

# Aplicabilidade do Activated Sludge Model No. 1 (ASM 1) para simulação do cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em lagoas aeradas

*Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) applicability for simulation of sanitary sewage and landfill leachate co-treatment in aerated lagoons*

Nara Alonso Salles<sup>1</sup> , Theo Syrto Octavio de Souza<sup>1\*</sup> 

## RESUMO

A necessidade crescente de alternativas para o tratamento e a disposição de lixiviados de aterros sanitários é uma realidade no Brasil, principalmente com os avanços estabelecidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos a partir de 2010 e consequentes metas de substituição de lixões por aterros sanitários. Uma alternativa empregada, devido à facilidade de implantação, é o cotratamento com esgoto sanitário, por meio do recebimento do lixiviado em estações de tratamento de esgoto (ETE). Este estudo avaliou a aplicabilidade do *Activated Sludge Model No. 1* (ASM1) para lagoas aeradas promovendo o cotratamento de esgoto e lixiviado. Os cenários simulados consistiram em proporções crescentes de adição de lixiviado ao sistema – que variaram de 0 a 10% – e, para cada um deles, foi avaliado o desenvolvimento de biomassa heterotrófica e autotrófica, o consumo de demanda química de oxigênio (DQO) em diferentes frações, a nitrificação, o consumo de oxigênio e a alcalinidade. Os resultados das simulações geradas indicaram que o modelo foi otimista em relação ao período de partida do sistema e à adaptação das comunidades microbianas consideradas frente aos cenários progressivamente agressivos oferecidos pela maior presença de lixiviado. Porém, representou adequadamente o prejuízo à qualidade do efluente devido à matéria orgânica recalcitrante e aos problemas relacionados à manutenção da nitrificação, frente ao aumento da capacidade de aeração e da demanda de alcalinidade. O ASM1 teve boa aplicabilidade, portanto, como ferramenta para avaliar qualitativamente o comportamento de ETE ao receber lixiviado para cotratamento e corroborar os riscos associados a essa alternativa, necessitando, porém, de modificações e detalhamentos adicionais para otimização de sistemas reais.

**Palavras-chave:** ASM; aterro sanitário; cotratamento; lagoa aerada; lixiviado; modelação.

## ABSTRACT

The growing necessity for alternative landfill leachate treatment and disposal is a reality in Brazil, mainly when the advancements of the National Policy on Solid Wastes (2010) established goals for replacing dumping grounds with landfills. Due to its simplicity, a usual alternative is to perform co-treatment of municipal sewage and landfill leachate in wastewater treatment plants (WWTPs). This study assessed the applicability of the Activated Sludge Model No 1 (ASM1) to aerated lagoons promoting sewage and leachate co-treating. The simulated scenarios consisted of increasing proportions of leachate addition to the system, ranging from 0 to 10%, and for each of them the development of heterotrophic and autotrophic biomass, COD consumption in different fractions, nitrification, oxygen consumption and alkalinity were evaluated. The simulation results showed that the model was optimistic regarding the treatment system startup and microbial communities adaptation when exposed to increasingly aggressive conditions due to leachate addition. However, it correctly represented the detrimental effects on effluent quality due to recalcitrant organic matter and the issues with maintaining proper nitrification regarding aeration capacity and alkalinity demands. ASM1 has good applicability, therefore, as a tool to qualitatively assess the behavior of WWTP when receiving leachate for co-treatment and corroborates the risks associated with this alternative, however, requiring further modifications and details to optimize real systems.

**Keywords:** ASM; landfill; co-treatment; aerated lagoon; leachate; modeling.

<sup>1</sup>Universidade de São Paulo – São Paulo (SP), Brasil.

