-SO42 -D) foi feito por meio de cromatografia iônica (4110 - cromatografia iônica Dionex ICS-1000, equipada com coluna tipo IonPac AS22 e IonPac CS12A).

Aparato experimental e condições operacionais

O sistema DCMD em escala de bancada consistiu em um módulo de membrana na posição vertical, dois tanques: um para alimentação e outro para o permeado, duas bombas de circulação, dois medidores de vazão para controle das fases líquidas, dois termômetros e duas válvulas de amostragem, conforme a Figura 2:

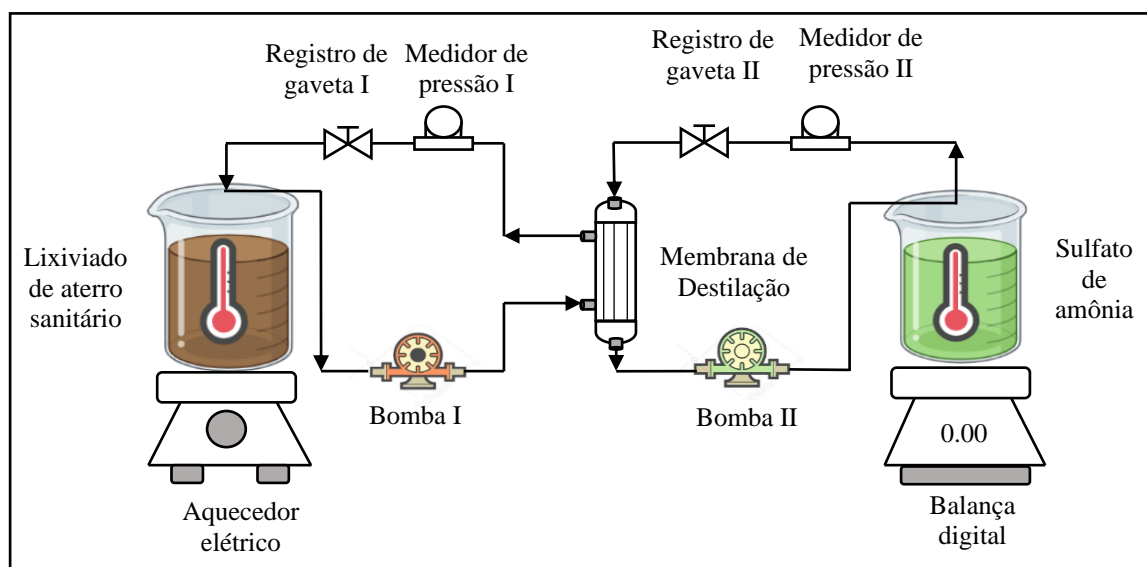


Figura 2: Desenho esquemático do sistema de destilação de amônia assistida por membranas

Para a realização dos ensaios, o tanque de alimentação foi preenchido com 2L de lixiviado bruto e o pH e a temperatura foram ajustados conforme valores dispostos na (Tabela 1). No tanque de permeado foi adicionada uma solução de ácido sulfúrico com volume também de 2L. Vale ressaltar, que para a correção do pH da alimentação foi utilizado NaOH hidróxido de sódio (1 M) enquanto no destilado usou-se ácido sulfúrico H₂SO₄ (1 M).

O lixiviado bruto foi bombeado até o módulo da membrana onde escoou pelo casco de forma ascendente, enquanto a solução ácida circulou pelo lado do lúmen, no interior das fibras da membrana, de forma descendente. O sistema foi executado de modo contracorrente, de forma que a alimentação e o permeado pudessem fluir em direções opostas e tangencialmente à membrana com uma vazão de 0,5 L/min⁻¹ e operacionalizado por 4 horas.

