

III-330 - ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DA CARGA SUPERFICIAL APLICADA EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NO PROCESSO DE TRATAMENTO CONJUGADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO

Mariah de sordi⁽¹⁾

Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental pelo DESA/CCT/UEPB e Bolsista de IC/CNPq/UEPB

Raquel Lima Fernandes

Engenheira Sanitarista e Ambiental pelo DESA/CCT/UEPB e Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo CCT/MCTA/UEPB. E-mail: Raquel_lima05@hotmail.com

Valderi Duarte Leite

Engenheiro Químico pela UFPB e Doutor em engenharia Civil pela EESC/USP. Prof. Do DESA/CCT/UEPB. Email: valderileite@uol.com.br

José Tavares de Sousa

Engenheiro Químico pela UFPB e Doutor em engenharia Civil pela EESC/USP. Prof. do DESA/CCT/UEPB. E-mail: tavaresuepb@gmail.com

Elaine Gurjão de Oliveira

Engenheira Sanitarista e Ambiental pelo DESA/CCT/UEPB e Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo CCT/MCTA/UEPB. E-mail: elaine_gurjao@hotmail.com

Endereço⁽¹⁾: Av. Noujaim Habid , S/N – Catolé – 58410- 260 - Campina Grande, PB. E-mail: mariahdesordi@gmail.com.

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de Lagoas de Estabilização Rasas no processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico na região nordeste do Brasil, considerando a variação das cargas superficiais. O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, na cidade de Campina Grande (PB), Brasil. O sistema era constituído de quatro lagoas de estabilização rasas em série, sendo uma lagoa facultativa, seguida de três lagoas de maturação. A pesquisa foi dividida em duas fases. Na primeira fase a carga superficial aplicada foi de 400 kgDBO5/ha.dia. Na 2ª fase esta carga superficial aplicada foi de 450 kgDBO5/ha.dia. Utilizou-se em ambas as fases um substrato constituído por 99% de esgoto sanitário mais 1% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume). O tratamento obteve remoções de alcalinidade total de 35,4% e 31,3%, AGV de 79% e 78,7%, DQO Total de 49 % e 48,7%, N-NH₄⁺ de 80% e 83%, fósforo de 28,3% e 44,8% e ortofosfato de 76,5% e 55%.para as fases 1 e 2 respectivamente. Com base nos resultados obtidos constatou-se que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário, in natura, mais esgoto sanitário em lagoas de estabilização, constitui-se de alternativa viável e eficiente para o tratamento do lixiviado, favorecendo o seu tratamento por processo biológico.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento conjugado, Lixiviado, Carga superficial.

INTRODUÇÃO

Segundo Campos (2014, p.25), “o saneamento básico municipal deve ser planejado de forma integrada, envolvendo ações que ultrapassem os limites individuais dos sistemas de abastecimento de água, de esgotamento sanitário ou limpeza pública”. A utilização do sistema de tratamento de esgoto sanitário como receptor de subprodutos, como o lixiviado produzido nos aterros sanitários, tem como finalidade promover um tratamento conjugado, integrando sistemas de saneamento para obtenção de resultados melhores, comparado ao sistema individual.

O Lixiviado é resultado da percolação de águas através dos resíduos sólidos. Possui em sua composição elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogenada, além de elementos recalcitrantes e inibidores da

degradação biológica, Devido a sua composição complexa é considerado um dos tipos de águas residuárias que podem causar grandes impactos ao meio ambiente. (SILVA; LEITE, 2015). Se não houver um tratamento eficiente, esse efluente, ao atingir corpos hídricos superficiais, promoverá redução de oxigênio dissolvido, levando à instabilidade dos seres aeróbios do ecossistema; os nutrientes podem acelerar o processo de eutrofização de corpos d'água; e as substâncias químicas presentes nos lixiviados podem ser tóxicas ou bioacumulativas na cadeia alimentar.

O tipo de tratamento para lixiviados de aterros sanitários deve ser escolhido a partir de alguns fatores, tais como: as características do lixiviado, idade do aterro, características climatológicas do local, aspectos legais, custos e tecnologias disponíveis (QUEIROZ et al., 2011 apud SILVA; LEITE, 2015).