\*Autor correspondente: theos@usp.br

Recebido: 05/12/2017 - Aceito: 23/11/2018 - Reg. ABES: 188723

## INTRODUÇÃO

Lixiviados de aterros sanitários constituem-se em importantes efluentes dos pontos de vista ambiental e de saúde pública, sendo gerados por meio da percolação da água de chuva através dos resíduos sólidos, além da própria umidade do material depositado nos aterros. Os lixiviados possuem altas cargas orgânicas (biodegradáveis ou não), nas quais os compostos húmicos constituem um importante grupo, assim como os compostos nitrogenados, metais pesados e sais inorgânicos (RENOU *et al.*, 2008; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006; ÇECEN; ÇAKIROGLU, 2001; QASIM; CHIANG, 1994). Por apresentar uma composição química complexa, apresentam alto poder poluidor para mananciais, águas subterrâneas e solo se não submetidos ao devido tratamento.

Nos últimos anos, o tratamento biológico aplicado a lixiviados tem atraído interesse por causa das muitas vantagens relacionadas à facilidade e à rapidez com que os microrganismos podem ser cultivados e produzidos (ZHAO *et al.*, 2010). Ainda assim, conduzir o tratamento de lixiviados puramente por intermédio de processos biológicos se mostra inviável, normalmente exigindo a combinação de unidades biológicas com processos físico-químicos (GAO *et al.*, 2015), dadas a complexidade e a variabilidade dessa água residuária.

Por isso, o cotratamento de lixiviados de aterros sanitários com esgotos sanitários pode ser bastante atrativo, uma vez que o sistema de tratamento de esgoto apresenta amplitude operacional, possibilitando boa flexibilidade no tratamento por meio da diluição do lixiviado com o esgoto sanitário (BOCCHIGLIERI, 2005). Esse cotratamento consiste também na medida mais prática de destinação dos lixiviados, visto que permite o aproveitamento da estrutura de tratamento já existente em uma estação de tratamento de esgoto (ETE). Entretanto, essa medida é questionável, em razão da presença de compostos orgânicos inibitórios e metais pesados no lixiviado, que podem reduzir a eficiência do tratamento e diminuir a qualidade do efluente final da ETE (CAMPOS, 2014; RENOU *et al.*, 2008). Além disto, a proporção entre lixiviados e esgotos sanitários deve ser bem estabelecida para que essa inserção não cause problemas à comunidade microbiana presente no reator biológico e à operação do sistema de tratamento, especialmente por causa da sobrecarga de nitrogênio amoniacal decorrente dessa mistura.

Modelos matemáticos permitem a representação dos principais aspectos de sistemas biológicos, compondo importante ferramenta para maior entendimento dos sistemas de tratamento, para formulação e validação de hipóteses, previsão de comportamentos em diferentes cenários e otimização. Reduzem grandemente, portanto, as demandas experimentais e o tempo para sua execução, os custos e os riscos (DONOSO-BRAVO *et al.*, 2011). No contexto do presente trabalho, portanto, a modelação matemática pode contribuir sobremaneira para o estudo do cotratamento de lixiviado e esgoto sanitário, bem como ampliar a discussão sobre as vantagens e desvantagens de tal abordagem.

Os modelos matemáticos mais utilizados atualmente para tratamento de esgoto sanitário por meio de processos biológicos do tipo lodos ativados são os da série *Activated Sludge Model* (ASM) (HENZE *et al.*, 2000). Esse modelo apresenta quatro versões diferenciadas, basicamente, pela inclusão ou não da remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio) através de processos físico-químicos e biológicos e tem sido largamente empregado para a simulação de sistemas de tratamento baseados em lodos ativados (GALLEGUILLAS; VASEL, 2011; CINAR; DAIGGER; GRAEF, 1998; IACOPOZZI *et al.*, 2007). Os conceitos estabelecidos pela série ASM, porém, podem ser aplicados para outros tipos de sistemas de tratamento baseados em bioprocessos aeróbios, como o de lagoas aeradas, tendo em vista a similaridade com o sistema de lodos ativados em termos de fisiologia microbiana (ÁBREGO-GÓNGORA *et al.*, 2015).

O ASM1 contempla oito processos biológicos e 13 componentes, representando o consumo de matéria carbonácea e os processos de nitrificação e desnitrificação. Os modelos ASM2 e ASM2d incorporam a remoção de fósforo na gama de processos. Já o ASM3, o mais recente da série, complementa o ASM1, principalmente em relação aos aspectos do decaimento endógeno e à consideração de armazenamento celular, entre outros (HENZE *et al.*, 2000; GUJER *et al.*, 1999).