Tabela 1: Condições Operacionais do sistema de destilação por membrana para remoção e recuperação de amônia

Ensaio	pH	Temperatura (°C)
1	7,17	45
2	8	35

3	10	45
4	12	35

Uma membrana comercial da marca minimodule X50 da LiquiCel® (1.0 x 5.5) foi utilizada e suas características estão detalhadas na Tabela 2, conforme especificações do fabricante:

Tabela 2: Características do módulo de membranas utilizada para recuperação e remoção de amônia

Características	Unidade	Especificações
Tipo de membrana		Fibra oca
Material do casco do módulo		Polycarbonato (PC)
Material da membrana		Polipropileno (PP)
Área superficial da membrana	m ²	0,18
Nº de fibras		2.300
Diâmetro interno da fibra	nm	0,22
Diâmetro externo da fibra	nm	0,30
Comprimento do módulo	cm	17,8
Porosidade	%	40

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário

Na Tabela 3, estão dispostos os dados referentes à estatística descritiva da caracterização físico-química do lixiviado de aterro sanitário.

Tabela 3. Caracterização do lixiviado de aterro sanitário (n=3)

Parâmetro	Unidade	Mínimo	Média ± Desvio Padrão	Mediana	Máximo
pH	-	8,10	8,47 ± 0.32	8,64	8,66
Condutividade	mS/cm ⁻¹	17,45	18,03 ± 0.51	18,24	18,41
Temperatura	°C	42	43 ± 1	43	44
Turbidez	NTU	158	167 ± 12	162	180
ST	mg/L ⁻¹				
SFT	mg/L ⁻¹	13.854	14.354 ± 499	14.353	14.853
SVT	mg/L ⁻¹	738	746 ± 6.54	748	750
Cor Aparente	PtCo	7.380	8.372 ± 1.553	7.575	10.162
DQO	mg.O ₂ /L ⁻¹	7.358	8.239 ± 768	8.595	8.764
COT	mg/L ⁻¹	2.319	2.662 ± 456	2.488	3.179
Nitrogênio Amoniacal	mg/L ⁻¹	2.243	2.528 ± 212	2.329	2.564
Alcalinidade Total	mg.CaCO ₃ /L ⁻¹	14.000	15.200 ± 1.743	14.400	17.200
Substâncias Húmicas	mg/L ⁻¹	3.225	3.371 ± 126	3.442	3.445
Fósforo	mg/L ⁻¹	196	295 ± 57	281.39	357.14
Cloretos	mg/L ⁻¹	3.149	3.677 ± 496	3.748	4.134
Sulfato	mg/L ⁻¹	97	205.75 ± 140	156	364
Ferro	mg/L ⁻¹	25,74	29,09 ± 2,9	30,72	30,81

Ao analisar os valores dispostos da Tabela 3, observou-se que a faixa de pH foi alcalina com variação média de 8,47±0.32, isso ocorre devido à diminuição da concentração de ácidos graxos voláteis parcialmente ionizados que estão sendo consumidos pelas bactérias produtoras de metano (HUSSEIN et al., 2019).

A condutividade elétrica mostrou-se bastante expressiva 18,03 ± 0.51 mS/cm⁻¹ e essa variável está relacionada de forma diretamente proporcional com a concentração de sólidos dissolvidos totais (TDS), devido à presença

de sais que se estiverem em altas concentrações revelam a predominância de partículas inorgânicas no lixiviado (SILVA et al., 2016; BAETTKER et al., 2020).

Além disso, a temperatura do lixiviado $43 \pm 1^\circ\text{C}$ também é um fator importante, uma vez que conforme esse parâmetro aumenta, maiores são as atividades biológicas de decomposição da fração orgânica dos resíduos (DEMIRBILEK et al., 2013). A alta turbidez do lixiviado de 167 ± 12 NTU indica a presença do alto teor de matéria orgânica na forma solúvel (NOR NAZRIEZA et al., 2015).

A concentração de sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (SFT) e sólidos voláteis totais (SVT) representa o grau de mineralização da composição da matéria orgânica, seja ela formada por sais orgânicos ou inorgânicos (LINDAMULLA et al., 2022). Já a cor de 8.372 ± 1.553 PtCo do lixiviado está relacionada à presença de substâncias húmicas, que conferem características recalcitrantes ao efluente (CHEIBUB et al., 2014).

A concentração da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi de 8.239 ± 768 mg/L⁻¹, e esta é uma medida indireta da matéria orgânica refratária responsável pela poluição dos corpos hídricos superficiais. O Carbono Orgânico Total (COT) foi de 2.662 ± 456 mg/L⁻¹ e serviu para quantificar o quanto de carbono orgânico pode ser liberado na forma de CO₂ após oxidação da matéria orgânica presente no lixiviado (MORAVIA et al., 2011).

