

II-243 - UTILIZAÇÃO DE NANOFILTRAÇÃO PARA POLIMENTO FINAL DE LIXIVIADO PRÉ-TRATADO POR PROCESSO FÍSICO-QUÍMICO

Ronei de Almeida⁽¹⁾

M.Sc em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos – Tecnologia Ambiental – EPQB/EQ/UFRJ. Engenheiro Químico/UFRJ. Doutorando em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos (EPQB/EQ/UFRJ).

Fábio de Almeida Oroski

D.Sc em Engenharia Química – Gestão e Inovação Tecnológica – TPQB/EQ/UFRJ. Engenheiro Químico/UFRJ. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Química da Escola de Química/UFRJ.

Juacyara Carbonelli Campos

D.Sc. em Engenharia Química – Tecnologia Ambiental – PEQ/COPPE/UFRJ. Engenharia Química/UFRJ. Professora Associada do Departamento de Processos Inorgânicos da Escola de Química /UFRJ.

Endereço⁽¹⁾: Av. Athos da Silveira Ramos nº 149, Bloco E, sala E 206 – Centro de Tecnologia – Cidade Universitária – Ilha do Fundão – Rio de Janeiro – RJ – CEP:21941-909 e-mail: ronei@eq.ufrj.br.

RESUMO

Um dos principais problemas relacionados ao gerenciamento de resíduos sólidos urbanos é o efetivo tratamento dos líquidos lixiviados produzidos em aterros sanitários. Neste contexto, o tratamento de efluentes de aterros sanitários por nanofiltração apresenta-se como técnica promissora para enquadrar o efluente nos padrões de descarte cada vez mais restritivos. Neste estudo, a nanofiltração (NF) foi realizada utilizando-se um módulo de filtração em bancada para polimento final do lixiviado pré-tratado por processo físico-químico oriundo do aterro sanitário de Seropédica (RJ). O efluente foi submetido a testes com dois modelos de membranas poliméricas: SR100, constituída de poliamida e retenção nominal de 200 Da e NP030, constituída de poliétersulfona e retenção nominal de 400 Da. Previamente foram realizadas medições de fluxo permeado em função da pressão de operação (7 e 8 bar) e da vazão de recirculação (30, 60, 90 120 L.h⁻¹). Posteriormente, em condições ideais de operação, o sistema foi alimentado com 3 litros de lixiviado pré-tratado por processo físico-químico. Observou-se que, à pressão de 7 bar, na faixa de vazão de recirculação de 120 L.h⁻¹, o fluxo permeado da membrana SR100 oscilou entre 11,6 e 10,3 L.m⁻².h⁻¹, enquanto que para membrana NP030, esse valor foi de 16,0 à 15,7 L.m⁻².h⁻¹. Em pressão superior, a faixa de valores foi de 13,5 – 12,9 L.m⁻².h⁻¹ (SR100) e 17,4 – 16,1 L.m⁻².h⁻¹ (NP030). A nanofiltração foi eficiente quanto a remoção de matéria orgânica presente no efluente. Para a membrana SR100 foram obtidos percentuais de remoção de, aproximadamente, 91%, 78% e 94% em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO), absorbância em 254 nm (ABS 254 nm) e cor verdadeira, respectivamente. Enquanto que para a membrana NP030, foram obtidos percentuais de remoção de 89%, 78% e 91% em relação aos mesmos parâmetros descritos. A aplicação do processo de nanofiltração foi eficiente como etapa complementar para remoção dos parâmetros de poluição do efluente. Ademais, destaca-se que, neste trabalho, o processo de nanofiltração foi realizado em uma única etapa, podendo o processo ser aprimorado com a realização do processo em duplo ou triplo passo.

PALAVRAS-CHAVE: Aterro sanitário, lixiviado, matéria orgânica, processo de separação por membranas, nanofiltração.

INTRODUÇÃO

Um dos principais problemas relacionados ao gerenciamento de resíduos sólidos urbanos é o efetivo tratamento dos líquidos lixiviados produzidos em aterros sanitários. O lixiviado é uma matriz aquosa potencialmente poluidora e de extrema complexidade e variabilidade, portanto, seu tratamento exige, frequentemente, combinações de processos, de forma a adaptar-se às variações de composição e volume de efluente gerado no aterro.