Segundo Moravia (2011), O tratamento biológico é preferencialmente adotado por possuir facilidades operacionais e baixo custo de implantação e operação. No entanto, a toxicidade e recalcitrância dos seus constituintes dificulta o gerenciamento desse tipo de tratamento.

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário combinado com águas residuárias pode ser considerado uma boa alternativa, pois as elevadas concentrações de materiais orgânicos presentes no lixiviado podem ser diluídas, diminuindo dessa maneira, o impacto desse material nos processos biológicos como é o caso das lagoas de estabilização. (LIMA, 2010) Porém, deve-se considerar a carga aplicada pra que não haja comprometimento da estação de tratamento de esgoto.

As condições climáticas favoráveis e disponibilidade de área territorial possibilitam a implantação de lagoas de estabilização no Brasil, para o tratamento dos lixiviados de aterros sanitários. Vários fatores contribuem para tornar o tratamento em lagoas uma opção interessante para esse tipo de efluente, tais como: apresentam baixo custo de implantação e manutenção; podem operar em condições de flutuações das cargas aplicadas; conseguem remover compostos orgânicos, nitrogênio, fósforo e micro-organismos patogênicos. (MARTINS, 2010).

Campos (2012) através do estudo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas e obteve uma remoção de DQO_{Total} de 49%, $DQO_{Filtrada}$ de 48%, DBO_5 de 68% e $N-NH_4^+$ de 86%. Os valores médios de DBO_5 , $N-NH_4^+$ e pH, encontrou-se dentro das condições padrões estabelecidas pelo CONAMA 430/2011, para descarte de efluente de sistema de tratamento de esgoto sanitário em corpos aquáticos.

Neste contexto, essa pesquisa teve como objetivo Avaliar o desempenho de Lagoas de Estabilização Rasas no processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, levando-se em consideração as cargas superficiais aplicadas.

MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema experimental é constituído por quatro lagoas de estabilização rasas, construídas em alvenaria com interconexões de tubos de PVC, que permitem a passagem do efluente de uma lagoa para outra, sendo uma lagoa facultativa (LF), seguida de três lagoas de maturação (LM1, LM2 e LM3).

Na Figura 1 apresenta-se a planta baixa do sistema experimental e na Tabela 1 são apresentados os parâmetros físicos das lagoas de estabilização.

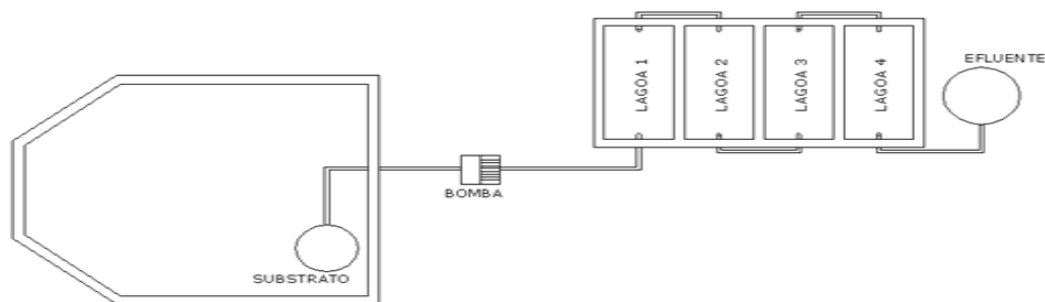


Figura 1: Planta baixa do sistema experimental.

Tabela 1: Dados dos parâmetros físicos das quatro lagoas de estabilização rasas.

