

Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização

Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in stabilization ponds

- **Data de entrada:**
16/06/2016
- **Data de aprovação:**
14/09/2016

Valderi Duarte Leite* | Alinne Gurjão de Oliveira | Andrezza Raphaella Costa Campos | José Tavares de Sousa | Wilton Silva Lopes | Elaine Gurjão de Oliveira

DOI: 10.4322/dae.2016.036

Resumo

Neste trabalho, foi estudado o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário *in natura* e esgoto doméstico em uma série de quatro lagoas de estabilização com profundidade média de 0,5 m, sendo uma lagoa facultativa, seguida de três lagoas de maturação. O substrato utilizado na alimentação das lagoas consistiu em uma mistura de esgoto doméstico (99%) e lixiviado de aterro sanitário *in natura* (1%). A eficiência média de remoção de DQO_{total} , $DQO_{filtrada}$, DBO_5 , $N-NH_4^+$ e coliformes termotolerantes foi de 49,0%, 48,0%, 69,0%, 86,0% e 99,8%, respectivamente. Constatou-se que o tratamento de lixiviado de aterro sanitário conjugado com esgoto doméstico apresenta potencial de se tornar uma promissora alternativa, principalmente para regiões com disponibilidade de área física, temperatura na faixa mesófila e significativa irradiação solar.

Palavras-chave: Aterro sanitário. Águas residuárias. Lagoas de estabilização.

Abstract

This study investigated the combined treatment of in natura landfill leachate and domestic sewage in a series of four stabilization ponds with an average depth of 0.5 m, one facultative pond, followed by three maturation ponds. The substrate used in feeding ponds consisted of a mixture of domestic sewage (99%) and in natura landfill leachate (1%). The average removal efficiency of total COD, soluble COD, BOD_5 , $N-NH_4^+$ and fecal coliforms was 49.0%, 48.0%, 69.0%, 86.0% and 99.8%, respectively. It was found that the treatment of landfill leachate combined with domestic sewage has the potential to become a promising alternative, especially for regions with availability of physical area, temperature in the mesophilic range and significant solar radiation.

Keywords: Landfill. Wastewater. Stabilization ponds.

Valderi Duarte Leite* – Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Professor associado B do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

Andrezza Raphaella Costa Campos – Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba.

Alinne Gurjão de Oliveira – Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba. Doutoranda em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal da Paraíba.

José Tavares de Sousa – Doutor em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Professor associado B do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

Wilton Silva Lopes – Doutor em Química pela Universidade Federal da Paraíba. Professor associado A do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

Elaine Gurjão de Oliveira – Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental. Doutoranda em Engenharia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba.

***Endereço para correspondência:** Avenida Juvêncio Arruda, SN. Bairro Universitário. CEP 58429-600. Campina Grande-PB. Telefone (83) 3315-3311. E-mail: mangabeiraleite@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, são coletadas diariamente cerca de 260 mil toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Desse quantitativo, 50,8% são dispostos em lixões, 22,5%, em aterros controlados e 27,7%, em aterros sanitários (IBGE, 2010). As diferentes vias de destinação final ou tratamento de RSU produzem lixiviado e biogás, com características químicas que sempre estão associadas à composição dos resíduos produzidos e a outros determinados tipos de fator (LEITE et al., 2009).

Segundo Laconi et al. (2011), o lixiviado de aterro sanitário é resultado do processo de percolação de águas pelos resíduos sólidos, sendo considerado um dos tipos de água residuária que podem causar grandes impactos no meio ambiente, haja vista apresentar características como alta concentração de amônia, matéria orgânica e sais. Seus perigos potenciais fazem com que seja necessário tratá-lo para que possa atender às exigências de lançamento em redes coletoras de esgotos ou quaisquer outros corpos receptores (LI et al., 2009).

A composição química do lixiviado é extremamente complexa, uma vez que, mesmo apresentando concentrações significativas de matéria orgânica, a relação Demanda Bioquímica de Oxigênio/Demanda Química de Oxigênio (DBO_5/DQO) gira em torno de 0,25, denotando que a matéria orgânica presente nele não é de fácil biodegradação. Contudo, outras espécies químicas, como, por exemplo, elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e determinadas situações de metais pesados, sempre estão presentes na sua composição química. Portanto, torna-se necessária a busca de novas alternativas tecnológicas para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, visto que, no Brasil, o aterro sanitário é a via mais representativa de disposição final dos RSU coletados.

Segundo Abbas et al. (2009), a quantidade de lixiviado gerado em um aterro sanitário depende da

percolação das águas de chuvas pelas camadas dos resíduos aterrados, dos processos bioquímicos que ocorrem na fração da massa putrescível, do percentual de água presente na massa dos resíduos e também do grau de compactação dos resíduos aterrados.

Guo et al. (2010) constataram que as características qualitativas do lixiviado de aterros sanitários variam de acordo com o tipo, grau e estágio de decomposição dos resíduos sólidos aterrados, como também da umidade, variações sazonais do tempo e idade do aterro. Na Tabela 1, são apresentados os dados de alguns parâmetros químicos de lixiviado de aterro sanitário, determinados em função da idade do aterro.

Tabela 1 – Magnitude de alguns parâmetros químicos de lixiviado, em função da idade do aterro.

Parâmetro/idade do aterro	Novo	Intermediário	Velho
Idade (anos)	< 5	5-10	> 10
pH	6,5	6,5-7,5	> 7,5
DQO ($mg\ O_2\ L^{-1}$)	> 10.000	4.000-10.000	< 4.000
DBO_5/DQO	> 0,3	0,1-0,3	< 0,1
Compostos orgânicos	80% AGV	5-30% AGV + ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: Renou et al. (2008).

Segundo Ifeanyichukwu (2008), aterros sanitários novos, com idade inferior a cinco anos, encontram-se na fase acidogênica e, como consequência, apresentam grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, que é fermentada facilmente, resultando na produção de Ácidos Graxos Voláteis (AGV). Quando o aterro ultrapassa os cinco anos, a fase metanogênica inicia-se, degradando os AGV e gerando metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), resultando na redução da biodegradabilidade da fração orgânica do lixiviado (LEITE et al., 2011).

Em determinadas situações, o lixiviado de aterro sanitário, quando novo, apresenta altas concen-

trações de matéria orgânica biodegradável, o que propicia elevada razão DBO_5/DQO . Essa razão decai com o tempo, resultante dos processos de estabilização da matéria orgânica biodegradável, restando apenas a matéria orgânica de difícil biodegradação, o que dificulta o tratamento biológico do lixiviado (AHMED; LAN, 2012).

Li et al. (2009) comentam que o perigo potencial do lixiviado produzido em aterro sanitário implica a necessidade de tratá-lo, tendo em vista atender às exigências de descarte em redes coletoras de esgotos ou corpos aquáticos, porém suas características tornam-no preocupante tanto ambiental quanto economicamente, devido aos custos envolvidos no seu tratamento. Em função dessas características, é necessária a escolha do tratamento e condições de funcionamento ideais, promovendo a máxima remoção de poluentes do lixiviado de aterro sanitário.

Entre as tecnologias estudadas, o tratamento conjugado é uma alternativa que vem sendo implantada em algumas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) no Brasil, cujo objetivo consiste em adicionar o lixiviado de aterro sanitário ao esgoto sanitário em unidades de tratamentos convencionais já existentes, minimizando, assim, os custos do aterro sanitário em relação ao tratamento do lixiviado.