Os tratamentos convencionais, oriundos dos processos de tratamento de esgotos domésticos, consistem principalmente na utilização de processos biológicos de tratamento e estações de tratamento de esgotos

operando em conjunto para o tratamento de lixiviados e esgotos sanitários (KJELDSEN et al., 2002; ZHANG et al., 2013;). Dependendo da qualidade do lixiviado e das restrições regulamentares locais, o tratamento biológico é realizado em conjunto com tratamentos físico-químicos (KJELDSEN et al., 2002; RENOU et al., 2008). Entretanto, segundo Lima et al. (2017), os tratamentos biológicos são eficazes apenas para lixiviados oriundos de aterros jovens, cuja fração orgânica é composta principalmente por ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos biodegradáveis. Porém, a maioria dos aterros de resíduos da Europa, Ásia e América apresentam mais de 10 anos de idade e geram um lixiviado cada vez mais estabilizado, ou seja, com elevada concentração de compostos orgânicos recalcitrantes, tais como substâncias húmicas, não podendo mais ser adequadamente tratados por processos biológicos, ainda que, em conjunto com tratamentos físico-químicos.

De acordo com a literatura revisada, nos últimos anos, devido os padrões de descarte de efluentes líquidos cada vez mais restritivos, tratamentos mais eficientes baseados em processos de separação por membranas, principalmente, nanofiltração e osmose inversa, têm sido utilizados como rota tecnológica para polimento do lixiviado tratado previamente por processos biológicos e/ou físico-químicos ou substituindo, completamente, os processos convencionais de tratamento (DE ALMEIDA et al., 2017; GIORDANO et al., 2002; MARIAN e NGHIE, 2010; MARTTINEN et al., 2002; YAO, 2013).

As técnicas de tratamento utilizando membranas atingiram patamares de crescimento devido a diversos fatores, como o menor consumo energético em comparação com os outros processos de separação tradicionais e a flexibilidade operacional, pelo fato do sistema ser mais compacto, além de permitir a obtenção de produtos finais de melhor qualidade (ZHANG, 2013; YAO, 2013). Adicionalmente, as membranas de nanofiltração (NF) são capazes de reter espécies moleculares com massa molar variando entre 500 e 2000 Dalton (HABERT et al., 2006) e, em alguns casos, substitui a osmose inversa – dependendo da situação e necessidade de uso – por serem membranas mais abertas e, portanto, possuem fluxo permeado elevado e permitem a obtenção de permeados com boa qualidade (MASSE et al., 2007).

Neste contexto, o tratamento de efluentes de aterros sanitários por nanofiltração mostra-se promissor, visto que, os insucessos obtidos no Brasil relacionados ao tratamento do lixiviado, apontam para necessidade de se reexaminar as estratégias adotadas, buscando novas tecnologias, no qual as preocupações fundamentais, estejam, preponderantemente, associadas à eficiência do tratamento para obtenção de um efluente enquadrado nos padrões de descarte estabelecidos pela legislação do país.

MATERIAIS E MÉTODOS

Na avaliação do presente estudo, foi utilizado o lixiviado proveniente do aterro sanitário de Seropédica (RJ). O aterro sanitário Centro de Tratamento de Resíduos (CTR-Rio) localiza-se no estado do Rio de Janeiro, entre os municípios de Seropédica e Itaguaí (22°47'44.53"S e 43°45'38.01" W). Latitude: – 22.795703, Longitude: – 43.760558) (Estrada Santa Rosa, s/n – Seropédica – RJ, CEP: 23890-000).

A caracterização do lixiviado pré-tratado e após aplicação do processo de nanofiltração foi realizada com base em parâmetros de poluição de efluentes líquidos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012): potencial hidrogeniônico (pH) (4500-H⁺), Demanda Química de Oxigênio (DQO) (5220-D), nitrogênio amoniacal (4500-NH₃), cloreto Cl⁻ (4500-Cl⁻), condutividade (2510-A), turbidez (2130-B), cor verdadeira (2120-C) e absorvância a 254 nm (ABS 254 nm) (5910-B). Avaliou-se a concentração de Substâncias Húmicas (SH) presente no efluente através do método espectrofotométrico/colorimétrico modificado ou método de Sheng modificado proposto por Lima et al. (2017).