Lagoas	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Área (m ²)	Volume (m ³)
LF	2,05	1,00	0,56	2,05	1,148
LM1	2,05	1,00	0,55	2,05	1,127
LM2	2,05	1,00	0,54	2,05	1,107
LM3	2,05	1,00	0,53	2,05	1,086

Os parâmetros rotineiramente monitorados foram: pH, DQO total e filtrada; alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, fósforo total e ortofosfato, utilizando-se para tal os métodos analíticos preconizado por APHA (2005). A carga superficial aplicada (As) na fase 1 foi de 400 kgDBO₅/ha.dia. Já fase 2 Esta carga superficial aplicada foi de 450 kgDBO₅/ha.dia. Utilizou-se em ambas as fases um substrato constituído por 99% de esgoto sanitário mais 1% de lixiviado de aterro sanitário (percentagem em volume).

O esgoto doméstico utilizado para preparação do substrato foi coletado no emissário leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande (PB), que atravessa no sentido longitudinal o Laboratório de Saneamento Ambiental da EXTRABES. O lixiviado foi proveniente do aterro sanitário metropolitano da cidade de João Pessoa - PB, localizado no Engenho de Mussurú no Distrito Industrial.

RESULTADOS

Na Tabela 2 são apresentados os dados das magnitudes advindos da caracterização química do substrato, composto de 99% de esgoto e 1% de lixiviado, utilizado para alimentar aos reatores durante todo o período de monitoramento.

Tabela 2: Magnitude dos dados da caracterização química do substrato utilizado na alimentação da série de lagoas de estabilização rasas.

Parâmetros	Unidades	Valores médios
Ph	-	7,3
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	435
Ácidos Graxos Voláteis	mgH-Ac.L ⁻¹	134
DQO _{Total}	mgO ₂ .L ⁻¹	618
DQO _{Filtrada}	mgO ₂ .L ⁻¹	185
DBO ₅	mgO ₂ .L ⁻¹	230
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	76
Fósforo Total	mgP.L ⁻¹	5,3
Ortofosfato	mgP.L ⁻¹	3,6

Na Figura 2, apresenta-se a evolução temporal do pH do substrato e dos efluentes da série de lagoas de estabilização na fase 1 e 2.

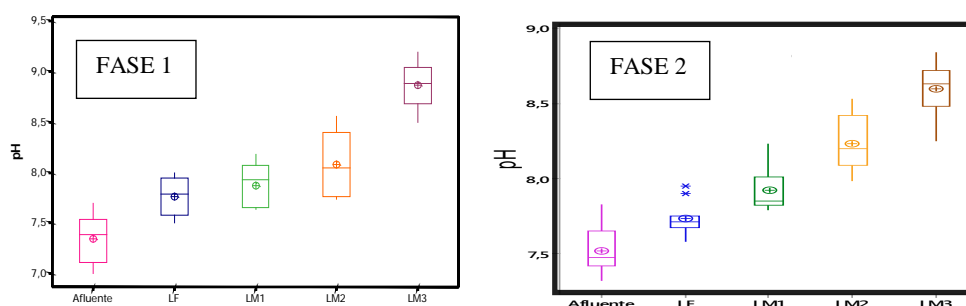


Figura 2: Comportamento da variação temporal do pH nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

Observa-se um comportamento crescente do pH. Isto ocorre devido à liberação do íon OH^- nos processos fotossintéticos das algas presentes no sistema experimental. O valor médio do pH do afluente obtido corresponde a 7,3 e 7,5 elevando-se para 8,9 e 8,6 no efluente do sistema para as fases 1 e 2 respectivamente. Na Figura 3 apresenta-se o comportamento do perfil da concentração de alcalinidade total na série de lagoas de estabilização para a fase 1 e 2.

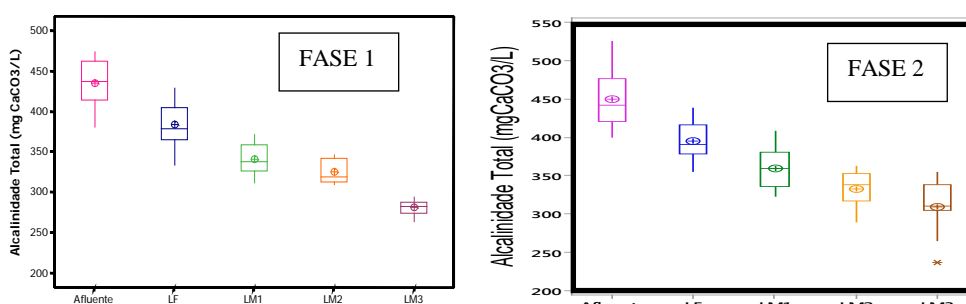


Figura 3: Perfil da concentração da alcalinidade total na série de lagoas de estabilização.