Mannarino et al. (2011) enfatizam que o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário pode tornar-se uma alternativa viável, tendo em vista reduzir os efeitos impactantes ao ambiente, porém devem-se considerar alguns requisitos para sua aplicação, como a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE, a capacidade da estação de assimilá-lo, a compatibilidade do processo com as características do lixiviado e a possibilidade do manejo do lodo produzido.

Segundo Mara (2004) e von Sperling (2002), as vantagens do emprego de lagoas de estabilização, como alternativa de tratamento, estão relacionadas a fatores como simplicidade de construção,

manutenção e operação do sistema, reduzidos custos quando comparadas a outros sistemas de tratamento de esgotos, fonte de energia solar, satisfatória resistência às variações de cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas ao sistema e, no caso da Lagoa de Maturação, satisfatória eficiência no tocante à remoção de microrganismos patogênicos, tornando viável a utilização do efluente para reúso agrícola.

Nessa perspectiva, é necessário o desenvolvimento de uma alternativa de tratamento que propicie a produção de efluente que atenda às normas institucionais quanto ao lançamento de efluente, dentro de uma relação custo-benefício promissora nos aspectos econômicos.

2 OBJETIVO

Estudar o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico na proporção de 1% mais 99% (percentagem em volume), em lagoas de estabilização com profundidade média de 0,5 m.

3 METODOLOGIA

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (Extrabes), instituição de pesquisa da Universidade Estadual da Paraíba, localizada no bairro do Tambor, na cidade de Campina Grande, região Nordeste do Brasil ($7^{\circ}13'11''S$, $35^{\circ}52'31''O$, 550 m acima do nível do mar).

A preparação do substrato utilizado na alimentação das lagoas de estabilização para o tratamento conjugado consistiu na mistura de esgoto doméstico na proporção de 99% com lixiviado de aterro sanitário *in natura* na proporção de 1% (percentagem em volume), sendo preparado diariamente o volume necessário. A definição da proporção de lixiviado a ser utilizada no tratamento foi obtida a partir da relação entre a vazão de lixiviado produzido no aterro sanitário e a vazão de esgoto do-

méstico produzido pela população da cidade de Campina Grande.

O lixiviado utilizado foi coletado periodicamente no aterro sanitário da Região Metropolitana de João Pessoa, capital do estado da Paraíba, com o auxílio de um caminhão-tanque. Após coletado, foi transportado até as dependências da Extrabes e armazenado em reservatórios de polietileno.

O esgoto doméstico foi coletado diariamente no interceptor leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, localizado nas proximidades do laboratório da Extrabes.

Para caracterização química do lixiviado de aterro sanitário e do esgoto doméstico utilizado na preparação do substrato, foram quantificados os seguintes parâmetros: DBO_5 , DQO_{total} , $DQO_{filtrada}$, pH, Alcalinidade Total (AT), AGV, Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), $N-NH_4^+$, fósforo total (P_{total}), ortofosfato, sólidos totais, suspensos e suas frações.

O sistema experimental foi dimensionado em escala-piloto, sendo constituído por um reservatório de polietileno de 500 L, utilizado para armazenamento

do substrato, e quatro lagoas em série, construídas em alvenaria com interconexões de tubos de polícloreto de polivinila (PVC), permitindo a passagem do efluente de uma lagoa para outra. Na primeira lagoa, foi instalado um registro de controle de fluxo do substrato, para alimentação contínua do sistema experimental, ligado a uma bomba peristáltica e outros dispositivos complementares.

A série de lagoas de estabilização consistiu em quatro lagoas, sendo uma facultativa (LF), seguida de três de maturação (LM1, LM2 e LM3) e foi monitorada com tempo de detenção hidráulica de 17 dias e carga superficial aplicada de 320 kg DBO_5 /ha.dia. Os dados dos parâmetros físicos da série de lagoas são apresentados na Tabela 2 e, na Figura 1, tem-se seu diagrama esquemático.

Tabela 2 – Dados dos parâmetros físicos das quatro lagoas de estabilização.

Lagoa	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

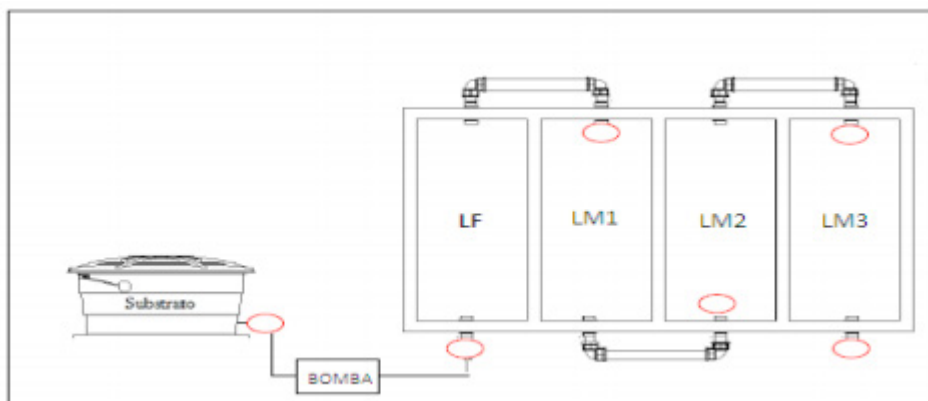


Figura 1 – Diagrama esquemático das lagoas de estabilização.

O processo de monitoramento consistiu na coleta e caracterização de amostras do substrato e dos resíduos líquidos efluentes de cada lagoa. Os parâmetros analíticos caracterizados foram: DQO_{total} , $DQO_{filtrada}$, DBO_5 , $N-NH_4^+$, pH, AT, AGV, coliformes termotolerantes, ovos de helmintos e clorofila “a”. As amostras foram coletadas semanalmente pela manhã, sempre às 8h. Todos os parâmetros físicos e químicos foram analisados de acordo com a metodologia preconizada pela American Public Health Association (APHA, 2012).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O esgoto doméstico utilizado neste estudo foi submetido à caracterização química durante todo o período de monitoramento do sistema experimental e os dados advindos dessa caracterização são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Magnitude dos dados advindos da caracterização química do esgoto doméstico produzido pela população da cidade de Campina Grande.

Parâmetro	Unidade	M _{média}	M _{mínima}	M _{máxima}	n
pH	-	7,2	7,0	7,5	20
AT	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	340	287	492	20
AGV	mg H-Ac.L ⁻¹	109	73	171	20
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	968	669	1.249	20
Sólidos totais voláteis	mg.L ⁻¹	443	315	587	20
Sólidos totais fixos	mg.L ⁻¹	525	354	662	20
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	199	162	259	20
Sólidos suspensos voláteis	mg.L ⁻¹	161	131	214	20
Sólidos suspensos fixos	mg.L ⁻¹	38	31	45	20
DQO_{total}	mg O ₂ .L ⁻¹	540	513	580	20
$DQO_{filtrada}$	mg O ₂ .L ⁻¹	165	135	220	20
DBO_5	mg O ₂ .L ⁻¹	190	174	228	20
NTK	mg N.L ⁻¹	76	60	89	20
N-NH ₄ ⁺	mg N.L ⁻¹	49	44	56	20
P _{total}	mg P.L ⁻¹	6,6	5,4	8,1	20
Ortofosfato	mg P.L ⁻¹	4,0	2,4	5,1	20

Analisando os dados apresentados na Tabela 3, observa-se que o esgoto doméstico utilizado nes-

te trabalho apresentava, na época de realização da pesquisa, características intermediárias entre esgoto forte e moderado, quando comparado à classificação de esgoto adotada por Jordão e Pessoa (2005).