A nanofiltração (NF) foi realizada utilizando-se um módulo de filtração em bancada. A unidade experimental é constituída por um banho termostático que mantém a temperatura do tanque de alimentação a 25°C, quadro elétrico com inversor de frequência utilizado para controlar a velocidade da bomba de alimentação (B-01), módulo de permeação, medidor de pressão da corrente de alimentação (PI-01) e concentrado (PI-02), medidores de vazão das correntes de concentrado (FI-01) e permeado (FI-02) e válvulas de controle nas correntes de alimentação (V-1), concentrado (V-2) e permeado (V-3 e V-4). O sistema possui capacidade de 5 litros e área nominal de permeação de 77,7 cm², sendo o material de construção da célula de aço inoxidável 316 (PAM Membranas Seletivas Ltda). A Figura 1 apresenta uma representação esquemática da unidade de filtração utilizada no processo de nanofiltração deste estudo.

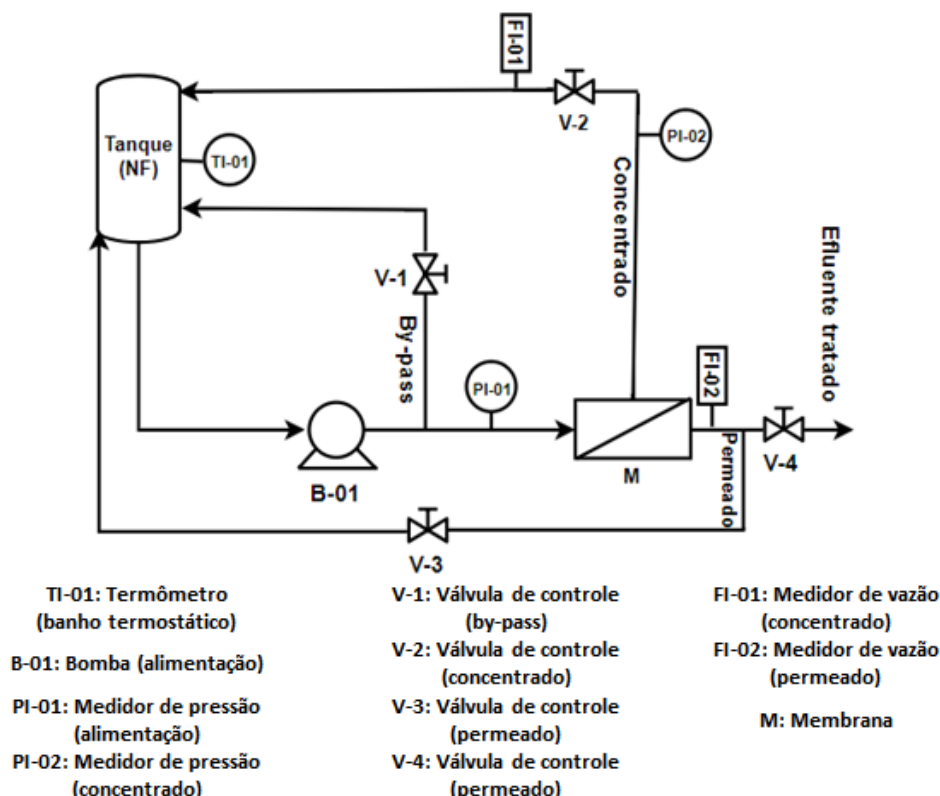


Figura 1. Representação esquemática da unidade de filtração utilizada no processo de nanofiltração

Para a etapa do processo de NF, o efluente foi submetido a testes com dois modelos de membranas poliméricas: SR100, constituída de poliamida e retenção nominal de 200 Da e NP030, constituída de poliétersulfona e retenção nominal de 400 Da.

Previamente foram realizadas medições de fluxo permeado em função da pressão de operação (7 e 8 bar) e da vazão de recirculação (30, 60, 90 120 L.h⁻¹). Posteriormente, em condições ideais de operação, o sistema foi alimentado com 3 litros de lixiviado pré-tratado por processo físico-químico.

O processo de separação por membrana foi operado em batelada, a corrente de permeado foi constantemente removida até que se atingisse determinado nível de redução do volume. Para tal operação utilizou-se o parâmetro Fator de Redução de Volume (FRV), determinado por meio da Equação 1, para avaliação da eficiência do processo de NF.

$$FRV = \frac{V_i}{V_f} \quad (1)$$

Onde V_i é o volume inicial no tanque de alimentação do processo de separação por membrana (L³) e V_f é o volume final no tanque de alimentação após o processo de filtração (L³).