No tratamento biológico de esgoto a alcalinidade é necessária, pois ela produz um efeito tamponante suficiente para impedir queda brusca de pH. Geralmente as espécies químicas alcalinizantes mais presente nas águas são os íons HCO_3^- , carbonatos (CO_3^{2-}) e OH^- . Neste trabalho a concentração média da alcalinidade total no substrato foi de 435 e 450 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e foi reduzida para a 281 e 309 $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, propiciando eficiência média de redução de 35,4% na fase 1 e 31,3% na fase 2.

O comportamento do perfil da concentração de ácidos graxos voláteis na série de lagoas de estabilização monitorada é apresentado na Figura 4.

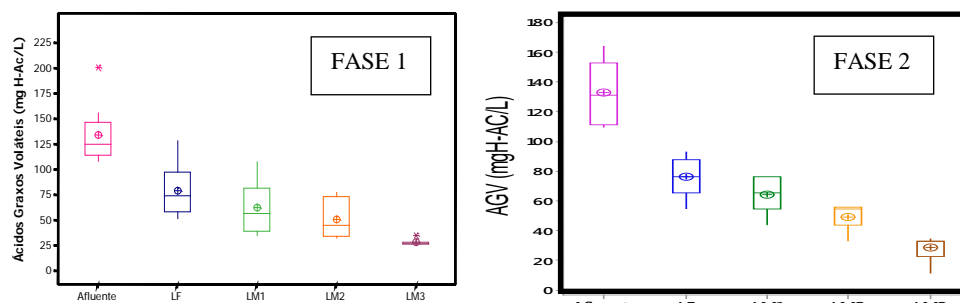


Figura 4: Perfil da concentração dos ácidos graxos voláteis na série de lagoas de estabilização.

No substrato as concentrações médias de ácidos graxos voláteis era de 134 e 132 $\text{mgHAc} \cdot \text{L}^{-1}$ na fase 1 e 2 sendo reduzidas no efluente da última lagoa para 28 $\text{mgHAc} \cdot \text{L}^{-1}$ e ambas as fases, obtendo assim uma eficiência de redução de 79% e 78,7%.

Os dados da concentração da DQO total do substrato e dos efluentes de cada lagoa de estabilização da série monitorada são apresentados na Figura 5.

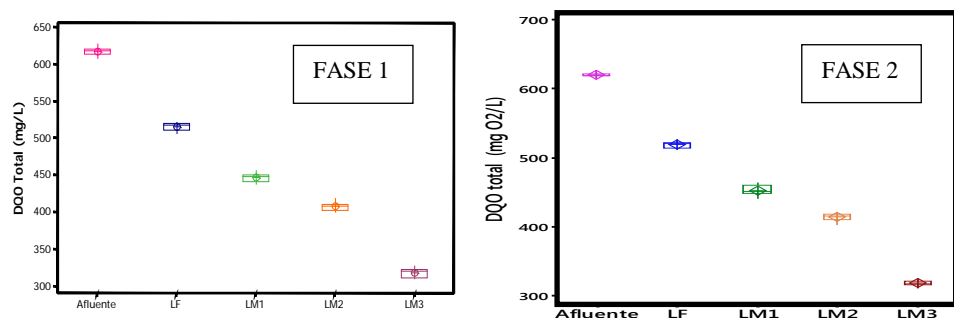


Figura 5: Perfil da concentração da DQO total na série de lagoas de estabilização.

A eficiência de remoção da DQO total foi de 49% e 48,7% para as fases 1 e 2. Isto significa que o efluente final ainda apresentou concentrações de DQO total de 317 e 318 mgO₂.L⁻¹ e que pode ser considerada relativamente alta.