Considerando as magnitudes médias apresentadas na Tabela 3, constata-se que os parâmetros químicos que caracterizam o esgoto como forte são: DQO_{total} (540 mg O₂.L⁻¹), NTK (76 mg N.L⁻¹), N-NH₄⁺ (49 mg N.L⁻¹) e sólidos totais (969 mg.L⁻¹). Por outro lado, parâmetros como sólidos suspensos totais (180 mg/L), sólidos suspensos voláteis (161 mg.L⁻¹), sólidos suspensos fixos (39 mg.L⁻¹), DBO_5 (190 mg O₂.L⁻¹) e P_{total} (6,5 mg P.L⁻¹) possuem concentrações dentro da faixa que classifica o esgoto doméstico produzido pela população da cidade de Campina Grande como moderado.

O lixiviado de aterro sanitário utilizado na preparação do substrato foi caracterizado quimicamente e os dados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Magnitude dos dados advindos da caracterização química do lixiviado in natura do aterro sanitário da Região Metropolitana de João Pessoa.

Parâmetro	Unidade	M _{média}	M _{mínima}	M _{máxima}	n
pH	-	7,9	7,8	8,0	20
AT	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	9.054	7.187	10.827	20
AGV	mg H-Ac.L ⁻¹	3.318	2.340	4.284	20
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	21.794	20.004	23.179	20
Sólidos totais voláteis	mg.L ⁻¹	6.261	5.204	7.578	20
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	952	899	1.000	20
Sólidos suspensos voláteis	mg.L ⁻¹	469	431	543	20
DQO_{total}	mg O ₂ .L ⁻¹	19.672	18.370	21.733	20
$DQO_{filtrada}$	mg O ₂ .L ⁻¹	11.448	13.293	10.647	20
DBO_5	mg O ₂ .L ⁻¹	7.021	6.328	7.439	20
NTK	mg N.L ⁻¹	2.383	1.791	2.756	20
N-NH ₄ ⁺	mg N.L ⁻¹	2.177	1.586	2.550	20
P _{total}	mg P.L ⁻¹	11,2	9,1	12,8	20
Ortofosfato	mg P.L ⁻¹	6,0	5,1	6,6	20

Analisando os dados da Tabela 4, observa-se que o lixiviado de aterro sanitário da Região Metropolitana de João Pessoa apresentou elevada concentração de matéria orgânica, expressa em função da DQO_{total} , alcançando magnitude média de $19.672 \text{ mg O}_2\text{-L}^{-1}$. Da concentração média da DQO_{total} , somente algo em torno de 36% corresponde à concentração de DBO_5 , o que caracteriza a presença de matéria orgânica de reduzida biodegradabilidade no lixiviado, consequentemente desfavorecendo a aplicação de tratamento biológico.

A principal forma encontrada de nitrogênio (N) no lixiviado foi o $N-NH_4^+$, correspondendo a 91% da concentração do N_{total} . Sua elevada concentração atua como fator limitante à aplicação do tratamento biológico a lixiviado de aterro sanitário. Nessa contextualização, a aplicação desse tipo só seria viável após a redução da concentração de $N-NH_4^+$, que poderia ser realizada por duas vias. A primeira seria a aplicação do processo de dessorção de $N-NH_4^+$ em torres de recheio, com consequente elevação do pH, que não é relativamente barato. A segunda via seria a diluição do lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico e a consequente redução da concentração de $N-NH_4^+$, propiciando a viabilização do tratamento biológico desse substrato em reatores de diferentes configurações.

Os resultados da caracterização dos parâmetros químicos do substrato alimentado durante todo o período de monitoramento da série de lagoas de estabilização são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Magnitude dos dados da caracterização química do resíduo líquido (substrato) utilizado na alimentação da série de lagoas de estabilização.

Parâmetro	Unidade	M _{média}	M _{mínima}	M _{máxima}	n
pH	-	7,4	7,3	7,7	20
AT	mg $CaCO_3\text{-L}^{-1}$	420	370	460	20
AGV	mg H-Ac.L ⁻¹	120	60	170	20
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	1.129	937	1.746	20
Sólidos totais voláteis	mg.L ⁻¹	553	384	766	20
Sólidos totais fixos	mg.L ⁻¹	576	589	980	20
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	218	165	271,1	20
Sólidos suspensos voláteis	mg.L ⁻¹	175	133	218,4	20
Sólidos suspensos fixos	mg.L ⁻¹	43	32	52,7	20
DQO_{total}	mg $O_2\text{-L}^{-1}$	650	580	720	20
$DQO_{filtrada}$	mg $O_2\text{-L}^{-1}$	225	210	230	20
DBO_5	mg $O_2\text{-L}^{-1}$	240	200	280	20
NTK	mg N.L ⁻¹	98	76	121	20
$N-NH_4^+$	mg N.L ⁻¹	76	60	90	20
P_{total}	mg P.L ⁻¹	7,5	4,2	9,9	20
Ortofosfato	mg P.L ⁻¹	4,5	3,2	5,8	20

Analisando os dados apresentados na Tabela 5, constata-se que, ao adicionar 1% de lixiviado de aterro sanitário *in natura* ao esgoto doméstico (percentagem em volume), houve elevação da concentração de todos os parâmetros químicos analisados, porém o substrato ainda apresentou características entre esgoto forte e moderado, de acordo com a classificação adotada por Jordão e Pêsoa (2005).

Deve-se ressaltar que o aumento da concentração média de DBO_5 para $241 \text{ mg O}_2\text{-L}^{-1}$, quando comparado ao esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, enquadrou-o como esgoto forte. Com relação aos parâmetros de NTK, com concentração média de 98 mg N.L^{-1} , e $N-NH_4^+$, com concentração média de 77 mg N.L^{-1} , salienta-se que essas concentrações ultrapassaram os limites estabelecidos para esgoto forte.

No processo de monitoramento das lagoas de estabilização, foram quantificados os principais parâmetros químicos considerados de fundamental

importância para a avaliação do desempenho das lagoas no tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico. Nesse contexto, o potencial hidrogeniônico foi quantificado durante todo o período de monitoramento no substrato e nos efluentes da série de lagoas, haja vista sua importância no entendimento da dinâmica geral de lagoas de estabilização tratando águas residuárias. Magnitudes elevadas de pH influenciam as atividades enzimáticas, a solubilização de determinados compostos químicos e o desempenho bacteriano, por propiciarem a elevação da atividade fotossintética das algas e contribuir para a dissociação dos íons bicarbonato (HCO_3^-) em CO_2 e do radical hidroxila (OH^-). Concomitantemente, as magnitudes elevadas do pH favorecem positivamente a conversão do íon amônio (NH_4^+) em gás amônia (NH_3) e, consequentemente, o processo de dessorção de N-NH_4^+ .

Na Figura 2, apresenta-se o comportamento da evolução temporal do pH na massa líquida da série de lagoas de estabilização durante o período de monitoramento.

Analisando o comportamento da Figura 2, pode ser constatado que as magnitudes do pH no subs-

trato afluente e nos resíduos líquidos efluentes da série de lagoas de estabilização variaram de 7,3 a 9,3 e que o crescimento do pH ocorreu progressivamente na série de lagoas, atingindo um percentual de crescimento de 27,4%.

A elevação da magnitude do pH, na série de lagoas de estabilização, está associada à atividade das algas, que, pelo processo fotossintético, em que a massa algal consome o CO_2 presente na massa líquida da lagoa, utilizam-no para seu crescimento, liberando radicais OH^- , fazendo com que o pH do meio líquido eleve-se.