Durante realização do processo de filtração, as válvulas V-2 e V-4 eram abertas, válvula V-3 era fechada e a vazão de alimentação e pressão operacional foram controlados através do ajuste manual da válvula V-1 e do inversor de frequência do quadro elétrico do sistema. O monitoramento do fluxo permeado foi realizado fechando a válvula V-4 e com o auxílio de um cronômetro realizavam-se medidas do tempo necessário para o permeado ascender na pipeta em um determinado volume. O permeado foi recolhido e acondicionado à temperatura de 4°C para análise dos parâmetros de poluição de efluentes líquidos (APHA, 2012).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados os valores dos parâmetros obtidos na caracterização do lixiviado pré-tratado por processo físico-químico utilizado neste estudo.

Tabela 1. Caracterização do lixiviado pré-tratado por processo físico-químico utilizado neste estudo.

Parâmetros	Mínimo	Máximo	Média
pH	10,7	11,5	11,1
DQO (mg.L ⁻¹)	2116	2368	2258
SH (mg.L ⁻¹)	782	866	821
ABS 254 nm	12,98	13,38	13,25
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	10,9	18,5	14,8
Cor verdadeira (mg Pt-Co.L ⁻¹)	1120	1430	1290
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	523	632	585
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	12,48	12,57	12,53
Turbidez (NTU)	36	45	39

Inicialmente, para as duas membranas utilizadas (SR100 e NP030), foi avaliado o fluxo permeado com o tempo, retornando a corrente de permeado ao tanque de alimentação, para as pressões de 7 e 8 bar, em vazão de recirculação de 120 L.h⁻¹. Os resultados são apresentados na Figura 2.

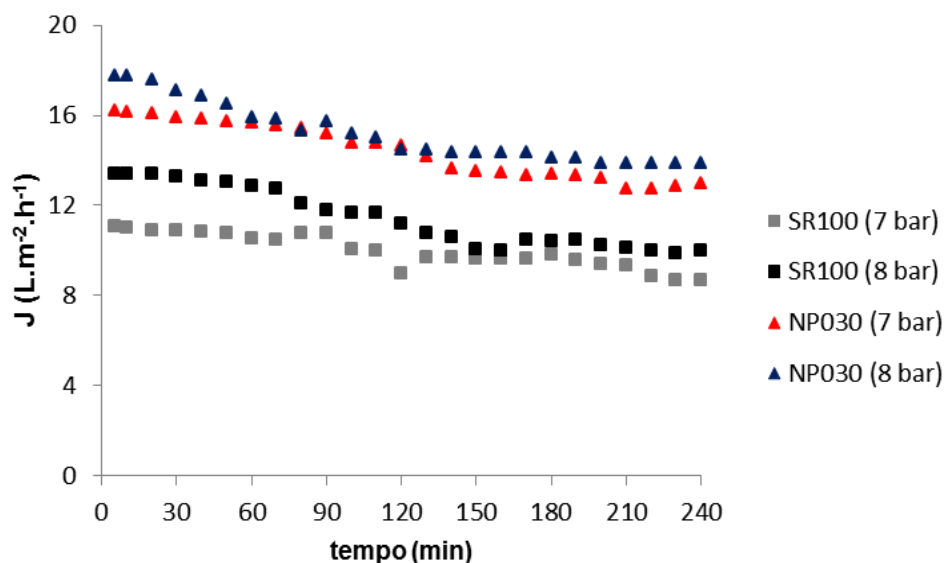


Figura 2. Monitoramento do fluxo permeado durante o processo de nanofiltração com as membranas SR100 e NP030, à pressão de 7 e 8 bar.

Pela análise dos fluxos permeados obtidos durante o processo de filtração das membranas SR100 e NP030, constatou-se que o fluxo permeado, nas duas pressões avaliadas, é maior na membrana NP030, isso pode ser explicado comparando-se a retenção nominal das membranas, 200 Da para membrana SR100 e 400 Da para NP030.

Sir et al. (2012) destaca que a queda contínua do fluxo permeado ao longo dos processos de separação por membranas, está associada também a outros fenômenos, como por exemplo, a adsorção de ácidos húmicos e fúlvicos na superfície da membrana, podendo provocar o *fouling* da membrana e levar a fluxos permeados extremamente baixos, inviabilizando o processo.