Os processos considerados no ASM1 são o crescimento aeróbio de microrganismos heterotróficos e autotróficos, relacionados à degradação da matéria orgânica e à nitrificação, respectivamente, o crescimento anóxico de microrganismos heterotróficos, relacionado à desnitrificação, o decaimento endógeno de microrganismos heterotróficos e autotróficos, a amonificação e as hidrólises de compostos orgânicos gerais e nitrogenados. Os componentes calculados são as concentrações de diferentes frações da matéria orgânica, divididas em função de sua solubilidade e biodegradabilidade, biomassa autotrófica e heterotrófica, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, nitrogênio orgânico solúvel e particulado e alcalinidade, sendo essa última utilizada para avaliação indireta das variações de pH do sistema.

A matéria orgânica é descrita como biodegradável e não biodegradável, as quais são subdivididas em frações rapidamente biodegradáveis e particuladas lentamente biodegradáveis. Estas, por sua vez, sofrem hidrólise, sendo transformadas em moléculas mais simples e de fácil biodegradação. A concentração da matéria orgânica é inserida no modelo por meio da concentração da demanda química de oxigênio (DQO). Esse parâmetro é aplicado por se tratar de uma medida que, por si só, fornece uma relação entre o substrato orgânico e os elétrons equivalentes, a biomassa e a utilização de oxigênio (GAUDY JR.; GAUDY, 1971 *apud* HENZE *et al.*, 2000).

Sistemas de lagoas aeradas seguidas das de decantação são bastante empregados no Brasil e podem ser um possível destino para o cotratamento de lixiviado com esgoto sanitário. Entretanto, pela ausência de retorno de lodo e, conseqüentemente, concentrações menores de biomassa no meio líquido, esse tipo de sistema pode apresentar

comportamento diferente do sistema de lodos ativados frente à inserção de lixiviado juntamente com esgoto sanitário.

Nesse âmbito, considerando a necessidade de se investigar mais detalhadamente o efeito da adição de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de tratamento de esgoto sanitário, este trabalho propõe-se a avaliar a aplicabilidade do modelo ASM1 para simular sistemas de lagoas aeradas recebendo lixiviado de aterro sanitário para cotratamento com esgoto sanitário. Pretende-se, com isto, contribuir com a elucidação dos fenômenos biológicos e do comportamento operacional desse sistema de tratamento ao receber lixiviado, bem como analisar as limitações dessa estratégia de disposição e avaliar a representatividade do modelo estudado em diferentes cenários de cotratamento.

## METODOLOGIA

### Implementação do modelo

O modelo utilizado neste estudo foi o ASM1, visto que as versões posteriores (ASM2 e ASM2d) incluem a remoção de fósforo, que não foi um foco no desenvolvimento deste trabalho. Da mesma forma, o ASM3 tem estrutura mais complexa que, para fins práticos, nos cenários estudados,

não foi considerada. A implementação do ASM1 foi realizada por meio do *software* MATLAB<sup>®</sup> 2015<sup>a</sup>, utilizando o pacote Simulink<sup>®</sup>, uma ferramenta específica para implementação de equações diferenciais ordinárias e de simulação dinâmica, como a estabelecida para o modelo adotado. Sua implementação seguiu as recomendações de Henze *et al.* (2000).

Para a resolução das equações diferenciais ordinárias que compõem o modelo, foi utilizado o método ODE23S, incluso no pacote Simulink<sup>®</sup>.

Os parâmetros cinéticos e estequiométricos usados na descrição dos processos do ASM1 foram principalmente baseados na cinética de Monod para todos os componentes que podem influenciar as taxas de reação e foram adotados de acordo com os valores iniciais propostos por Henze *et al.* (2000) (Tabela 1). Por recomendação dos próprios autores, na aplicação do modelo para simulação e validação de sistemas de tratamento reais, é necessário adotar valores específicos para cada caso ou calibrar os parâmetros que apresentem maior sensibilidade. Porém, para o escopo do presente estudo, que é avaliar a aplicabilidade do modelo, é suficiente utilizar os valores originais.