Em relação à destinação do efluente final produzido pela série de lagoas de estabilização monitorada, pode-se destacar que a magnitude máxima do pH foi de 9,3 unidades de pH em algumas amostras caracterizadas no período de monitoramento, porém o efluente final produzido encontrou-se dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento em corpos aquáticos (cinco a nove unidades de pH).

O comportamento da variação temporal da concentração da AT no resíduo líquido afluente e nos efluentes de cada lagoa de estabilização no período de monitoramento é apresentado na Figura 3.

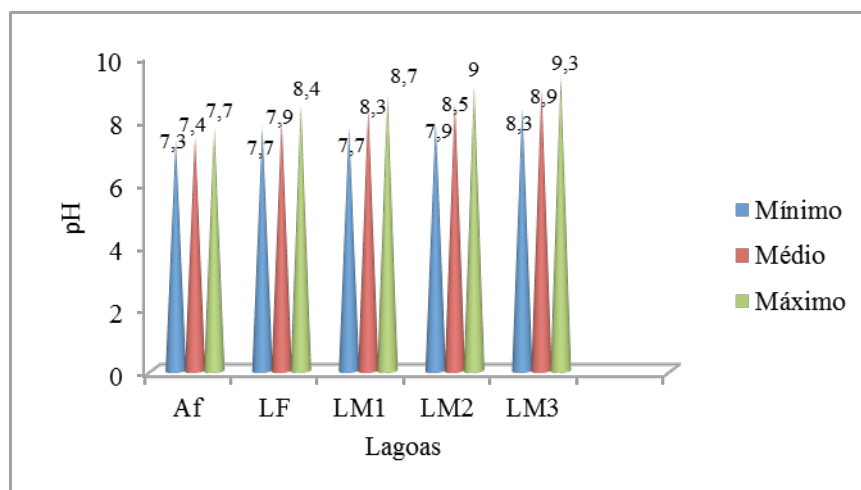


Figura 2 – Comportamento da evolução temporal do pH no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

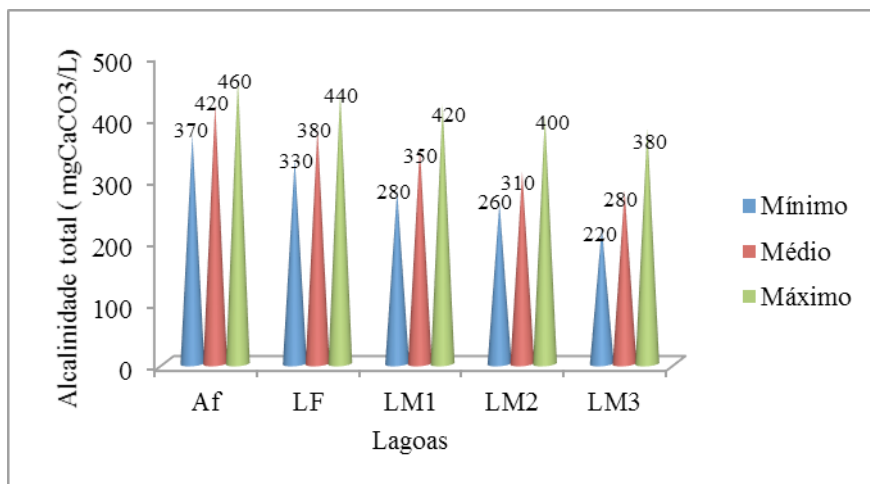


Figura 3 – Comportamento da concentração da AT no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

A alcalinidade é constituída por espécies químicas que podem contribuir para o tamponamento dos processos biológicos de tratamento de resíduos, evitando variações bruscas do pH. Geralmente, as espécies químicas mais presentes nas águas residuárias são os íons HCO_3^- , carbonatos (CO_3^{2-}) e OH^- . No resíduo líquido (afluente) que alimentou a LF, a concentração da AT variou de 370 a 460 $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. O significativo aumento dessa concentração foi propiciado pela concentração da AT do lixiviado de aterro sanitário, que, no caso específico deste trabalho, foi em torno de 25 vezes superior à concentração da AT do esgoto doméstico utilizado para preparação do substrato.

Constata-se que houve decréscimo na concentração de alcalinidade na massa líquida ao passar pelo tratamento na série de lagoas de estabilização. Ainda, a alcalinidade média afluente foi de 420 $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, passando a 280 $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ na LM3, obtendo eficiência de redução média de 33%, durante os 220 dias de monitoramento.

Segundo Lima (2010), ao utilizar um sistema de lagoas de estabilização rasas, constituído por uma LF e três LMs, para tratar o substrato da mistura de águas residuárias mais 1% de lixiviado de aterro sanitário, o consumo de AT é da ordem de 45%. A redução da concentração da AT está associada à remoção do CO_2 do meio líquido, particularmente pelo processo fotossintético, pela volatilização de NH_3 , em que, para cada mol de gás volatilizado, é consumido 1 $\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ ou 2,94 $\text{g CaCO}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{N-NH}_3^-$, e também pelo processo de desnitrificação, em que são consumidas 7,14 $\text{g CaCO}_3 \cdot \text{g}^{-1} \text{N-NO}_3^-$. Para que esses processos ocorram, são necessários: disponibilidade de oxigênio (O) dissolvido, pH variando na faixa de 7,5 a 8,5, favorável relação DBO_5/NTK e baixa presença de substâncias tóxicas (PAINTER, 1970; METCALF; EDDY, 1991; BITTON, 1994).

O comportamento da concentração de AGV no resíduo líquido afluente da LF e demais LMs é apresentado na Figura 4.

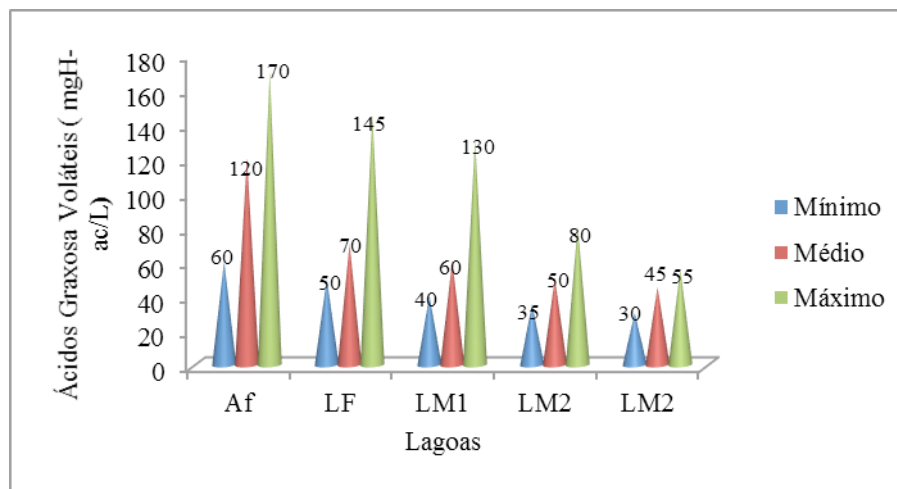


Figura 4 – Comportamento da variação temporal das concentrações de AGV no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

No resíduo líquido afluente, as concentrações de AGV variaram de 60 a 170 mg H-Ac.L⁻¹, com magnitude média de 120 mg H-Ac.L⁻¹. O significativo aumento dessa concentração no substrato que alimentou as lagoas de estabilização está associado diretamente à presença de elevadas concentrações de AGV no lixiviado de aterro sanitário, que em média foram de 2.340 mg H-Ac.L⁻¹, o que significa concentração 32 vezes superior à de AGV presente no esgoto doméstico produzido pela população da cidade de Campina Grande. A eficiência média da remoção de AGV na série de lagoas de estabilização monitorada foi de 62,5%, produzindo efluente com concentração média de AGV de 45 mg H-Ac.L⁻¹, para um substrato com relação de 1,4 g SST.g⁻¹ AGV. A relação estabelecida entre os sólidos suspensos voláteis e os AGV no esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, no período deste trabalho, foi de 1,47 g SSV/g AGV, enquanto essa mesma relação para o lixiviado de aterro sanitário utilizado foi de 0,14 g SSV/g AGV; com a adição de 1% de lixiviado de aterro sanitário no substrato, passou a ser de 1,45 g SSV/g

AGV, favorecendo significativamente o tratamento biológico desse tipo de resíduo.