Evidencia-se que, a seleção da membrana a ser utilizada depende de diversos fatores, tais como, permeabilidade hidráulica e fluxo de permeado, já a seleção dos módulos deve levar em consideração fatores como: fator de empacotamento, polarização por concentração, custos, características da operação e da solução a ser permeada; limpeza, substituição e manutenção das membranas (HABERT et al., 2006). Essa escolha, deve ser analisada caso a caso, sendo baseada, geralmente, em estudos com plantas pilotos de modo a minimizar o efeito de deterioração da membrana e prolongar o tempo de vida útil do sistema.

Posteriormente, avaliou-se o fluxo permeado em função da vazão de recirculação, nas pressões de 7 e 8 bar, após 1h de operação do sistema. Na Figura 3 são apresentados os valores de fluxo permeado obtidos no processo de filtração com as membranas SR100 e NP030 a 7 e 8 bar em vazões de recirculação de 30, 60, 90 e 120 L.h⁻¹.

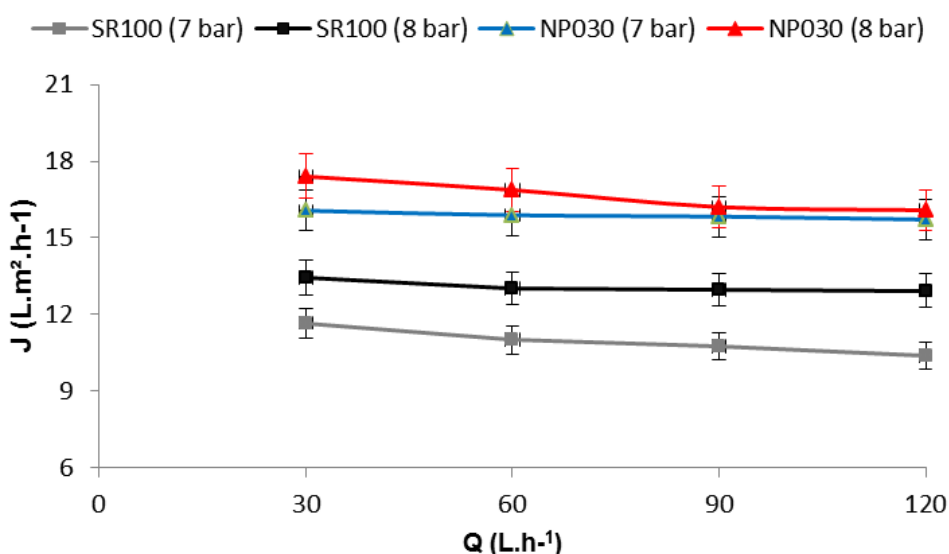


Figura 3. Fluxo permeado obtidos no processo de filtração com as membranas SR100 e NP030 a 7 e 8 bar em vazões de recirculação de 30, 60, 90 e 120 L.h⁻¹.

No caso de solvente puro, quanto maior a pressão, maior o fluxo permeado. Porém, em outros casos, além de certo limite, o aumento da pressão pode ser prejudicial para a membrana, pois pode ocorrer a compactação da membrana e a intensificação da camada gel, diminuindo o fluxo permeado e alterando a eficiência do sistema (HABERT et al., 2006). Em contrapartida, a vazão de recirculação do sistema exerce influência sobre o fluxo permeado, visto que, segundo Moravia (2010), o aumento dessa vazão, em um sistema que opera por escoamento tangencial, pode melhorar a mistura próxima à superfície da membrana e controlar a polarização por concentração, desta forma, conseqüentemente, haverá um aumento do fluxo permeado do processo de filtração.

No processo de nanofiltração deste estudo, observou-se que não só para a membrana SR100, assim como para a membrana NP030, a variação da vazão de recirculação do sistema teve pouca influência sobre os valores de fluxo permeado obtidos. Tavares e Brião (2012) avaliaram o efeito da pressão e da velocidade tangencial sobre o fluxo permeado em um sistema de filtração do tipo espiral e observaram que quanto maior a pressão e a velocidade tangencial do sistema, maior o fluxo permeado. Observa-se que, neste trabalho, provavelmente, devido a elevada faixa de variação da vazão de recirculação do sistema, pouco foi a influência sobre os valores de velocidades tangenciais e, conseqüentemente, a variação do valor de fluxo permeado do processo foi ínfimo. Provavelmente, em um intervalo de variação da vazão de recirculação do sistema menor, haja maior impacto sobre os valores das velocidades tangenciais e por conseguinte, do fluxo permeado.