Nesse aspecto, o nitrogênio amoniacal obteve concentração de 2.528 ± 212 mg/L⁻¹, sendo que a forma de amônio (NH₄⁺) é a principal espécie de nitrogênio encontrado no lixiviado, pois a elevada atividade microbiológica ocorrida nas células do aterro de resíduos promove a conversão do nitrogênio orgânico de 4,8 a 11,2% em nitrogênio amoniacal, responsável por 89 a 95% do nitrogênio total presente no LL (ZHAO et al., 2017).

A alcalinidade de 15.200 ± 1.743 mg/L⁻¹ é proveniente dos processos de biodegradação da matéria orgânica que produzem uma quantidade significativa de bicarbonato, que representa o dióxido de carbono dissolvido, que também é o principal componente da alcalinidade (NAVEEN et al., 2017).

Ademais, o lixiviado apresentou elevadas concentrações de substâncias húmicas com variação média de 3.371 ± 126 mg/L⁻¹, o que pode inibir o processo de tratamento biológico (DÍAZ, 2022; YE et al., 2019). Isso ocorre, porque a sua composição é rica em ácido húmico e fúlvico, além da presença de outros compostos orgânicos refratários com peso molar relativamente altos.

O fósforo total obteve variação média entre 295 ± 57 mg/L⁻¹ apresentando altas concentrações e está presente no lixiviado devido a falhas no gerenciamento dos resíduos, uma vez que as embalagens de detergentes é a principal origem deste contaminante. Romero et al (2013), encontrou em sua pesquisa alto teor de fósforo de 1778 mgPL⁻¹. Portanto, pode provocar eutrofização dos corpos hídricos superficiais.

O alto teor de cloreto com 3.677 ± 496 mg/L⁻¹ na amostra de lixiviado reflete a presença de uma quantidade significativa de sais solúveis (NAVEEN et al., 2017). Já o sulfato 205.75 ± 140 mg/L⁻¹ é proveniente principalmente da decomposição da matéria orgânica, dos resíduos de construção civil e dos detergentes sintéticos (NAVEEN et al., 2017).

Remoção e Recuperação de Amônia (NH₃)

Ao analisar os dados dispostos na Figura 3, observou-se que todos os ensaios alcançaram alto percentual de remoção de NH₃, porém alguns testes obtiveram melhores desempenhos que foram nos ensaios de (pH 12, T = 35° C) com 100% de remoção e (pH 8, T = 35° C) com 98,59%. Nesse sentido, o (pH 7,17, T = 45 °C) apresentou eficiência de 97,65% e (pH 10, T = 45° C) de 89,41%.

Nesse contexto, apesar dos altos índices de remoção, faz-se necessário analisar o atendimento à legislação Estadual que é a Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 08/2022. Já a nível nacional é regimentada pela Resolução do Conselho de Meio Ambiente CONAMA 430/2011 que dispõe sobre os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Vale ressaltar, que as concentrações residuais de NH_3 no concentrado foram: (pH 7,17, T= 45 °C) de 56 mg/L, (pH 8, T= 35° C) de 33,6 mg/L, (pH 10, T= 45° C) de 16,8 mg/L e (pH 12, T= 35° C) de 11,2 mg/L. Portanto, observou-se que duas condições operacionais atenderam aos padrões de lançamento de efluentes, o que favorece a implantação da tecnologia em escala real.

O teste de Kruskal-Wallis confirmou que houve diferença significativa entre as remoções de NH_3 ($p < 0,001$) em virtude do aumento do pH que contribuiu para a volatilização da amônia. Vale ressaltar, que a integração do uso da DCMD pode ser utilizada como pré ou pós-tratamento independente das técnicas já empregadas para remoção de NH_3 no aterro sanitário.

Na pesquisa de Zico et al., (2021), foi analisada a destilação por membrana acoplada a um sistema de energia solar para o aquecimento do efluente da alimentação. Os resultados revelaram que em condições ótimas de (pH 10,8, T = 43 °C) foi possível remover 98% de NH_3 . A medição de temperatura desta pesquisa alcançou 43 °C, portanto, o calor residual do lixiviado pode ser utilizado para diminuir custos com o aquecimento da alimentação do sistema.