No que concerne às relações estabelecidas entre DBO₅ e AGV para o esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, o lixiviado de aterro sanitário da cidade de João Pessoa e o substrato utilizado neste trabalho, as magnitudes das relações foram de 1,74, 2,1 e 2 g DBO₅/g AGV, respectivamente.

O comportamento da DBO₅ no substrato afluente e efluentes da série de lagoas de estabilização é apresentado na Figura 5.

A DBO₅ corresponde à quantidade de matéria orgânica presente no esgoto sanitário que é passível de degradação biológica por ação microbiana e constitui um dos principais parâmetros para projeto de unidades de tratamento de águas residuárias. É utilizada na determinação das cargas superficiais ou volumétricas aplicadas ao sistema e sua redução deve atender rigorosamente aos padrões ambientais de lançamento em corpos aquáticos ou reúso agrícola.

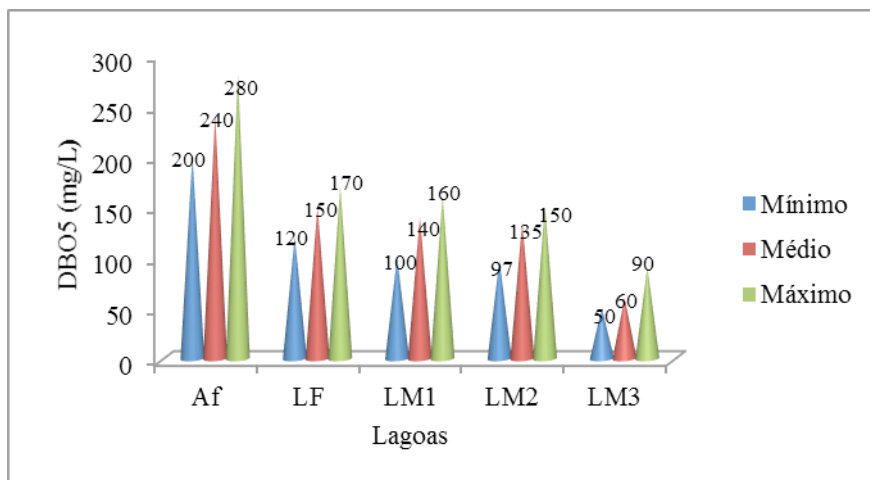


Figura 5 – Comportamento da DBO₅ no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

A relação DBO_5/DQO_{total} do esgoto doméstico utilizado para preparação dos substratos foi de 0,35 g DBO₅/g DQO_{total}, magnitude abaixo das normalmente encontradas para esgoto doméstico produzido pela população brasileira, que é algo em torno de 0,5 g DBO₅/g DQO_{total}, sendo um indicador da presença de material facilmente biodegradável. No caso do lixiviado de aterro sanitário também utilizado para preparação do substrato, a mesma relação foi de 0,35 g DBO₅/g DQO_{total}. Portanto, o substrato estudado neste trabalho era detentor de uma fração bastante expressiva de material orgânico de difícil biodegradação, o que compromete negativamente o desempenho do sistema em termos de remoção de material carbonáceo e nitrogenado.

Analisando os dados de DBO₅, apresentados na Figura 5, constata-se o comportamento decrescente da sua concentração na massa líquida na série de lagoas de estabilização, sendo encontradas magnitudes de concentrações médias para o afluente, LF, LM1, LM2 e LM3 de 240, 150, 140, 135 e 60 mg O₂.L⁻¹, respectivamente. Observa-se que o valor médio afluente da concentração de DBO₅ foi de 240 mg O₂.L⁻¹, com magnitude média

final na LM3 de 60 mg O₂.L⁻¹, propiciando eficiência média de redução de 75%.

Para que o efluente possa ser descartado em corpo aquático, deve obedecer aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 430/2011, em que a magnitude máxima da concentração de DBO₅ é de 120 mg O₂/L, limite que somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO₅ ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento das metas do enquadramento do corpo receptor.

Na Figura 6, apresenta-se o comportamento da variação temporal da concentração da DQO_{total} no afluente e nos efluentes das lagoas de estabilização.

A concentração de DQO_{total} no afluente variou de 580 a 720 mg O₂/L, com magnitude média de 650 mg O₂/L. A eficiência de redução dessa concentração foi de 50,7% e o maior percentual de remoção foi constatado na LF, haja vista receber as frações mais representativas das diversas frações de massa de DQO, além do tempo de detenção hidráulica de 4,4 dias. No esgoto doméstico da cidade de Campina Grande, da concentração dos

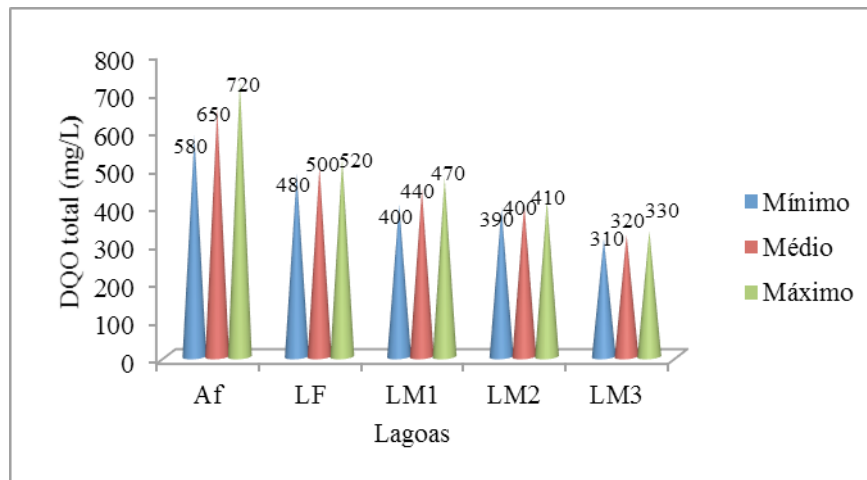


Figura 6 – Comportamento da DQO_{total} no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

sólidos totais, em média 55,7% correspondiam à concentração de DQO_{total} , enquanto, no lixiviado de aterro sanitário utilizado para preparação do substrato, esse percentual foi de 89,5%. Contudo, o complicador para o tratamento biológico do lixiviado é que grande fração da concentração dessa DQO é de matéria orgânica de difícil biodegradação. No esgoto doméstico utilizado na preparação do substrato, a concentração de sólidos totais dissolvidos foi, em média, de 82% da concentração dos sólidos totais; desse percentual, a relação com a DQO_{total} foi de 1,46 g SD/g DQO_{total} . Quanto ao lixiviado de aterro sanitário, o percentual de sólidos dissolvidos em relação aos sólidos totais foi de 95% e a relação estabelecida entre a concentração de sólidos dissolvidos e a de DQO_{total} passou a ser de 0,95 g SD/g DQO_{total} , algo em torno de 55% inferior, o que denota a presença de material de difícil biodegradação na fração dissolvida de matéria orgânica no lixiviado de aterro sanitário.

