

III-435 - UTILIZAÇÃO DE BIOCARVÃO PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAAL DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Victória Regina Celso Monteiro ⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Doutoranda em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Luciane Lemos do Prado ⁽²⁾

Tecnóloga em Química Ambiental pela Universidade Federal Tecnológica do Paraná (UTFPR). Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo (UFPR). Coordenadora do LABEAM – Laboratório de Engenharia Ambiental Prof. Francisco Borsari Netto do Departamento de Hidráulica e Saneamento do Setor de Tecnologia da UFPR.

Bruna Marques dos Santos ⁽³⁾

Bolsista de Iniciação Científica (IC) e Graduanda em Engenharia de Produção pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Maria Cristina Borba Braga ⁽⁴⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Bioquímica pela Universidade Federal do Paraná. Doutora em Environmental Technology pelo Imperial College of Science, Technology and Medicine da Universidade de Londres. Professora do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Endereço⁽¹⁾: Rua Coronel Francisco Heráclito dos Santos, 350. Bloco 5 – DHS – Centro Politécnico – Jardim das Américas – Curitiba – PR – CEP: 81.531-900 – Brasil - Tel: (41) 3361-3143 - e-mail: victoriarcmonteiro@gmail.com

RESUMO

Os aterros sanitários são atualmente a melhor opção para o tratamento e destinação dos resíduos sólidos no Brasil, no entanto, geram lixiviado, efluente com grande potencial para causar impactos ambientais, devido principalmente às elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Outro subproduto que necessita de tratamento adequado é o lodo produzido pelas estações de tratamento de esgotos. A partir do tratamento térmico do lodo pode-se produzir um material adsorvente denominado biocarvão, com propriedades para remoção de poluentes, como o nitrogênio amoniacal, por exemplo. Sendo assim, este trabalho investigou a remoção de nitrogênio amoniacal utilizando biocarvão de lodo de esgoto como adsorvente. O lodo de esgoto foi pirolisado a 450°C e então desagregado e homogeneizado. Para todos os ensaios de adsorção foram utilizadas massas de 1,5 g de biocarvão, sendo que na primeira etapa com solução de cloreto de amônia, foi obtida uma eficiência máxima de remoção de nitrogênio amoniacal de 40% para a temperatura de 30°C, com capacidade de adsorção de 0,99 mg N-NH₃/g biocarvão. Os cálculos termodinâmicos indicaram que o processo é endotérmico, que existe afinidade entre adsorvente e adsorvato e que o processo é espontâneo para as temperaturas de 25° e 30°C. Na segunda etapa, foi identificada no lixiviado uma concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 2.400 mg.L⁻¹, sendo obtida uma eficiência de remoção máxima de 10% para o biocarvão e 15% para o carvão ativado, na temperatura de 30°C. As menores eficiências obtidas na segunda etapa podem ser justificadas pela complexidade do lixiviado, o qual é composto por uma grande diversidade de compostos e, portanto, novos ensaios devem ser realizados a fim de otimizar as condições do processo de adsorção. Ressalta-se que a temperatura influenciou na adsorção em ambas as etapas e que o biocarvão é uma alternativa viável, pois apresenta desempenho semelhante ao carvão ativado, podendo, no entanto, ser considerado mais sustentável.

PALAVRAS-CHAVE: Biocarvão, Lixiviado de Aterro Sanitário, Nitrogênio Amoniacal, Adsorção, Lodo de Esgoto.

INTRODUÇÃO

A destinação dos resíduos sólidos tem causado preocupação há algum tempo por diversas questões tanto técnicas quanto ambientais, sendo que o crescimento populacional e o aumento do consumo são fatores que tendem a agravar tal situação. Em 2015, O diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos, publicado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, estimou uma produção de resíduos domiciliares e públicos de 62,5 milhões de toneladas, o equivalente a 171,3 mil toneladas por dia (BRASIL, 2017).