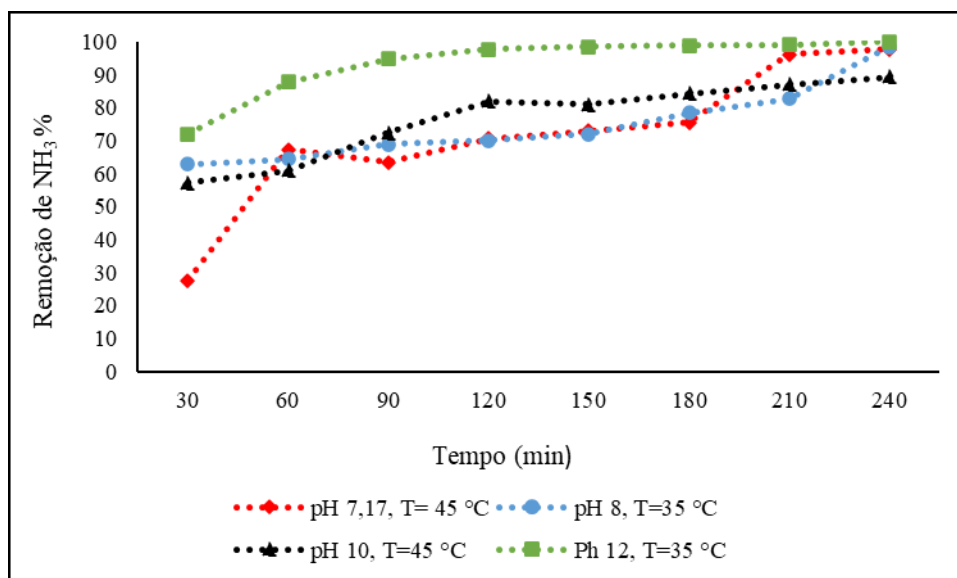


Figura 3: Percentual de remoção da amônia no lixiviado de aterro.

Por intermédio da Figura 4, é possível observar o percentual de recuperação de amônia (NH_3) em cada um dos ensaios realizados. Nesse sentido, notou-se que a condição (pH 7,17, T= 45 °C) obteve valor de recuperação de 23,30% ao final do teste de 4 horas. O ensaio de (pH 8, T= 35° C) também apresentou baixa taxa de recuperação, 25,42%. Já o teste de (pH 10, T = 45° C) alcançou valor de 78,84%, assim como, o ensaio de (pH 12, T = 35° C) com 78,13%. Esses resultados mostram que à medida que o pH muda da condição neutra para alcalina, maiores são os percentuais de recuperação da amônia.

O teste Kruskal-Wallis para comparações de múltiplas amostras foi aplicado para obter maior confiabilidade dos dados, e verificou-se que houve diferença significativa entre as eficiências dos ensaios realizados ($p < 0,001$), corroborando que efeito do pH foi de fundamental importância para a recuperação de amônia nos testes realizados na DCMD.

Qin et al., (2016), ao analisar um sistema integrado de osmose direta (FO) acoplado à célula de eletrólise microbiana (MEC) para recuperação de nitrogênio oriundo do lixiviado, encontrou uma taxa de recuperação de 15,45% em (pH 10, T= 20 °C). Portanto, os valores encontrados neste estudo foram superiores aos reportados na literatura, o que favorece a tecnologia de destilação por membrana de contato direto.

Nesse sentido, Yan et al., (2022), investigou a incrustação da MD no tratamento de lixiviado sob diferentes condições de pH e observou que fluxo de vapor reduziu em 70% sob pH = 9,0 devido à incrustação inorgânica da membrana por magnésio (Mg), cálcio (Ca) e fósforo (P). Nesse sentido, é possível inferir que a taxa de

recuperação completa da amônia, desta pesquisa, não pôde ser alcançada em virtude da incrustação da membrana, uma vez que o efluente da alimentação não foi totalmente recuperado.