À pressão de 7 bar, na faixa de vazão de recirculação avaliada, o fluxo permeado da membrana SR100 oscilou entre 11,6 e 10,3 L.m⁻².h⁻¹, enquanto que para membrana NP030, esse valor foi de 16,0 à 15,7 L.m⁻².h⁻¹. Em pressão superior, a faixa de valores foi de 13,5 – 12,9 L.m⁻².h⁻¹ (SR100) e 17,4 – 16,1 L.m⁻².h⁻¹ (NP030).

Dado os resultados obtidos, o processo de nanofiltração foi realizado em pressão operacional de 8 bar e vazão de recirculação de 30 L.h⁻¹. Na Tabela 2 são apresentados os valores dos parâmetros de efluentes líquidos do permeado obtidos após processo de filtração com as membranas SR100 e NP030.

Tabela 2. Caracterização do permeado obtido após processo de nanofiltração com as membranas SR100 e NP030 a pressão operacional de 8 bar e vazão de recirculação de 30 L.h⁻¹.

Parâmetros	Nanofiltração					
	SR100			NP030		
	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média
pH	7,8	8,3	8,0	7,9	8,2	8,1
DQO (mg.L ⁻¹)	174	205	193	220	278	249
SH (mg.L ⁻¹)	75	98	84	95	121	109
ABS 254 nm	2,46	3,44	2,88	2,55	3,07	2,87
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	7,9	10,2	8,9	5,6	12,5	9,4
Cor verdadeira (mg Pt-Co.L ⁻¹)	67	97	83	110	135	122
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	225	371	298	302	343	318
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	6,34	7,21	6,85	9,00	9,32	9,18
Turbidez (NTU)	0,25	0,56	0,40	0,50	1,10	0,77

O processo de nanofiltração foi eficiente quanto a remoção de matéria orgânica presente no efluente. Para a membrana SR100 foram obtidos percentuais de remoção de, aproximadamente, 91%, 78% e 94% em termos de DQO, ABS 254 nm e cor verdadeira, respectivamente. Enquanto que para a membrana NP030, foram obtidos percentuais de remoção de 89%, 78% e 91% em relação aos mesmos parâmetros descritos.

A concentração de substâncias húmicas foi reduzida consideravelmente e seu valor final correspondeu a uma redução de 90% e 87% da concentração presente no efluente pré-tratado, dado o processo de filtração com as membranas SR100 e NP030, respectivamente.

De modo geral, observa-se que a tecnologia de membranas já é descrita na literatura para tratamento de lixiviado de aterro sanitário desde a década de 1990. De fato, Gierlich e Kolbach (1998) já mencionavam que a tecnologia de membranas era amplamente usada nos países europeus no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Peters (1998) utilizou processos de nanofiltração para tratar o lixiviado de aterros sanitários na Alemanha, conseguindo reduzir o volume do efluente em torno de 75 a 80%, reinjetando o concentrado no aterro.

Castro e Santos (2010) avaliaram o processo de nanofiltração (NF) pós coagulação-floculação no tratamento do lixiviado do aterro metropolitano de Gramacho (RJ) e demonstraram a eficiência da NF para remoção de matéria orgânica do efluente. Foram obtidas remoções percentuais de 67%, 81% e 78% no processo de separação por membrana em relação as concentrações de Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e absorbância a 254 nm (ABS 254 nm), respectivamente.

Destacam-se outros trabalhos encontrados na literatura, onde avaliou-se o processo de nanofiltração como etapa posterior a tratamentos físico-químicos: Mariam e Ngeim (2010) obtiveram percentuais de remoção de 89% e 93% de COT e DQO do lixiviado proveniente de um aterro sanitário na Austrália. Top et al. (2011)

observaram eficiência de remoção de matéria orgânica do lixiviado oriundo do aterro sanitário de Stambul (Turquia) em torno de 92%. De Almeida e Campos (2017) avaliaram a aplicação do processo de nanofiltração como etapa de polimento final do lixiviado do aterro sanitário de Seropédica, pós tratamento físico-químico, e obtiveram percentuais de remoção de 95% de COT e 91% de DQO.