Com relação à disposição final, o diagnóstico revelou ainda que 60,9% da massa de resíduos estimados são dispostos em aterros sanitários, 11,5% em aterros controlados e 10,1% em lixões (BRASIL, 2017). Atualmente, os aterros sanitários são vistos como a opção mais viável, pois minimizam os impactos que podem ser causados pela disposição dos resíduos no solo. Porém, independentemente da forma de disposição final adotada, a geração do lixiviado é um fator importante, que também deve ser considerado.

O lixiviado de aterro sanitário, também denominado chorume, pode ser considerado um subproduto inerente aos resíduos sólidos, pois a sua produção é resultado do processo de biodegradação da fração orgânica dos resíduos aliado à infiltração de águas pluviais que solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos. De acordo com a NBR 8419/92 o chorume apresenta como características a cor escura, o mau odor e a elevada concentração de matéria orgânica (ABNT, 1992).

A vazão de lixiviado produzido depende do volume de águas pluviais infiltradas, enquanto as características químicas, físicas e biológicas são dependentes da composição dos resíduos aterrados, da idade do aterro, do grau de decomposição, do clima, da estação do ano, entre outros (GOMES, 2009). O lixiviado de aterro sanitário pode ser caracterizado como uma solução aquosa com quatro grupos principais de poluentes: material orgânico dissolvido, macro componentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos (CHRISTENSEN et al., 1994 apud KJELDSEN et al., 2002). A partir disso, entende-se que os lixiviados possuem uma composição bastante complexa e variável, conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1. Composição físico-química de lixiviados gerados em aterros sanitários de diferentes países.

Local do aterro	França	Itália	Grécia	Taiwan	Brasil
DQO (mg/L)	500	19.900	70.900	6.500	3.460
DBO (mg/L)	7,1	4.000	26.800	500	150
DQO/DBO	70,42	4,98	2,65	13,00	23,07
pH	7,5	8	6,2	8,1	8,2
N-NH ₃ (mg/L)	430	3.917	3.100	5.500	800
Idade (anos)	> 10	< 5	< 5	5 a 10	> 10
Referência	TREUBOUET et al. (1999)	PALMA et al. (2002)	TATSI et al. (2003)	WU et al. (2004)	SILVA et al. (2004)

Fonte: Ferreira (2014).

Os dados apresentados no Quadro 1 permitem observar que as concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH₃) presentes nos lixiviados de aterros sanitários variam entre 430 mg/L e 5500 mg/L. Essas elevadas concentrações podem gerar problemas como odores e toxicidade aos sistemas de tratamento. Além disso, no caso de ausência de estação de tratamento ou funcionamento inadequado, o nitrogênio amoniacal contribui para a eutrofização dos corpos hídricos, depleção do oxigênio dissolvido e toxicidade à biota dos ecossistemas aquáticos (GOMES, 2009).

No Brasil, mais especificamente, alguns autores também avaliaram as concentrações de N-NH₃. Santos (2011), por exemplo, identificou que o lixiviado bruto produzido no aterro de Biguaçu/SC apresentava concentração média de nitrogênio amoniacal de 1.153 mg/L. Por outro lado, Cano (2014) observou a concentração de 2.178 mg/L no lixiviado do aterro de Guarulhos/SP, e valores médios na mesma faixa de concentração, de cerca 2.200 mg/L, foram identificados por Dias (2013) e Ferreira (2014), que estudaram o aterro sanitário da cidade de Curitiba/PR.

Além disso, outro problema relacionado ao saneamento é a geração e o tratamento de efluentes sanitários, que origina como subproduto grandes quantidades de lodo, material com grande potencial poluidor e que, portanto, também necessita de tratamento e destinação adequados. Considerando o percentual de 30% de esgotos tratados para a população urbana, de acordo com Pedroza et al. (2010), estimou-se que são produzidos por ano

no Brasil entre 150 e 220 mil toneladas de lodo seco. Portanto, pode-se considerar que com o aumento do volume de esgotos tratados, aumenta consequentemente a geração de lodo.