### Dados de entrada do modelo para esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário e cenários de simulação

As características de esgoto sanitário e lixiviado consideradas neste estudo são apresentadas na Tabela 2. A composição do primeiro foi

**Tabela 1 - Parâmetros cinéticos e estequiométricos utilizados.**

Parâmetros	Valores
Rendimento heterotrófico	0,67 mg SSV.mg DQO <sup>-1</sup>
Rendimento autotrófico	0,24 mg SSV.mg DQO <sup>-1</sup>
Fração de biomassa produzindo particulados	0,08
Massa de nitrogênio por massa de DQO na biomassa	0,086 g N.g DQO <sup>-1</sup> na biomassa
Massa de nitrogênio por massa de DQO em produtos da biomassa	0,06 g N.g DQO <sup>-1</sup> na massa endógena
Crescimento heterotrófico	6.d <sup>-1</sup>
Coeficiente de saturação	20 g DQO.m <sup>-3</sup>
Coeficiente de meia saturação de oxigênio para biomassa heterotrófica	0,2 g O <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>
Coeficiente de meia saturação de nitrogênio para biomassa heterotrófica denitrificante	0,5 g NO <sub>3</sub> .m <sup>-3</sup>
Taxa de decaimento endógeno de biomassa heterotrófica	0,62.d <sup>-1</sup>
Crescimento autotrófico	0,8.d <sup>-1</sup>
Coeficiente de meia saturação de amônia para biomassa autotrófica	1 gNH <sub>3</sub> .N.m <sup>-3</sup>
Coeficiente de meia saturação de oxigênio para biomassa autotrófica	0,4 gO <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup>
Coeficiente de decaimento endógeno autotrófico	0,15.d <sup>-1</sup>
Fator de correção para crescimento anóxico de heterotróficas	0,8
Taxa de amonificação	0,08 m <sup>3</sup> .DQO.(g.dia <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup>
Taxa específica máxima de hidrólise	3 g DQO lentamente biodegradável (DQO.dia <sup>-1</sup> )
Coeficiente de meia saturação para hidrólise de substrato lentamente biodegradável	0,03 g DQO lentamente biodegradável
Fator de correção para taxa de hidrólise sob condições anóxicas	0,4

SSV: sólidos suspensos voláteis; DQO: demanda química de oxigênio.

Fonte: Henze *et al.* (2000).

obtida a partir de Jordão e Pessoa (2011). Já a do segundo foi proposta com base na realidade brasileira para esse efluente, que apresenta grandes concentrações de DQO, nitrogênio amoniacal e alcalinidade no país (SOUTO, 2009). Embora a grande variabilidade de concentrações possíveis seja um obstáculo para a determinação de uma concentração média para o lixiviado, foram adotados valores representativos dele, contendo grandes frações dessa demanda como não biodegradável e altas concentrações de nitrogênio (Tabela 2). O fracionamento da DQO do lixiviado foi adaptado a partir do proposto por Galleguillos e Vasel (2011), não tendo sido considerada a presença de biomassa heterotrófica e autotrófica ativas no lixiviado e esgoto sanitário afluente ao sistema biológico.

O sistema de tratamento simulado utilizando o ASM1 foi o de uma lagoa aerada dimensionada para uma população aproximada de 15 mil habitantes, com volume de 9 mil m<sup>3</sup> e vazão afluente igual a 3.000 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, resultando em um tempo de detenção hidráulico igual a três dias. Foram analisados seis diferentes cenários de simulação, considerando um período de 180 dias de operação da lagoa aerada. Esse tempo foi estabelecido para que as simulações englobassem tanto períodos dinâmicos quanto estado estacionário em cada um dos cenários. O primeiro deles considerou o afluente sendo esgoto sanitário somente (cenário 1) e, nos cinco cenários restantes, incluiu-se lixiviado ao esgoto sanitário nas seguintes proporções: 2% (cenário 2), 4% (cenário 3), 6% (cenário 4), 8% (cenário 5) e 10% (cenário 6). Embora os cenários com maiores adições de lixiviado sejam, na prática, tecnicamente inviáveis, foram considerados do ponto de vista de modelação para observar o comportamento do sistema frente a situações extremas.