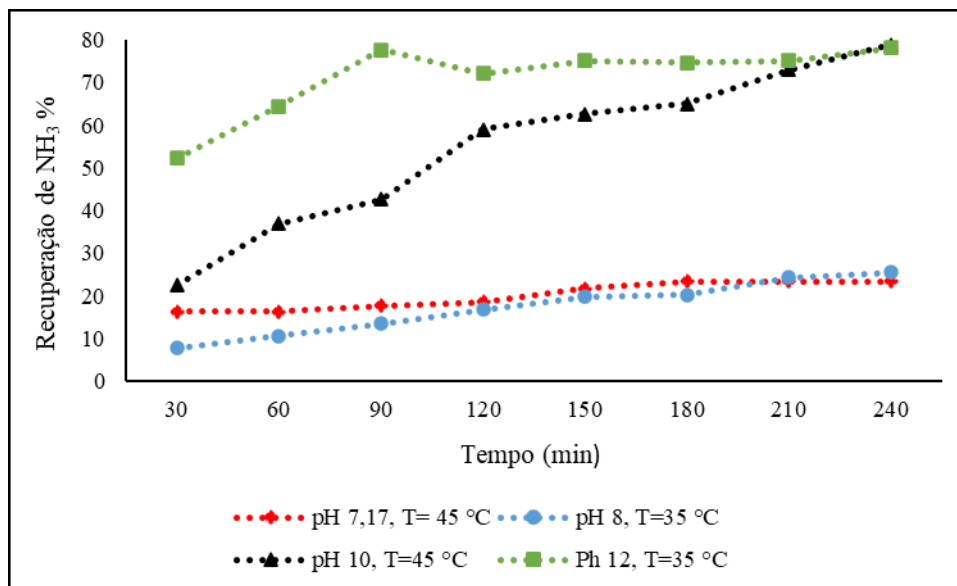


Figura 4: Percentual de recuperação da amônia no lixiviado de aterro.

CONCLUSÕES

A caracterização do lixiviado permitiu identificar uma grande quantidade de poluentes refratários que são gerenciados podem ocasionar significativos impactos ambientais. Nesses contaminantes, estão presentes o alto teor de amônia, sendo este um poluente persistente, mas que pode ser recuperado como um subproduto agregado de valor econômico.

Nesse sentido, observou-se que para remoção de amônia altas taxas foram obtidas, mas apenas duas condições atenderam a legislação estadual e nacional. Com relação a recuperação de amônia, duas condições operacionais apresentaram percentuais satisfatórios, apontando, assim, a viabilidade técnica da implantação da tecnologia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANGELUCCI, D. M.; DONATI, E.; TOMEI, M. Concetta. Extractive membrane bioreactor to detoxify industrial/hazardous landfill leachate and facilitate resource recovery. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 806, p. 150892, fev. 2022. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150892>>. Acesso em: 08 abr. 2022.
2. BAETTKER, E. C.; KOZAK, C.; KNAPIK, H. G; AISSE, M. M. Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. **Chemosphere**, [S.L.], v. 251, p. 126414, jul. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126414>>. Acesso em: 02 jan. 2022.
3. BODIRSKY, B.L.; POPP, A.; LOTZE-CAMPEN, H.; DIETRICH, J.P.; ROLINSKI, S.; WEINDL, I.; SCHMITZ, C.; MÜLLER, C.; BONDSCH, M.; HUMPHENÖDER, F. BIEWALD, A.; Stevanovic, M. Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. **Nat Commun**, v. 5, p. 3858, may 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/ncomms4858>>. Acesso em: 18 jul. 2022.
4. BRITO, F. S. L.; PIMENTEL, B. A.; MORAIS, M. S.; ROSÁRIO, K. K. L.; CRUZ, R. H. R. Impactos socioambientais provocados por um vazadouro a céu aberto: uma análise no distrito de Marudá/PA. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.10, n.5, p.128-139, 2019.
5. CHEIBUB, A. F.; CAMPOS, J. C.; FONSECA, F. V. da. Removal of COD from a stabilized landfill leachate by physicochemical and advanced oxidative process. **Journal Of Environmental Science And**