São poucas as opções atualmente empregadas para a destinação final do lodo de esgoto, sendo utilizadas principalmente a disposição em aterro sanitário ou a aplicação na agricultura. Porém, uma opção que pode ser destacada e que tem sido estudada, é a possibilidade de unir os tratamentos de efluente e de lodo, produzindo um biocarvão a partir do lodo de esgoto tratado termicamente, que pode ser utilizado para adsorção de poluentes em águas residuárias como, por exemplo, o nitrogênio amoniacal (BEECKMANS e NG, 1971; MÉNDEZ et al., 2005; PRADO et al., 2017).

No caso da utilização do lodo para adsorção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário, outro fator interessante é a aplicação do lodo ao solo após o processo de adsorção, reincorporando o nitrogênio amoniacal ao ciclo do nitrogênio, com a utilização pelas plantas. Esta alternativa pode ser considerada uma forma de colocar em prática nos sistemas de saneamento o conceito de economia circular, com a valoração desse resíduo, o qual poderá servir como matéria-prima para a produção de biocarvão, e se aplicado no solo promoverá a redução de gastos com a aquisição de adubos químicos, tornando-se uma opção viável do ponto de vista econômico e ambiental. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi investigar o uso de biocarvão produzido a partir de lodo de esgoto pirolisado na remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário.

METODOLOGIA

O lixiviado foi coletado no aterro da Estre Ambiental (Figura 1), localizado no município de Fazenda Rio Grande, Região Metropolitana de Curitiba-PR, de coordenadas geográficas 25°39'46"S e 49°20'19"W. A coleta foi realizada na entrada do sistema de tratamento, o qual é composto por tratamento biológico aeróbio seguido de lagoa anóxica e pós-tratamento físico-químico.

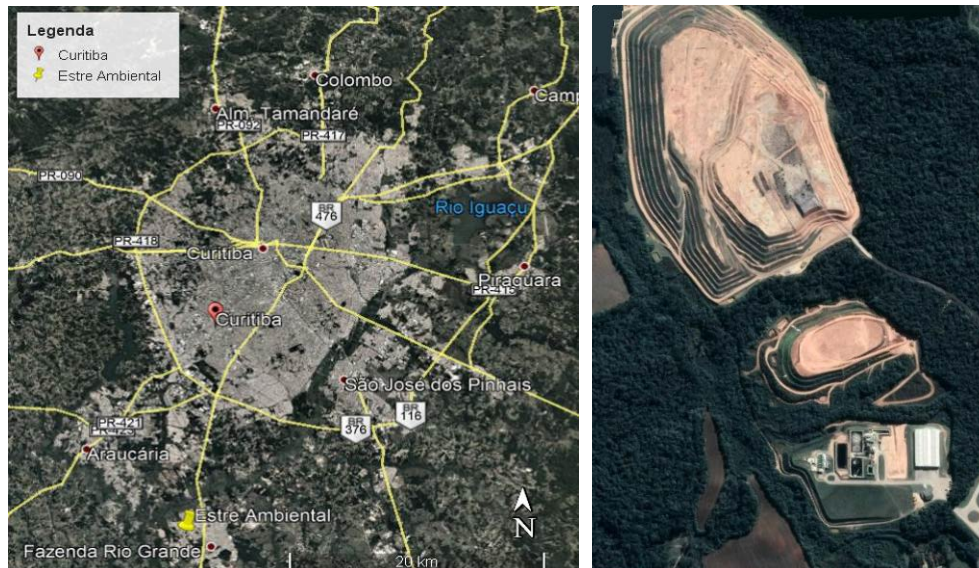


Figura 1. Localização e vista de topo do aterro e da unidade de tratamento de efluentes.
Fonte: Adaptado de Google Earth (2018).