Os parâmetros analisados para avaliar a aplicabilidade do modelo foram: biomassa heterotrófica ativa (Xbh), biomassa autotrófica ativa (Xba), nitrogênio amoniacal (Snh), nitrito e nitrato (Sno), nitrogênios orgânicos solúvel (Snd) e particulado (Xnd), matérias orgânicas inertes solúvel (Si) e particulada (Xi), matérias orgânicas biodegradáveis solúvel (Ss) e particulada (Xs), alcalinidade (Salk), oxigênio

dissolvido (So) e produtos particulados provenientes do decaimento de biomassa (Xp).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Partida do sistema e adaptação da comunidade microbiana

A Figura 1 mostra os resultados de simulação obtidos para as concentrações de biomassa heterotrófica e autotrófica e, portanto, a evolução do sistema em sua partida e adaptação inicial da comunidade microbiana. Analisando os resultados obtidos para a biomassa heterotrófica ativa (Xbh) (Figura 1A), observaram-se picos de crescimento após aproximadamente 10 dias de operação do sistema e, após 20 dias de operação, este alcançou sua estabilização. No entanto, o período de estabilização normalmente observado em sistemas de tratamento biológicos se encontra após os primeiros 90 dias de operação. Essa divergência está provavelmente associada à escolha dos parâmetros cinéticos aplicados ao modelo em questão. Já a biomassa autotrófica ativa (Xba) apresentou comportamento mais condizente com o esperado e se desenvolveu após os 80 dias de simulação (Figura 1B). Após testes preliminares, foi constatado que o desenvolvimento de ambos os tipos de biomassa nas simulações também depende fortemente da concentração inicial de biomassa utilizada como *input*. No presente estudo, os valores inseridos foram infinitesimais para simular um sistema com partida sem inóculo, mas constatou-se que, caso valores iniciais maiores de biomassa fossem inseridos, o estado estacionário do sistema seria atingido mais rapidamente. Isso representa a realidade de maneira acurada, pois é a razão pela qual alguns sistemas de tratamento são inoculados antes da partida. Do ponto de vista da modelação, entretanto, ficou claro que houve comportamento otimista com relação à biomassa heterotrófica e que é difícil, nessas condições, utilizar o modelo para prever o tempo necessário à adaptação da comunidade microbiana. Além disso, o desenvolvimento de nitrificação em lagoas aeradas, na prática, pode não ocorrer, ao contrário dos resultados do modelo.

Os resultados mostraram também que, quanto maiores as concentrações afluentes de lixiviado à lagoa aerada, maiores as concentrações de biomassa heterotrófica e autotrófica ativas, o que é natural quando se considera a maior disponibilidade de substrato. Após os 180 dias de simulação, as concentrações obtidas para biomassa heterotrófica considerando o cenário 1 — esgoto sanitário somente — foi igual a 195 mg.L<sup>-1</sup> e, para o cenário 6 — contendo 10% de lixiviado e 90% de esgoto sanitário —, foi de 219 mg.L<sup>-1</sup>. Já a biomassa autotrófica ativa (Xba) apresentou crescimento e estabilização em níveis que variaram de 4,3 mg.L<sup>-1</sup> a 36 mg.L<sup>-1</sup> para os cenários 1 e 6, respectivamente. A Figura 1, por outro lado, evidencia que, independentemente