- Health, Part A**, [S.L.], v. 49, n. 14, p. 1718-1726, 16 out. 2014. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2014.951259>>. Acesso em: 11 abr. 2021.
6. CHEIBUB, A. F.; CAMPOS, J. C.; FONSECA, F. V. da. Removal of COD from a stabilized landfill leachate by physicochemical and advanced oxidative process. *Journal Of Environmental Science And Health, Part A*, [S.L.], v. 49, n. 14, p. 1718-1726, 16 out. 2014. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1080/10934529.2014.951259>>. Acesso em: 15 jan. 2023.
7. CHENG, S. Y.; SHOW, PL; JUAN, J. C.; CHANG, J-S; LAU, B. F.; LAI, S. H; NG, E. P.; YIAN, H. C; LING, T. C. Landfill leachate wastewater treatment to facilitate resource recovery by a coagulation-flocculation process via hydrogen bond. *Chemosphere*, [S.L.], v. 262, p. 127829, jan. 2021. Disponível em:< <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127829>>. Acesso em: 08 fev. 2022.
8. Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. **Deliberação normativa conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 21 de novembro de 2022**. Disponível em:< <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521>>. Acesso em: 08 dez. 2022.
9. COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. S. M de.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal Of Environmental Management*, [S.L.], v. 232, p. 110-116, fev. 2019. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>>. Acesso em: 10 abr. 2022.
10. DEMIRBILEK, D.; ÖNAL, A. Ö.; DEMIR, V.; USLU, G.; ARSLANOGLU-ISdK, H. Characterization and pollution potential assessment of Tunceli, Turkey municipal solid waste open dumping site leachates. *Environmental Monitoring And Assessment*, [S.L.], v. 185, n. 11, p. 9435-9449, 1 jun. 2013. Disponível em:< <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3263-7>>. Acesso em 20 fev. 2023.
11. DÍAZ, A. I; LACA, A.; DÍAZ, M. Approach to a fungal treatment of a biologically treated landfill leachate. *Journal Of Environmental Management*, [S.L.], v. 322, p. 116085, nov. 2022. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116085>>. Acesso em: 07 nov. 2022.
12. HUSSEIN, M.; YONEDA, K.; ZAKI, Z. M.; OTHMAN, N.; AMIR, A. Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, [S.L.], v. 12, p. 100232, dez. 2019. Disponível em:<<https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100232>>. Acesso em: 02 jan. 2022.
13. KURNIAWAN, T. A.; SINGH, D; AVTAR, R.; OTHMAN, M. H. D.; HWANG, G. H; ALBADARIN, A. B.; REZAKAZEMI, M.; SETIADI, T.; SHIRAZIAN, S. Resource recovery from landfill leachate: an experimental investigation and perspectives. *Chemosphere*, [S.L.], v. 274, p. 129986, jul. 2021. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129986>>. Acesso em: 20 dez. 2021.
14. LINDAMULLA, L.; NANAYAKKARA, N; OTHMAN, M; JINADASA, S; HERATH, G. Municipal Solid Waste Landfill Leachate Characteristics and Their Treatment Options in Tropical Countries. *Curr Pollution*, p. 2198-6592, may. 2022. Disponível em:<<https://doi.org/10.1007/s40726-022-00222-x>>. Acesso em: 12 abr. 2022.
15. LINDAMULLA, L.; NANAYAKKARA, N; OTHMAN, M; JINADASA, S; HERATH, G. Municipal Solid Waste Landfill Leachate Characteristics and Their Treatment Options in Tropical Countries. *Curr Pollution*, p. 2198-6592, may. 2022. Disponível em:<<https://doi.org/10.1007/s40726-022-00222-x>>. Acesso em: 12 abr. 2022.
16. 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. *Science Of The Total Environment*, [S.L.], v. 703, p. 135468, fev. 2020. Disponível em:<<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>>. Acesso em: 12 dez. 2021.
17. MADON, I.; DREV, D.; LIKAR, J. Long-term risk assessments comparing environmental performance of different types of sanitary landfills. *Waste Management*, [S.L.], v. 96, p. 96-107, ago. 2019. Elsevier BV. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.001>>. Acesso em: 20 mar. 2022.
18. MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Avaliação da microfiltração para remoção do lodo gerado no processo oxidativo avançado empregando o reagente de Fenton no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.L.], v. 16, n. 4, p. 379-386, dez. 2011. Disponível em:< <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400009>>. Acesso: 10 out 2021.
19. NAVEEN, B.P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T.G.; SIVAPULLAIAH, P.V.; RAMACHANDRA, T.V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, [S.L.], v. 220, p. 1-12, jan. 2017. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>>. Acesso em: 12 jan. 2023.