Investigando ainda as possíveis vias norteadoras da baixa biodegradabilidade da matéria orgânica presente no lixiviado de aterro sanitário, constatou-se que, no esgoto doméstico, em média, da

concentração de sólidos suspensos totais, 92% correspondiam à concentração de sólidos suspensos voláteis, enquanto, no lixiviado de aterro sanitário, esse percentual foi de apenas 49%, ou seja, tomando como referência os sólidos suspensos voláteis no lixiviado de aterro sanitário utilizado, sua concentração foi 87,7% menor do que a do esgoto doméstico. Por essa razão, quando se objetiva viabilizar o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, em proporção quantitativa dos dados produzidos nas unidades de tratamento, devem-se verificar os ajustes necessários desses parâmetros e a viabilidade de aplicação do processo biológico. Em se tratando de substrato constituído por 99% de esgoto doméstico e 1% de lixiviado de aterro sanitário, que foi o resíduo líquido estudado neste trabalho, a relação entre sólidos suspensos voláteis e totais foi de 90,2%, muito próxima à do esgoto doméstico.

O comportamento da concentração da $DQO_{filtrada}$ no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização é apresentado na Figura 7.

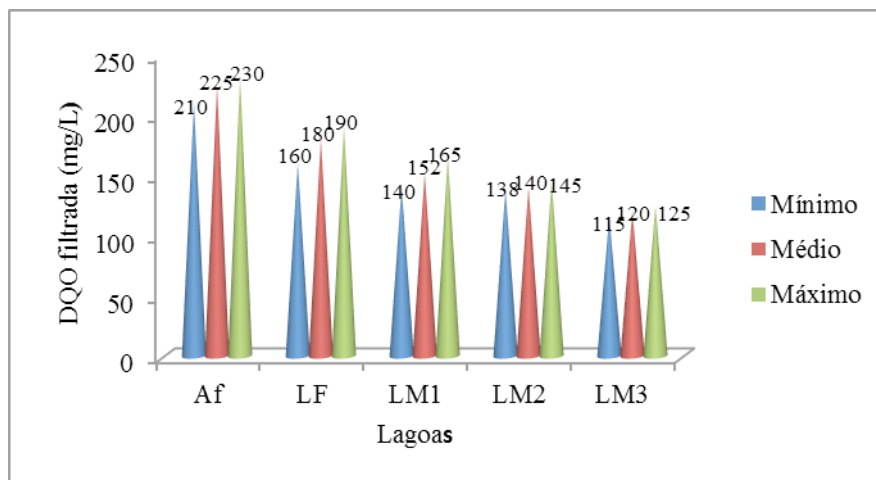


Figura 7 – Comportamento da $DQO_{filtrada}$ no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

A concentração média da $DQO_{filtrada}$ no substrato afluente foi de $225 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, sendo reduzida progressivamente para $120 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente da LM3, proporcionando eficiência média de remoção de 46,6%, durante os 220 dias de monitoramento. A maior eficiência de remoção foi constatada na LF, com percentual de 20%, comportamento semelhante ao ocorrido com as concentrações de DQO_{total} (23%) e $DQO_{particulada}$ (34%). No substrato que alimentou a lagoa de estabilização, a concentração de sólidos dissolvidos foi de 911 mg/L , enquanto a concentração de sólidos suspensos totais e voláteis foi de 218 mg/L e 175 mg/L , respectivamente. Portanto, a eficiência de remoção da concentração da $DQO_{filtrada}$ está associada à presença de compostos orgânicos dissolvidos. No substrato utilizado neste trabalho, a relação entre sólidos totais dissolvidos e totais foi de 82,8%. Ainda, a relação estabelecida entre as concentrações de $DQO_{particulada}$ e DQO_{total} ficou em torno de 65,4% e de $DQO_{filtrada}$ e DQO_{total} 34,0%, o que denota a presença mais significativa de sólidos orgânicos suspensos no substrato.

A digestão anaeróbia dos RSU confinados em aterros sanitários produz lixiviado com elevada concentração de N-NH_4^+ . Frente a essa característica, a aplicação de tratamento biológico do lixiviado torna-se bastante complicada, haja vista a elevada concentração de N-NH_4^+ propiciar possibilidade de toxicidade para os microrganismos presentes no sistema de tratamento. Na Figura 8, apresenta-se o comportamento da concentração de N-NH_4^+ no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização.

No lixiviado de aterro sanitário estudado neste trabalho, a concentração média de N_{total} foi de 2.383 mg/L ; desse total, 91% correspondiam à concentração de N-NH_4^+ . No substrato, a concentração média de N_{total} foi de 98 mg/L e a de N-NH_4^+ , 76 mg/L , magnitudes bem superiores à do esgoto doméstico.

A concentração de N-NH_4^+ apresentou tendência de decaimento, tendo valor médio afluente no substrato de $76 \text{ mg N} \cdot \text{L}^{-1}$, sendo reduzido progressivamente ao longo da série de lagoas para

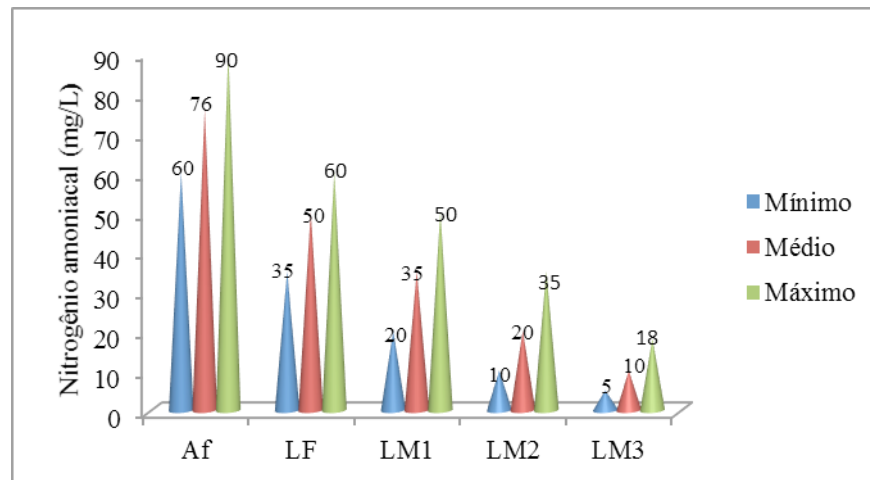


Figura 8 – Comportamento da concentração de $N-NH_4^+$ no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas de estabilização

a concentração de 10 mg N.L^{-1} no efluente final produzido, estabelecendo eficiência de remoção média de 86,8%, associada aos processos de dessorção de amônia e ao consumo de CO_2 , haja vista as limitações da ocorrência via rota de desnitrificação. Em se tratando de lagoas de estabilização alimentadas com elevada concentração de $N-NH_4^+$, profundidade média de 54,5 cm, pH na massa líquida variando de 7,3 a 9,3 e temperatura média na massa líquida de $25 \text{ }^\circ\text{C}$, as duas vias mais prioritárias para a remoção de $N-NH_4^+$ são a dessorção de NH_3 e a utilização de CO_2 na fotossíntese. Nas duas primeiras lagoas, a eficiência de remoção da concentração de $N-NH_4^+$ foi de 54% e, nas duas últimas lagoas da série, de 71%, o que justifica a influência do pH no processo de dessorção de $N-NH_4^+$.