Na Figura 4 é apresentada uma imagem dos permeados obtidos após processo de nanofiltração com as membranas SR100 e NP030. Uma imagem das membranas ao término do processo de filtração é apresentada na Figura 5.

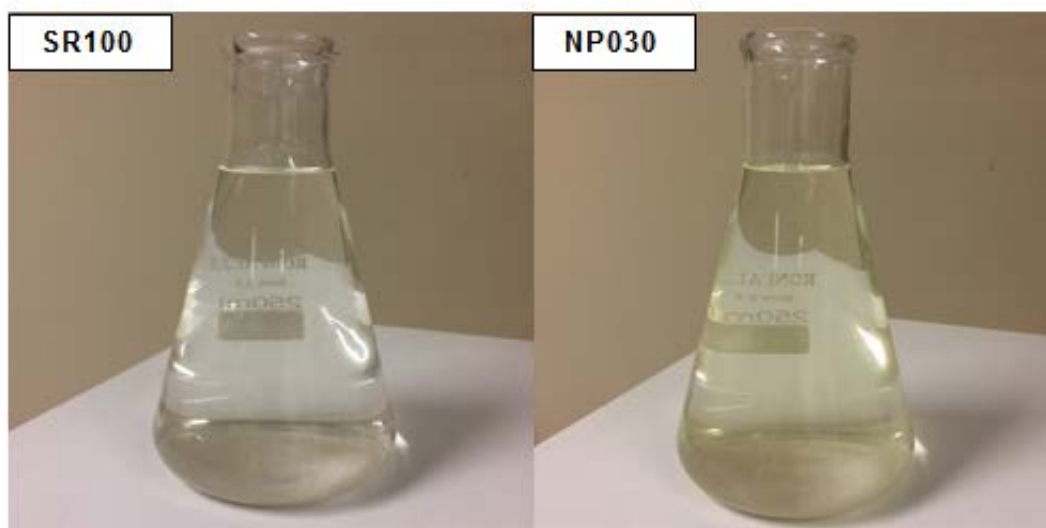


Figura 4. Imagem do aspecto visual dos permeados obtidos após processo de nanofiltração com as membranas SR100 e NP030.

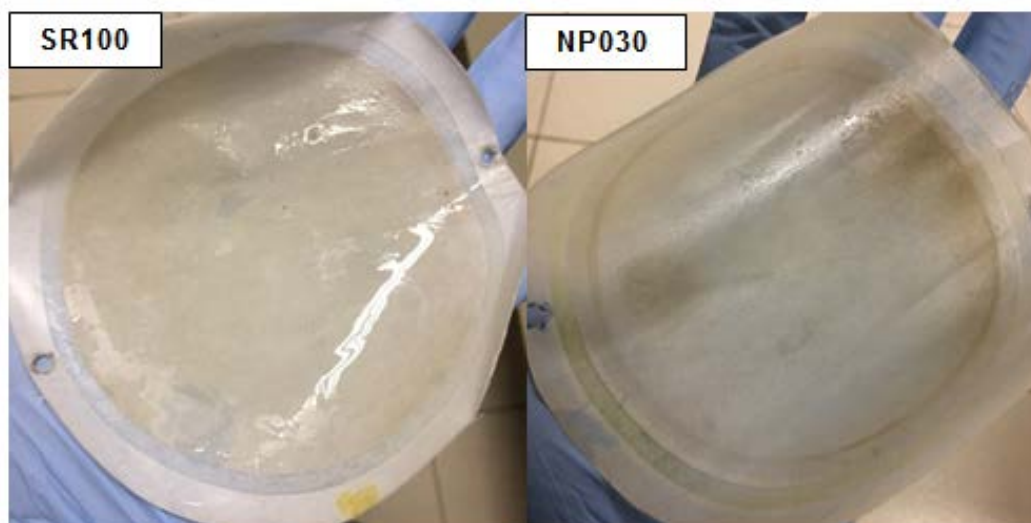


Figura 5. Aspecto das membranas SR100 e NP030 após processo de nanofiltração realizado neste estudo.

CONCLUSÕES

O presente estudo investigou uma rota tecnológica composta pela de nanofiltração para tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Seropédica (RJ) pré-tratado por processo físico-químico, tendo apresentado resultados técnicos favoráveis.