**Tabela 2** - Parâmetros utilizados na alimentação do *Activated Sludge Model No. 1*.

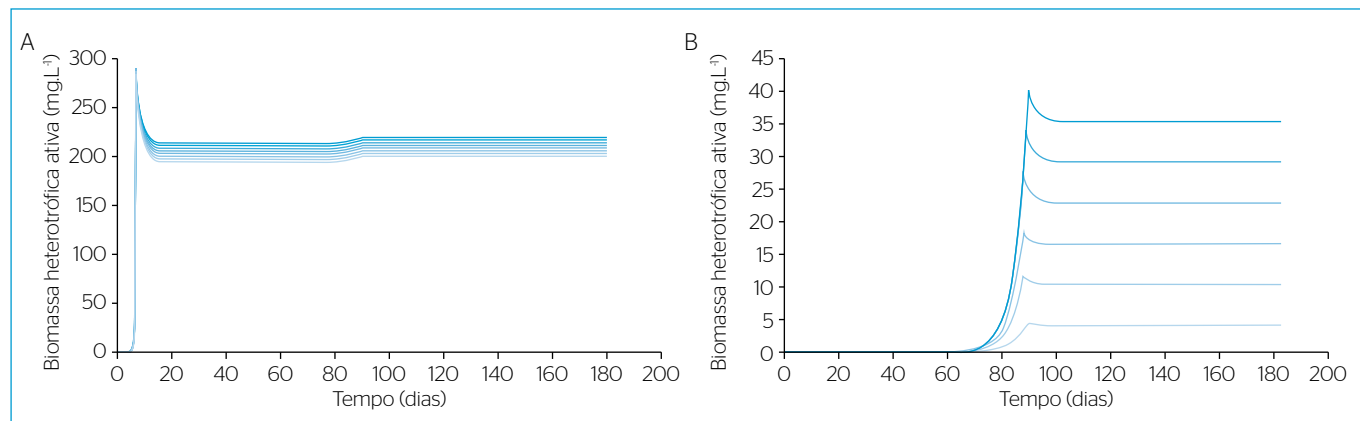
Parâmetros	Esgoto sanitário fraco	Lixiviado
DQO total (mg.L <sup>-1</sup> )	574	5.000
DQO não biodegradável (mg.L <sup>-1</sup> )	69	4.025
DQO biodegradável (mg.L <sup>-1</sup> )	505	975
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	48	2.000
Alcalinidade (mmol.L <sup>-1</sup> )	6	160
Fração prontamente biodegradável (Fbs)	0,25	0,13
Fração não biodegradável solúvel (Fus)	0,07	0,6
Fração não biodegradável particulada (Fup)	0,05	0,20

DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total Kjeldahl.