As amostras de lodo *in natura* utilizadas nos experimentos foram coletadas após a unidade desaguadora, em uma estação de tratamento de esgoto, também localizada em Curitiba-PR, cujas coordenadas geográficas são 25°30'57"S e 49°12'2"W.

O tratamento térmico do lodo foi iniciado com a secagem em estufa a 70 °C durante três dias. Na sequência, o lodo foi homogeneizado e quarteado. Para o processo da pirólise, amostras de lodo seco foram purgadas por 2 minutos com nitrogênio gasoso e então colocadas em mufla a 450 °C, por duas horas (rampa de aquecimento:

15 °C/min durante 30 min e 1h e 30 min em 450 °C). Após o processo, a amostra foi desagregada em gral e homogeneizada (PRADO, 2018), dando origem ao produto denominado de biocarvão.

Na primeira etapa, foram realizados testes iniciais de adsorção, sendo preparadas soluções com concentrações de 40 mg.L⁻¹, 80 mg.L⁻¹, 120 mg.L⁻¹, 160 mg.L⁻¹, 200 mg.L⁻¹, 240 mg.L⁻¹ e 280 mg.L⁻¹ de cloreto de amônia, empregadas como solução padrão de nitrogênio amoniacal. Os testes foram realizados em bateladas, sendo adicionados 30 ml de cada solução padrão em tubos falcon e massas de 1,5g de biocarvão em incubadora com agitação orbital, marca Tecnal, modelo TE-421, sob agitação em 50 rpm, por um período de 240 minutos, nas temperaturas de 15 °C, 25°C e 30° C, num total de três ensaios.

A capacidade de adsorção (q_e) em mg/g foi calculada para o biocarvão, a partir da equação 1:

$$q_e = \frac{(C_o - C_e)V}{m} \quad \text{equação (1)}$$

Em que:

q_e : massa de soluto adsorvida por massa de adsorvente no equilíbrio, ou capacidade de adsorção, em mg/g;

C_o : concentração inicial de adsorvato, em mg. L⁻¹;

C_e : concentração final de equilíbrio do adsorvato após adsorção, em mg. L⁻¹;

V : volume de líquido no reator, em L;

m : massa de adsorvente, em g.

Para a determinação dos parâmetros termodinâmicos foi utilizado o tutorial apresentado por Ferreira (2014), sendo determinada a constante de equilíbrio K_{eq} a partir do gráfico de q_e/C_e em função de q_e , e a energia livre de Gibbs (AG) pela equação 2:

$$\Delta G_{ads} = -RT \ln K_{eq} \quad \text{equação (2)}$$

Em que:

R : constante universal dos gases ideais, 8,314 mol⁻¹K⁻¹;

T : temperatura em kelvin;

K_{eq} : constante de equilíbrio determinada previamente.

A entalpia (ΔH) e entropia (ΔS) da reação foram determinadas através dos coeficientes angular e linear do gráfico de $1/T$ versus $\ln K_{eq}$, multiplicados pela constante universal dos gases ideais.

A segunda etapa consistiu igualmente em três ensaios de bateladas, nas temperaturas de 15 °C, 25°C e 30° C, utilizando massas de 1,5 g de biocarvão, porém foi adicionado um volume de 30 mL de lixiviado e também foi utilizado carvão ativado comercial (da mesma forma, massas de 1,5g), para fins de comparação.

Todos os ensaios foram realizados em duplicata e após os ensaios as amostras foram centrifugadas e filtradas em papel qualitativo para remoção dos sólidos. As condições utilizadas nos ensaios foram baseadas em estudos preliminares realizados por Prado et al., (2017) e Prado (2018). A análise de nitrogênio amoniacal foi realizada pelo método titulométrico 4500 N-NH₃ C, de acordo com os procedimentos especificados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 2 são apresentadas as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal obtidas para os ensaios de adsorção realizados nas temperaturas de 15°C, 25°C e 30°C, utilizando biocarvão e concentrações diferentes da solução padrão de cloreto de amônia. Observa-se que as menores eficiências foram obtidas na temperatura de 15°C, enquanto a temperatura de 30°C apresentou os melhores resultados, alcançando 40% de remoção para a concentração inicial de 120 mg.L⁻¹.