Na Figura 6 apresenta-se o comportamento da concentração de DQO filtrada do substrato e dos efluentes da série de lagoas de estabilização.

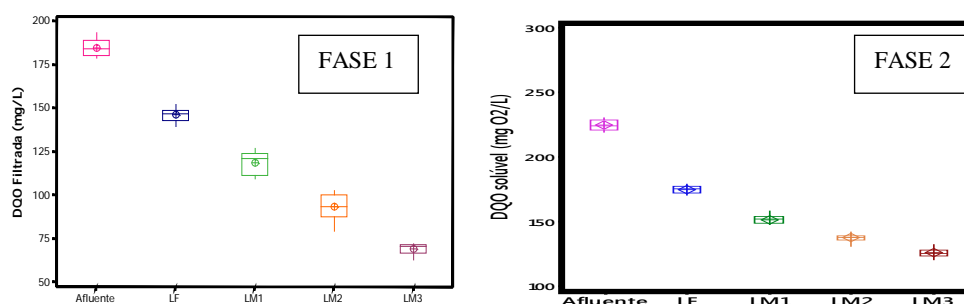


Figura 6: Perfil da concentração da DQO filtrada na série de lagoas de estabilização.

Analizando os dados de DQO filtrada, observou-se que o valor médio afluente foi de 185 e 225 mg.L⁻¹, reduzindo a 71 mg.L⁻¹ na fase 1 e 126 mg.L⁻¹ na fase 2, apresentando eficiência de remoção de 62 % e 44% respectivamente, durante o período de monitoramento.

O perfil da concentração de nitrogênio amoniacal na série de lagoas de estabilização é apresentado na Figura 7.

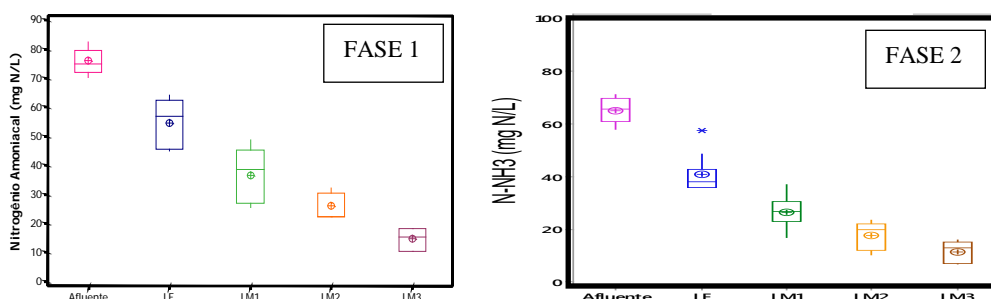


Figura 7: Perfil da concentração de nitrogênio amoniacal na série de lagoas de estabilização.

As concentrações do N-NH₄⁺ apresentaram tendência de decaimento, tendo valor médio afluente de 76 e 65 mgN.L⁻¹ passando a produzir efluente final com concentrações de 15 mgN.L⁻¹ e 11 mgN.L⁻¹ com eficiências de remoção de 80% e 83% respectivamente. Esta eficiência está associada ao processo de dessorção, haja vista a elevação do pH e a profundidade das lagoas.

O perfil da concentração de fósforo total na série de lagoas de estabilização é apresentado na Figura 8.

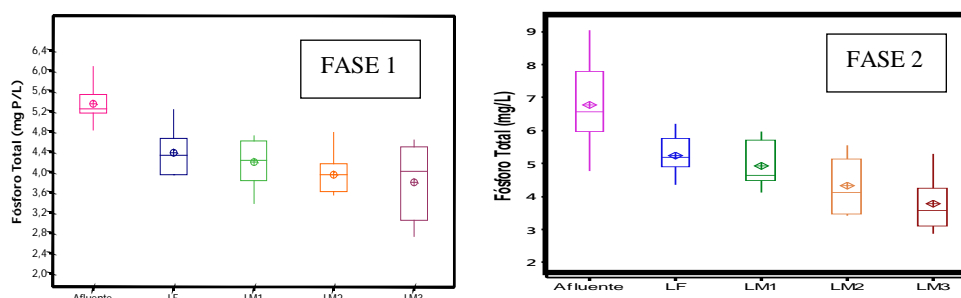


Figura 8: Perfil da concentração de fósforo total na série de lagoas de estabilização.