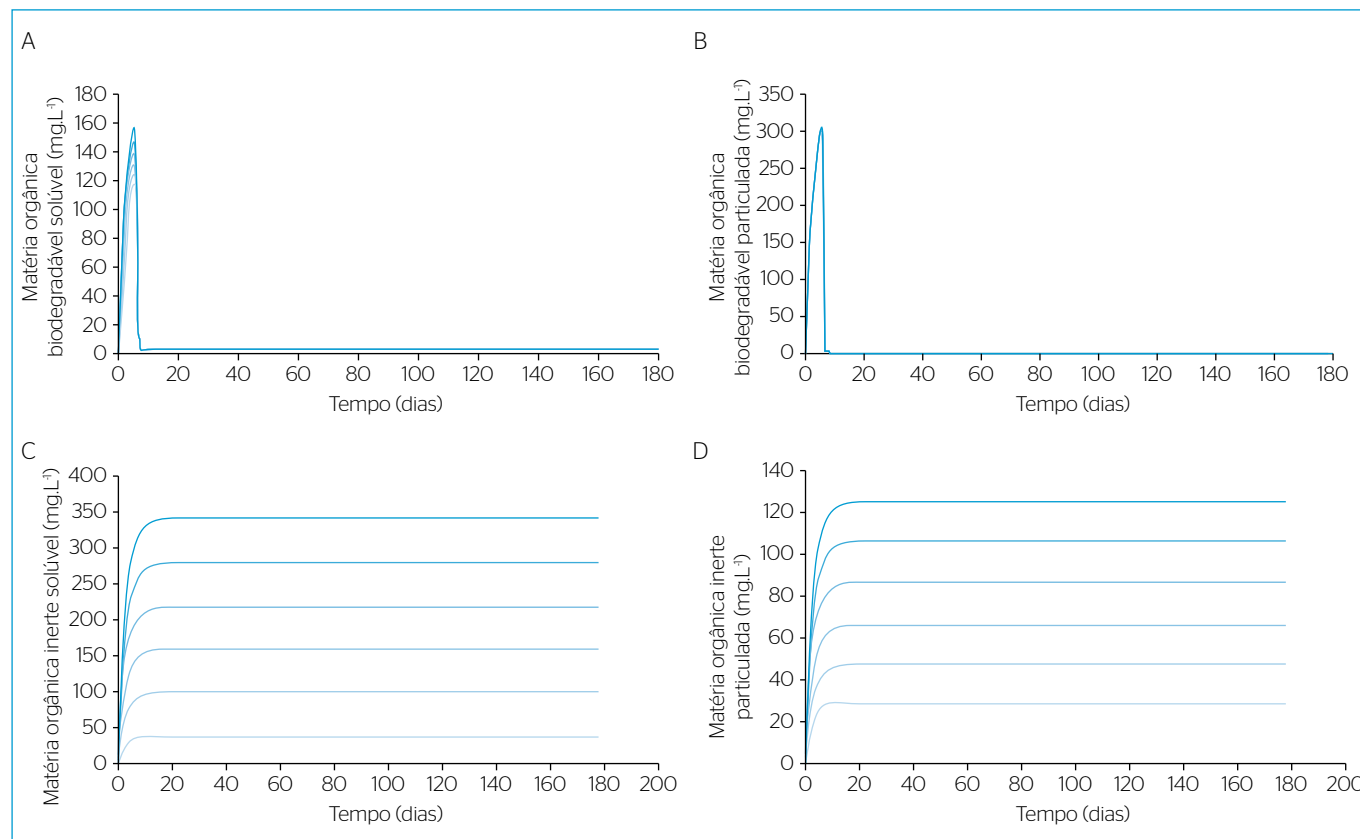
da concentração de lixiviado adicionada no sistema, a estabilidade foi atingida ao mesmo tempo em todos os cenários e que o aumento da geração de biomassa com o crescimento da proporção de lixiviado foi linear. Em um sistema real recebendo lixiviado, isso provavelmente não ocorreria, de maneira especial nos cenários com concentrações maiores dele, considerando a presença de possíveis compostos tóxicos e o efeito gradualmente inibidor da amônia livre. Para esses casos, o modelo mostra-se inadequado, visto que não prevê mecanismos que representem tais processos.

### Remoção de matéria orgânica e qualidade do efluente final

A DQO afluente, composta de matérias orgânicas inertes solúvel e particulada ( $S_i$  e  $X_i$ ) e biodegradáveis também solúvel e particulada ( $S_s$  e  $X_s$ ), variou de  $574 \text{ mg.L}^{-1}$  para o esgoto sanitário puro a  $1.017 \text{ mg.L}^{-1}$  para o cenário 6, contendo 10% de lixiviado, conforme mostrado na Figura 2. As Figuras 2A e 2B indicam que as frações orgânicas biodegradáveis foram consumidas e não causaram instabilidade à operação da lagoa após o período de partida. Do ponto de vista global, entretanto,



**Figura 1** - Resultados de simulações contendo as concentrações de (A) biomassa heterotrófica ativa ( $X_{bh}$ ) e (B) biomassa autotrófica ativa ( $X_{ba}$ ), para os cenários 1 (1), 2 (2), 3 (3), 4 (4), 5 (5) e 6 (6).



**Figura 2** - Resultados de simulações contendo as concentrações de (A) matérias orgânicas biodegradável solúvel ( $S_s$ ), (B) biodegradável particulada ( $X_s$ ), (C) inerte solúvel ( $S_i$ ) e (D) inerte particulada ( $X_i$ ), para os cenários 1 (1), 2 (2), 3 (3), 4 (4), 5 (5) e 6 (6).

as simulações apresentaram, como resultados de DQO efluente da lagoa aerada, 76 e 473 mg.L<sup>-1</sup> para os cenários 1 e 6, respectivamente. Essas concentrações efluentes são constituídas, majoritariamente, por matéria orgânica recalcitrante (Figuras 2C e 2D). Não foram consideradas, como DQO efluente, as concentrações referentes a biomassas heterotrófica e autotrófica ativas, visto que estas seriam removidas na lagoa de decantação posterior à aerada.