20. NOR NAZRIEZA, M.S.; SITI ROHANA, K.Y.; SUBRAMANIAM, K.; H. H.; AMIR H.A. Characterization of leachate from Panchang Bedena Landfill, Batang Padang Landfill and Matang Landfill: a comparative study. **Malaysian Journal of Science** [S.L.], v. 34, p. 69-77, 2015. Disponível em:< <https://ejournal.um.edu.my/index.php/MJS/article/download/6607/4294/14297>>. Acesso em 10 mar.2023.
21. PINPATTHANAPONG, K.; PANICHNUMSIN, P.; PHALAKORNKULE, C.; PHATTARAPATTAMAWONG, S.; TREESUBSUNTORN, C.; BOONAPATCHAROEN, N.; KETBUPPHA, K.; PHANWILAI, S.; BOONNORAT, J. Propionate-cultured sludge bioaugmentation to enhance methane production and micropollutant degradation in landfill leachate treatment. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 355, p. 127241, jul. 2022. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127241>>. Acesso em: 12 set. 2022.
22. ROMERO, C.; RAMOS, P.; COSTA, C.; MÁRQUEZ, M. Carmen. Raw and digested municipal waste compost leachate as potential fertilizer: comparison with a commercial fertilizer. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 59, p. 73-78, nov. 2013. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.06.044>>. Acesso em: 10 jan. 2023.
23. SILVA, T. F.C.V.; FONSECA, A.; SARAIVA, I.; BOAVENTURA, R. A.R.; VILAR, V. J.P. Scale-up and cost analysis of a photo-Fenton system for sanitary landfill leachate treatment. **Chemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 283, p. 76-88, jan. 2016. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.07.063>>. Acesso em: 18 dez. 2022.
24. VOSS, R.; LEE, R. P.; SEIDL, L.; KELLER, F.; FRÖHLING, M. Global warming potential and economic performance of gasification-based chemical recycling and incineration pathways for residual municipal solid waste treatment in Germany. **Waste Management**, [S.L.], v. 134, p. 206-219, out. 2021. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.040>>. Acesso em: 20 abr. 2022.
25. YAN, Z.; LU, Z.; CHEN, X.; JIANG, Y.; HUANG, Z.; LIU, L.; FAN, G.; CHANG, H.; QU, F.; LIANG, H. Membrane distillation treatment of landfill leachate: characteristics and mechanism of membrane fouling. **Separation And Purification Technology**, [S.L.], v. 289, p. 120787, maio 2022. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120787>>. Acesso em: 11 set. 2022.
26. YE, W.; LIU, H.; JIANG, M.; LIN, J.; YE, K.; FANG, S.; XU, Y.; ZHAO, S.; BRUGGEN, B. V. D.; HE, Z. Sustainable management of landfill leachate concentrate through recovering humic substance as liquid fertilizer by loose nanofiltration. **Water Research**, [S.L.], v. 157, p. 555-563, jun. 2019. Disponível em:< <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.060>>. Acesso em: 07 jun. 2022.
27. ZHAO, R.; GUPTA, A.; NOVAK, J. T.; GOLDSMITH, C. D. Evolution of nitrogen species in landfill leachates under various stabilization states. **Waste Management**, [S.L.], v. 69, p. 225-231, nov. 2017. Disponível em:<<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.041>>. Acesso em: 20 jan. 2022.
28. ZICO, M. M.; RICCI, B. C.; REIS, B. G.; MAGALHÃES, N.C.; AMARAL, M.C. Sustainable ammonia resource recovery from landfill leachate by solar-driven modified direct contact membrane distillation. **Separation and Purification Technology**, v. 264, p. 118356, jun. 2021. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118356>>. Acesso em: 11 fev. 2022.