Os valores médios afluente foram de 5,3 mgPT.L⁻¹ na fase 1 e de 6,7 mgPT.L⁻¹ na fase 2 passando a obter 3,8 mgPT.L⁻¹ e 3,7 mgPT.L⁻¹ na LM3. Houve uma eficiência de remoção de 28,3% e 44,8% para as diferentes cargas superficiais aplicadas

O perfil da concentração de ortofosfato na série de lagoas de estabilização foi apresentado na Figura 9.

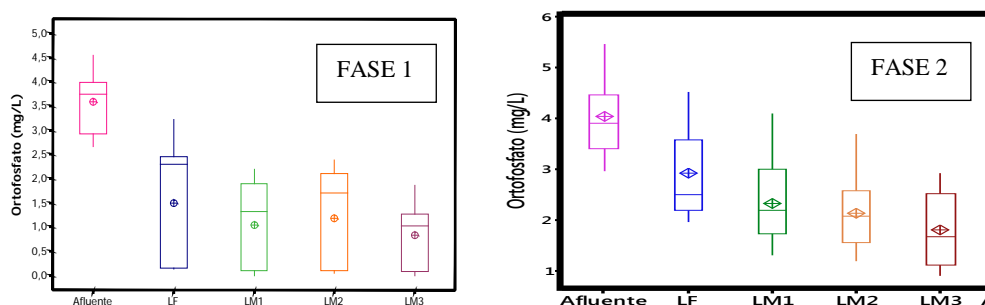


Figura 9: Perfil da concentração de ortofosfato na série de lagoas de estabilização.

Na Figura 9, observa-se que a concentrações médias de ortofosfato no afluente foram de 3,58mg.L⁻¹ e 4mg.L⁻¹ reduzindo a 0,84 mg.L⁻¹ e 1,8 mg.L⁻¹. A partir desses valores pode-se contar eficiência de remoção do sistema de 76,5% e 55%.

CONCLUSÃO

O processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização rasas mostrou ser uma alternativa viável e eficiente para as cargas de 400 kgDBO₅/ha.dia e 450 kgDBO₅/ha.dia, utilizando um substrato composto de 1% de lixiviado e 99% de esgoto doméstico.

Pode-se destacar a eficiência do tratamento obtendo remoções de alcalinidade total de 35,4% e 31,3%, AGV de 79% e 78,7%, DQO Total de 49 % e 48,7%, N-NH₄⁺ de 80% e 83%, fósforo de 28,3% e 44,8% e ortofosfato de 76,5% e 55%.para as fases 1 e 2 respectivamente.

Quanto ao lançamento de efluente em corpos aquáticos, de acordo com o CONAMA 430/2011, N-NH₄⁺ e pH do efluente da série de lagoas de estabilização encontram-se dentro das condições padrões estabelecidas pela norma.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA - American Public Health Association Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 19. WASHINGTON: APHA, AWWA, WPCF, 2005.
2. CAMPOS, A. R. C. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas. 2012. 98f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, 2012.
3. CAMPOS, F. Influencia do recebimento de lixiviado de aterro sanitário sobre o tratamento de esgoto em processo de lodo ativado e reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. 233f. Tese

- (Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública), Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, 2014.
4. LIMA, D.F. Tratamento Conjugado de Águas Residuárias e Lixiviado de Aterro Sanitário em Lagoas de Estabilização Rasas. Dissertação de Mestrado - Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande – PB. 2010, 17 p.
 5. MARTINS, C. L. M.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. Rev. Eng. Sanitária e Ambiental, v.15, n.4, p. 401-410, 2010.
 6. MORAVIA, W.G.; LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. Química Nova, v. 34, n. 8, p. 1370-1377, 2011.
 7. SILVA, R. B.; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. Rev. DAE, edição: 199. p. 18-26, 2015.