Coliformes termotolerantes são aceitos mundialmente como indicadores de poluição fecal, tanto para avaliar o grau de tratamento de efluentes quanto para verificar se as águas de corpos receptores podem ser utilizadas para usos especifi-

cos, como abastecimento público, lazer, irrigação, aquicultura etc. Diversos fatores interferem no decaimento bacteriano ao longo do sistema de lagoas de estabilização, entre os quais podem ser destacados: a temperatura, direção e velocidade dos ventos, a intensidade da luz solar, a geometria das lagoas, as altas concentrações de O dissolvido, as variações das magnitudes de pH e o fenômeno da predação. No sistema de lagoas de estabilização tratando lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, observou-se a redução das densidades de coliformes termotolerantes, como pode ser observado na Tabela 6. No substrato (99% de esgoto sanitário e 1% de lixiviado de aterro sanitário), a densidade de coliformes termotolerantes variou de 5×10^5 a 4×10^7 UFC/100 mL. Já no efluente final do sistema de lagoas de estabilização, essa magnitude variou de 1×10^2 a 4×10^5 UFC/100 mL, com concentração média de $2,35 \times 10^4$ UFC/100 mL. Os valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão para o afluente e efluentes de cada lagoa de estabilização (LF, LM1, LM2 e LM3) estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão da densidade de coliformes termotolerantes obtidos no monitoramento da massa líquida do sistema de lagoas de estabilização.

	Afluente	LF	LM1	LM2	LM3
Mínimo (UFC/100 mL)	5,00E+05	3,70E+04	1,00E+04	1,00E+03	1,00E+02
Máximo (UFC/100 mL)	4,00E+07	7,00E+06	3,00E+06	1,00E+06	4,00E+05
Médio (UFC/100 mL)	9,28E+06	1,31E+06	4,44E+05	1,13E+05	2,35E+04
Desvio padrão	9763718,9	1717940,9	732140,2	231446,4	63431,8

O sistema apresentou eficiência média de 99,76%, atingindo eficiências de até 99,99%. As eficiências de remoção de coliformes termotolerantes em cada lagoa de estabilização (LF, LM1, LM2 e LM3) estão apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 – Magnitude das eficiências de remoção de coliformes termotolerantes obtidas no monitoramento da massa líquida das lagoas de estabilização.

Eficiência	Mín. (%)	Máx. (%)	Méd. (%)	Desvio padrão
LF	54,55	98,27	84,27	11,67
LM1	25,00	99,06	68,73	16,87
LM2	46,30	98,67	81,65	12,48
LM3	28,57	98,00	74,13	16,69
Eficiência total	97,14	99,99	99,76	0,60

A densidade média de coliformes termotolerantes no efluente produzido na última lagoa da série foi de 1.000 UFC/100 mL, o que atende à legislação pertinente para reúso agrícola. Portanto, tratar lixiviado de aterro sanitário diluído em esgoto sanitário pode ser uma promissora alternativa, principalmente para regiões com disponibilidade de área física, limitada quantidade de água para uso agrícola ou industrial e fatores ambientais favoráveis para o desempenho de lagoas de estabilização.

A presença ou ausência de ovos de helmintos é uma das características mais importantes associadas à utilização de águas residuárias tratadas, no que diz respeito à preservação da saúde pública. Na Figura 9, são apresentados os valores da densidade de ovos de helmintos encontrados no afluente e nos efluentes de cada lagoa de estabilização.

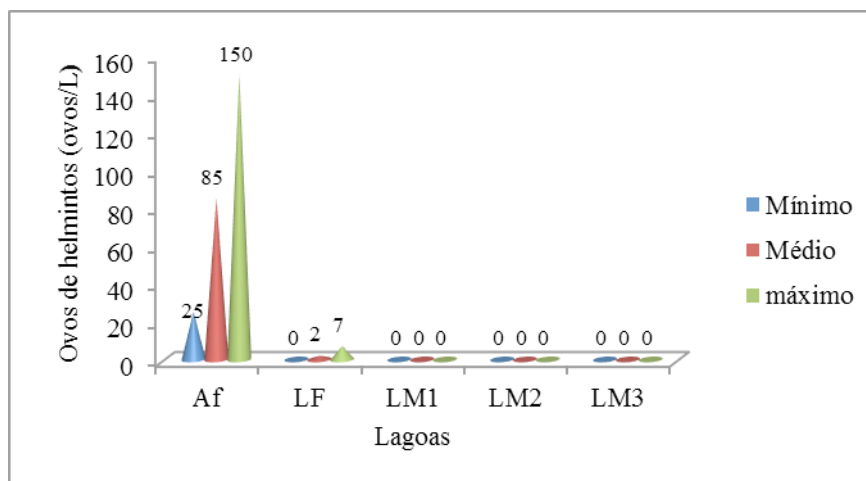


Figura 9 – Magnitude da densidade de ovos de helmintos no substrato afluente e nos efluentes da série de lagoas monitorada.

Durante o período de monitoramento das lagoas de estabilização, houve ampla variação nas densidades dos ovos de helmintos. As magnitudes mínima, máxima e média observadas foram 25 ovos/L, 150 ovos/L e 85 ovos/L, respectivamente. Nos efluentes da LF, observou-se a redução do número de ovos de helmintos em relação ao afluente. Os valores máximo e mínimo encontrados nos efluentes da LF foram de 7 ovos/L e 0 ovo/L, respectivamente. Nos efluentes das LMs, não foram encontrados ovos de helmintos em nenhuma das amostras coletadas e examinadas.

Ovos de helmintos apresentam densidades superiores às dos efluentes tratados, tendendo a sedimentar no fundo das lagoas de estabilização. Sua remoção ocorreu por sedimentação, sendo o maior número de ovos retido na LF; os que permaneceram no efluente foram retidos na LM1. A eficiência de remoção de ovos de helmintos na série de lagoas de estabilização foi de 100%.

As concentrações de clorofila “a” produzidas na massa líquida das lagoas de estabilização são apresentadas na Figura 10.

A clorofila “a” é o pigmento responsável pelo processo fotossintético. É a mais comum das clorofilas e representa, aproximadamente, de 1% a 2% em peso seco do material orgânico em todas as algas planc-tônicas. Portanto, é um parâmetro que expressa indiretamente a biomassa algal, podendo ser considerado a principal variável indicadora do estado trófico dos ambientes aquáticos. As lagoas de estabilização diferem dos corpos de águas naturais e dos reservatórios artificiais, por possuírem elevadas concentrações de nutrientes e clorofila e altas densidades fitoplanctônicas, caracterizando-as como sistemas aquáticos hipertróficos.