A aplicação do processo de nanofiltração foi eficiente como etapa complementar para remoção dos parâmetros de poluição do efluente. Ademais, destaca-se que, neste trabalho, o processo de nanofiltração foi realizado em uma única etapa. Com a finalidade de aprimorar a avaliação realizada, recomenda-se o estudo técnico, em escala piloto do processo de nanofiltração e rotas tecnológicas para dar uma destinação adequada ao concentrado proveniente do processo de separação por membrana.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. DE ALMEIDA, R., OROSKI, F. A., CAMPOS, J. C. Treatment of landfill leachate by a combined process of coagulation-flocculation and nanofiltration. In: Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Paula, Cagliari, Italy, 2017.
2. CASTRO, M. C., SANTOS, M. F. Utilização de coagulação/floculação/sedimentação e nanofiltração no tratamento de lixiviado de aterro sanitário estabilizado. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Química. 2010. 86 f. Escola de Química, UFRJ, RJ, 2010.
3. GIORDANO, G., FERREIRA, J. A., PIRES, J. C. A., RITTER, E., CAMPOS, J. C., ROSSO, T. C. A. Tratamento do Chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho, Rio de Janeiro, Brasil. In: XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancun, México. 2002.
4. GIERLICH H. H.; KOLBACH J. Treating landfill leachate in European countries. Pollut. Eng, p. 10-14, 1998.
5. HABERT, A.C., BORGES, C.P., NOBREGA, R. Processos de Separação por Membranas. 1 ed. Rio de Janeiro: E-papers Serviços Editoriais Ltda, 2006. 180 p.
6. KJELDSEN P. I., BARLAZ, M. A., ROOKER, A. P., BAUN, A., LEDIN, A., CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 32, p. 297-336, 2002.
7. LIMA, L. S. M. S., DE ALMEIDA, R., QUINTAES, B. R., BILA, D. M., CAMPOS, J. C. Evaluation of humic substances removal from leachates originating from solid waste landfills in Rio de Janeiro State, Brazil. Journal of Environmental Science and Health, Part A, Toxic Hazardous Substances and Environmental Engineering, v. 52, p. 828-836, 2017.
8. MARIAM, T., NGHIE, L. D. Landfill leachate treatment using hybrid coagulation-nanofiltration processes. Desalination, v. 250, p. 677-682. 2010.
9. MARTTINEN, S. K., KETTUNEN, R. H., RINTALA, J. A. Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates. The Science of the Total Environment, v. 301, p. 1-12, 2002.
10. MASSE, L., MASSÉ, D. I., PELLERIN, Y. The use of membranes for the treatment of manure: a critical literature review. Biosystems Engineering, v.98, p. 371-380. 2007.
11. MORAVIA, W. G. Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas. Tese (Doutorado). 2010. 261 f. Programa de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2010.
12. PETERS, T. A. Purifications of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. Desalination, v. 119, pp. 289-293. 1998.
13. RENOU S., POULAIN S., GIVAUDAN J. G., MOULIN P. Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation–prefiltration–reverse osmosis. Journal of Membrane Science, v. 313, p. 9-22, 2008.
14. SIR, M., PODHOLA, M., PATOCKA, T., HONZAJKOVA, Z., KOCUREK, P., KUBAL, M., KURAS, M. The effect of humic acids on the reverse osmosis treatment of hazardous landfill leachate. Journal of Hazardous Materials, v. 207-208, p. 86-90, 2012.
15. TAVARES, C. R. G., BRIÃO, V. B. Ultrafiltration of effluents from a dairy industry for nutrient recovery: effect of pressure and tangential velocity. Brazilian Journal of Food Technology, v. 15, n. 4, p. 352-362, 2012.

16. TOP, S., SEKMAN, E., HOSVER, S., BILGILI, M. S. Characterization and electrocoagulative treatment of nanofiltration concentrate of a full-scale landfill leachate treatment plant. *Desalination*, v. 268, p. 158-162, 2011.
17. YAO, P. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, p. 2-3, 2013.
18. ZHANG, Q-Q., TIAN, B-H., ZHANG, X., GHULAM, A., FANG, C-R., HE, R. Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. *Waste Management*, v. 33, p. 2277-2286, 2013.