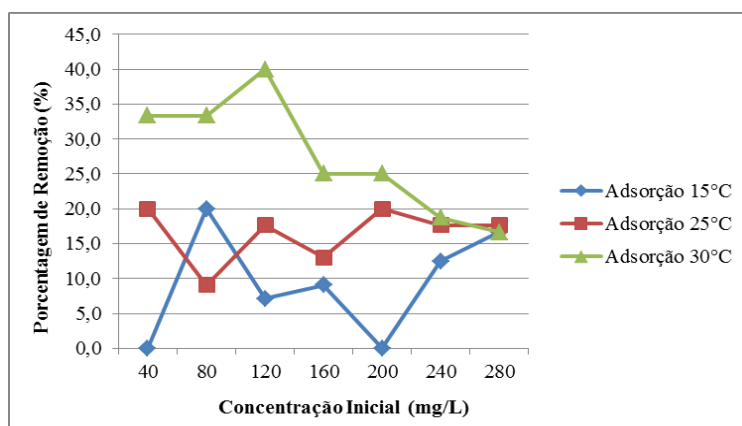


Figura 2. Eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal obtidas para os ensaios com solução padrão de nitrogênio amoniacal, nas três temperaturas.

Os valores de capacidade de adsorção foram calculados pela equação (1) e são apresentados na Tabela 1, também para as três temperaturas estudadas. Pode-se observar que apesar de algumas flutuações, para a maioria das concentrações testadas, a capacidade de adsorção aumentou com a elevação da temperatura, sendo 0,99 mg N-NH₃/g biocarvão a maior capacidade obtida, para temperatura de 30°C, na concentração de 200 mg. L⁻¹, justamente a condição que apresentou a maior eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal.

Tabela 1. Capacidade de adsorção (q_e) do biocarvão nas temperaturas de 15°C, 25°C e 30°C, para a solução padrão de nitrogênio amoniacal.

Temperatura	15°C	25°C	30°C
Concentração (mg N-NH ₃ /L)	q_e (mg N-NH ₃ /g biocarvão)		
40	0,00	0,16	0,26
80	0,32	0,14	0,53
120	0,17	0,42	0,95
160	0,29	0,41	0,80
200	0,00	0,80	0,99
240	0,60	0,84	0,90
280	0,93	0,98	0,93

Ferreira (2014), utilizando 100 mL de solução de cloreto de amônia e 3,33g de vermiculita expandida para remoção de nitrogênio amoniacal, obteve para a concentração de 200 mg.L⁻¹, uma capacidade de adsorção variando entre 1,77 mg N-NH₃/g vermiculita e 2,32 mg N-NH₃/g vermiculita. Prado (2018), no entanto, utilizando lodo pirolisado a 600°C como adsorvente, 50 ml de solução de cloreto de amônia (122mg N-NH₃/L) e 3 g de lodo pirolisado, obteve uma capacidade de adsorção de 0,81 mg N-NH₃/g adsorvente, valor mais próximo aos valores obtidos neste trabalho.

A partir dos dados de capacidade de adsorção (q_e) encontrados, foi possível realizar o cálculo dos parâmetros termodinâmicos do processo de adsorção da primeira etapa (Tabela 2). De acordo com Nascimento et al., (2014), o fluxo de energia entre sistema e vizinhança pode ser empregado como critério de espontaneidade, sendo os casos em que a energia deixa o sistema, considerados espontâneos ($\Delta G < 0$). Observa-se que para temperatura de 15°C o ΔG ficou próximo de zero, e como é positivo indica que o processo não é espontâneo, o que também pode ser comprovado pelas baixas capacidades de adsorção e pelas menores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal.