As concentrações médias de clorofila “a” nas lagoas de estabilização monitoradas variaram de 1.000 a 1.100 $\mu\text{g/L}$, sendo a LM2 a que produziu maior concentração. As relações estabelecidas entre as concentrações de clorofila “a” e de DBO_5 na série de lagoas de estabilização (LF, LM1, LM2 e LM3) foram de 7,69, 7,85, 8,2 e 16,6 μg clorofila “a”/ g DBO_5 , respectivamente, denotando que, na LM3, a relação clorofila “a”/ DBO_5 foi 115,8% maior quando comparada com a LF, sendo essa relação resultante da redução da

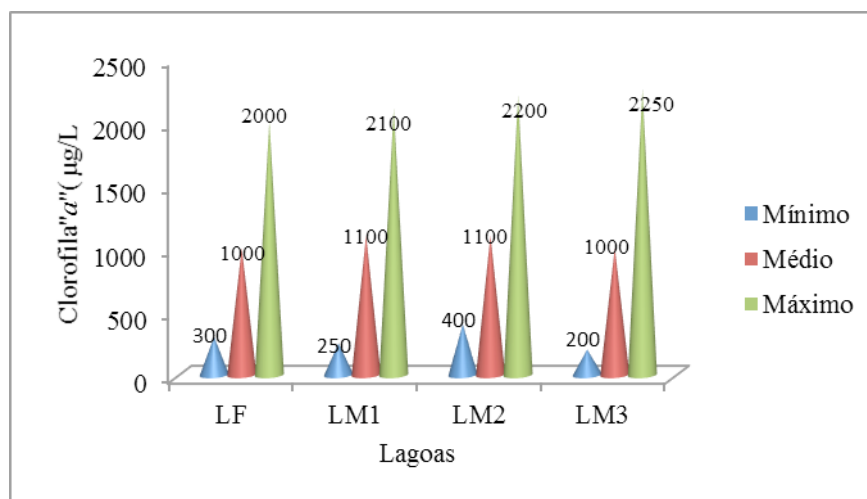


Figura 10 – Magnitude das concentrações de clorofila “a” nos efluentes da série de lagoas de estabilização monitorada.

concentração de DBO_5 propiciada pelos fenômenos envolvidos na dinâmica do processo de bioestabilização de matéria orgânica em lagoas de estabilização. Quanto às relações estabelecidas entre as concentrações de clorofila e $N-NH_4^+$, as magnitudes encontradas foram de 20, 31,4, 55 e 100 μg clorofila "a"/ g $N-NH_4^+$, respectivamente, o que significa que, na última lagoa da série, a relação clorofila "a"/ DBO_5 foi 400% maior quando comparada com a LF. Em outras palavras, na série de lagoas de estabilização monitorada, a disponibilidade de $N-NH_4^+$ na massa líquida foi reduzida de 50 para 10 μg $N-NH_4^+$ / μg clorofila "a" e esse mesmo percentual de redução não foi constatado no quantitativo de massa de clorofila "a", denotando que a concentração de $N-NH_4^+$ não foi fator limitante na sua geração.

5 CONCLUSÕES

Frente à análise dos dados deste trabalho, pode-se concluir que:

- A mistura de 1% de lixiviado de aterro sanitário com 99% de esgoto sanitário (percentagem em volume) produz substrato com característica de esgoto forte, que pode ser tratado via processo biológico.
- As lagoas de estabilização em série, com profundidade média de 0,5 m, na região Nordeste do Brasil, apresentaram bom desempenho no tratamento de substrato constituído por 1% de lixiviado de aterro sanitário e 99% de esgoto sanitário no que concerne à remoção de material carbonáceo, material nitrogenado, coliformes termotolerantes e ovos de helmintos.
- Em relação aos custos associados ao tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário, quando comparado a lagoas de estabilização aplicadas ao tratamento de esgoto sanitário, houve um pequeno acréscimo, haja vista a necessidade de transporte de lixiviado para o local das lagoas.

- No geral e considerando alguns ajustes necessários para projeto em escala real do tratamento conjugado em lagoas de estabilização, essa é uma alternativa que desponta com grande potencial para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, dentro de uma promissora relação custo-benefício nos aspectos sociais, econômicos e ambientais.
- Na conjuntura brasileira atual e em regiões ou cidades em que existem já instaladas e em operação ETEs e aterro sanitário, as limitações técnicas e financeiras inerentes à aplicação do tratamento conjugado estão associadas diretamente à distância existente entre as duas unidades de tratamento de resíduos líquidos e sólidos e a alguns parâmetros operacionais. Contudo, os custos de transporte de lixiviado de aterro sanitário seriam ainda menores quando comparados aos diversos processos de tratamento que normalmente são exigidos para lixiviado *in natura* de aterro sanitário, objetivando a produção de efluente que atenda à legislação pertinente.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A.; GUO, J. S.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S.; Review on Landfill Leachate Treatments, **American Journal of Applied Sciences** v. 6, n. 4, 2009, p. 672-684.
- AHMED, N. F., LAN, C. Q.; Treatment of Landfill Leachate Using Membrane Bioreactors: A Review, **Desalination**, v. 287, 2012, p. 41-54.
- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.
- BITTON, G.(1994) Wastewater Microbiology. New York, John Wiley.
- GUO, J. S.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y. P.; LIUA, Z. P.; FANG, F.; CHEN, P.; Treatment of Landfill Leachate Using a Combined Stripping, Fenton, SBR, and Coagulation Process, **Journal of Hazardous Materials**, vol. 178, n. 1-3, 2010, p 699-705.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico** (2008), Rio de Janeiro, ISBN 978-85-240-4135-8, 2010.

IFEANYICHUKWU, M. J.; **New Leachate Treatment Methods**. Master Thesis - Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden, 2008, 77 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A.; **Tratamento de esgotos domésticos**, 4° ed., SEGRAC, Rio de Janeiro - RJ, 2005, 932 p.

LACONI, C., ROSSETTI, S., LOPES, A., RIED, A.; Effective Treatment of **Stabilized** Municipal Landfill Leachates, **Chemical Engineering Journal**, v. 168, 2011, p. 1085–1092.

LEITE, V. D.; FERNANDES, F.; JUCÁ, J. F. T.; GOMES, L. P.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, F. M. S.; CAETANO, M. O. **Estudo do Processo de Stripping de Amônia de Lixiviado de Aterro Sanitário**. In: Estudo de caracterização e tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário para condições brasileira. Rio de Janeiro: ABES, p. 60 – 96, 2009.

LEITE, V.D.; PEARSON, H.W.; SOUSA, J.T.; LOPES, W.S. The Removal of Ammonia from Sanitary Landfill Leachate Using a Series of Shallow Waste Stabilization Ponds. **Water Science & Technology**, v. 63, n. 4, 2011, p. 666 – 670.

LI, H.; ZHOU, S.; SUN, Y.; FENG, P.; LI, J.; Advanced Treatment of Landfill Leachate by a New Combination Process in a Full-Scale Plant; **Journal of Hazardous Materials**, vol. 172, n. 1, 2009, p. 408–415.

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, 95 p.

MARA, D.; **Domestic Wastewater treatment in developing countries**, First ed., London - UK, Earthscan, 2004, 310 p.

MANNARINO, C. F., FERREIRA, J. A., MOREIRA, J. C.; Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico como Alternativa para a Solução de um Grave Problema Ambiental e de Saúde Pública – Revisão Bibliográfica, **Caderno de Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, 2011, p. 11-9.

METCALF & EDDY(1991). *Wastewater Engineering – treatment, disposal and reuse*. 3rd Edition. New York: McGraw – Hill Book Company, Inc.

PAINTER, H. A. A review of literature on inorganic metabolism in microorganisms. **Water Research**, v.4, p. 393 – 450, 1970.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P.; Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity, **Journal of Hazardous Materials**, vol. 150, n. 3, 2008, p. 468–493.

VON SPERLING; OLIVEIRA, S. C., M.; Avaliação da Influência do Tempo de Detenção Hidráulica e da Taxa de Aplicação Superficial na Composição da Comunidade Fitoplanctônica Presente em Lagoas de Polimento e a Influência dessa Comunidade nas Condições Ambientais (pH, OD e amônia) das Lagoas, **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica**. Vol. 3, No. 1, 2010, p. 11-21.