Tabela 2. Termodinâmica do processo de adsorção.

Temperatura	Parâmetros Termodinâmicos		
	ΔG (kJ/mol)	ΔH (kJ/mol)	ΔS (kJ/mol)
15°C	0,42		
25°C	-2,89	120,84	0,42
30°C	-6,09		

Já para as temperaturas de 25°C e 30°C os valores de ΔG se tornaram mais negativos, confirmando o aumento da espontaneidade com o aumento da temperatura. O valor positivo para ΔH indica que o processo é endotérmico e, portanto a capacidade de adsorção aumenta com a elevação da temperatura. Além disso, ΔS positivo combinado com ΔG negativo indica afinidade entre adsorvente e adsorvato (DIAS, STEINER e BRAGA, 2015; NASCIMENTO et al., 2014).

Na segunda etapa, destaca-se que a concentração de nitrogênio amoniacal encontrada para o lixiviado bruto é elevada, cerca de 2.400 mg.L⁻¹, porém encontra-se na faixa de valores apresentados na literatura. A alta concentração confirma a necessidade do pré-tratamento, pois determinados valores de nitrogênio amoniacal associados à elevação de pH, podem gerar amônia livre (NH₄⁺) e intoxicar sistemas biológicos (SHISKOWSKI e MAVINIC, 1998).

Na Tabela 3 são apresentadas as concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas após os ensaios de adsorção da segunda etapa, realizados nas três temperaturas (15°C, 25°C e 30°C). No ensaio 1, realizado em temperatura de 15°C, observa-se que o biocarvão não se mostrou eficiente na remoção do nitrogênio amoniacal, enquanto o carvão ativado sim, pois houve uma remoção de 237,4 mg.L⁻¹ na concentração em relação ao lixiviado bruto, o que representa 10% de eficiência.

Tabela 3. Concentrações médias de nitrogênio amoniacal obtidas para os três ensaios de adsorção realizados.

Concentração N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Ensaio 1 (Temperatura 15° C)	Ensaio 2 (Temperatura 25° C)	Ensaio 3 (Temperatura 30° C)
Lixiviado Bruto	2.374,4	2.374,4	2.374,4
Lixiviado + Biocarvão	2.374,4	2.137,0	2.137,0
Lixiviado + Carvão Ativado	2.137,0	2.137,0	2.018,2

Na temperatura de 25° C, ambos os adsorventes apresentaram o mesmo desempenho, de 10% de remoção de nitrogênio amoniacal, o qual se repetiu no ensaio 3 para o biocarvão, sendo obtida uma concentração após a adsorção de 2.137,0 mg.L⁻¹. O carvão ativado apresentou um desempenho ligeiramente maior no ensaio 3, apresentando uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 15% e concentração após adsorção de 2.018,2 mg.L⁻¹.

De acordo com a literatura, vários fatores podem influenciar no processo de adsorção, como as propriedades do adsorvente e do adsorvato, a área de superfície específica, o pH do meio e a temperatura do sistema. A temperatura afeta, principalmente, a constante de velocidade da adsorção, podendo interferir ainda na solubilidade e no potencial químico do adsorvato, conduzindo a uma mudança na capacidade de adsorção (NASCIMENTO et al., 2014).

CONCLUSÕES

A partir dos dados apresentados na primeira etapa, pode-se inferir que a temperatura afeta consideravelmente o processo de adsorção, pois as maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal e maiores capacidades de adsorção foram encontradas nas temperaturas mais elevadas, havendo a confirmação da espontaneidade do processo através dos cálculos dos parâmetros termodinâmicos.

Ressalta-se que seria importante testar concentrações mais elevadas de cloreto de amônia, aproximando-se da concentração de nitrogênio amoniacal obtida para o lixiviado bruto e também realizar os cálculos termodinâmicos utilizando diferentes diluições de lixiviado.

Na segunda etapa, realizada utilizando lixiviado, as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal encontradas foram menores, possivelmente devido à complexidade da composição deste efluente. No entanto, também pode ser observada uma sutil alteração na eficiência com o aumento da temperatura, tanto para o biocarvão quanto para o carvão ativado.

Dessa forma, o biocarvão produzido a partir do lodo pirolisado apresenta-se como uma alternativa mais sustentável para a remoção de nitrogênio amoniacal, pois apresentou desempenho bastante similar ao carvão ativado. Entretanto, outros ensaios devem ser conduzidos a fim de aperfeiçoar as condições do processo de adsorção, visando à consolidação da tecnologia tanto para pré quanto para pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT. NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. **ABNT**, 1992. Rio de Janeiro - RJ: Associação Brasileira de Normas Técnicas.
2. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1998. Washington: APHA – American Public Health Association, 19ª Edição.
3. BEECKMANS, J. M.; NG, P. C. Pyrolyzed sewage sludge: its production and possible utility. **Environmental Science & Technology**, v. 5, n. 1, p. 69–71, 1971. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1021/es60048a004%5Cnhttp://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es60048a004>>.
4. BRASIL. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2014. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento -SNIS**, 2016. Brasília- DF: Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA.
5. CANO, V. **Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal**. Dissertação (Mestrado em Ciências), Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.
6. DIAS, N. C. **Adsorção De Nitrogênio Amoniacal De Lixiviado De Aterro Sanitário Em Coluna De Leito Fixo Com Vermiculita Expandida**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
7. DIAS, N. C.; STEINER, P. A.; BRAGA, M. C. B. Characterization and Modification of a Clay Mineral Used in Adsorption Tests. **Journal of Minerals and Materials Characterization and Engineering**, v. 03, n. 04, p. 277–288, 2015.
8. FERREIRA, P. A. S. **Remoção de Nitrogênio Amoniacal de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processos de Adsorção**. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba 2014.
9. GOMES, L. P. (Coordenadora). **Resíduos sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. 1ª ed. Rio de Janeiro - RJ: Editora ABES, 2009.
10. KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.
11. MÉNDEZ, A.; GASCÓ, G.; FREITAS, M. M. A.; et al. Preparation of carbon-based adsorbents from pyrolysis and air activation of sewage sludges. **Chemical Engineering Journal**, v. 108, n. 1–2, p. 169–177, 2005.
12. NASCIMENTO, R. F. DO; LIMA, A. C. A. DE; VIDAL, C. B.; MELO, D. DE Q.; RAULINO, G. S. C. **Adsorção: Aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza-CE: Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará (UFC), 2014.
13. PEDROZA, M.; VIEIRA, G.; SOUSA, J.; et al. Produção e tratamento de lodo de esgoto—uma revisão. **Revista Liberato**, v. 11, n. 16, p. 89–188, 2010. Disponível em: <<http://gaia.liberato.com.br/ojs/index.php/revista/article/download/160/150>>.
14. PRADO, L. L. DO. **Utilização de lodo de esgoto pirolisado como adsorvente de amônio de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.
15. PRADO, L. L. DO; JUNIOR, E. C.; MELO, V. D. F.; BRAGA, M. C. B. Utilização de lodo de esgoto termicamente tratado como adsorvente de nitrogênio amoniacal. 29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** . p.1–6, 2017. São Paulo - SP: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES.
16. SANTOS, H. A. P. **Recuperação da amônia removida por processo de air stripping aplicado ao tratamento de lixiviados de aterro sanitário: Estudo em escala piloto**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

17. SHISKOWSKI, D. M.; MAVINIC, D. S. Biological treatment of a high ammonia leachate: Influence of external carbon during initial startup. **Water Research**, v. 32, n. 8, p. 2533–2541, 1998.