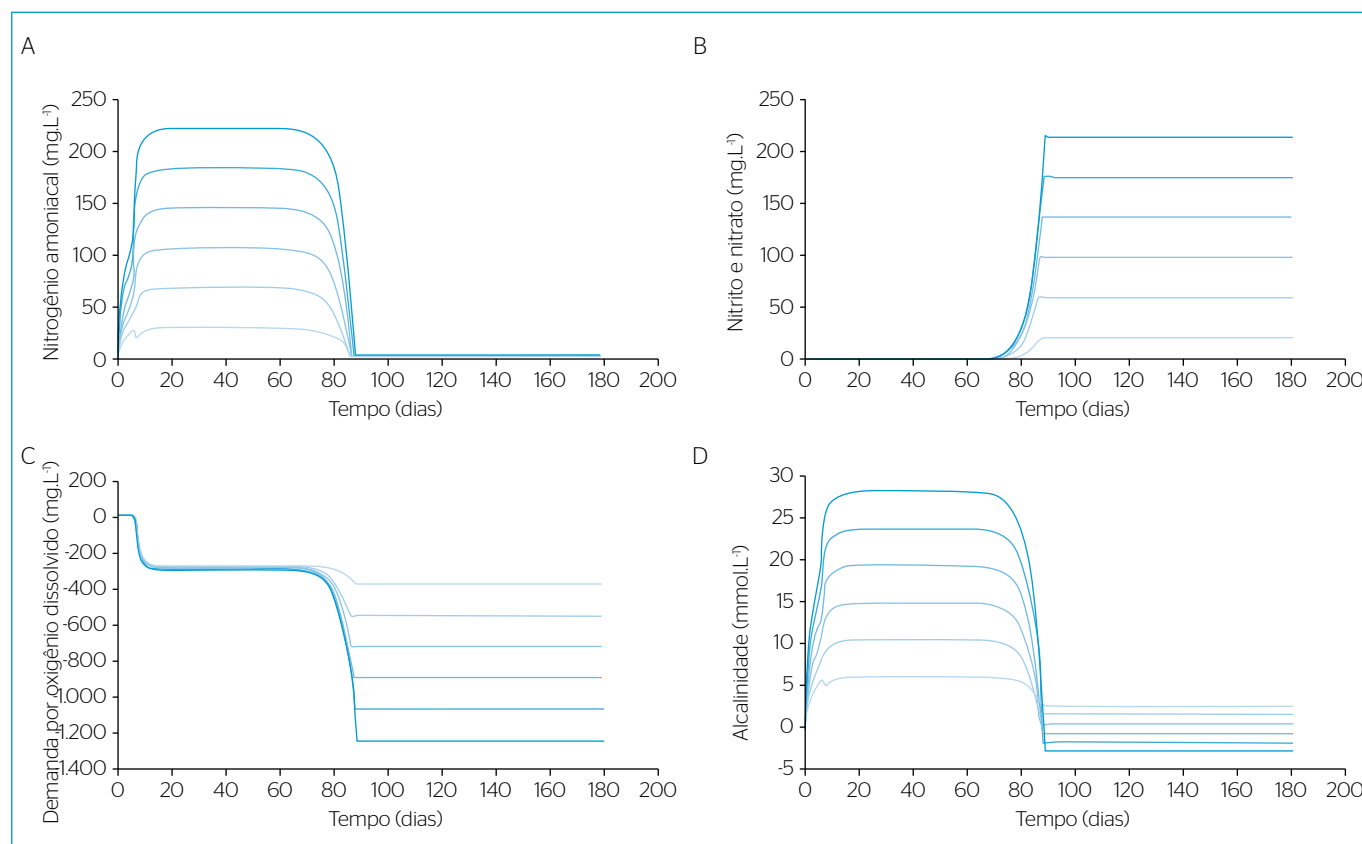
Percebe-se que a eficiência do tratamento biológico em termos de redução de DQO atingiu 86,7% para esgoto sanitário somente, enquanto, para o último cenário simulado, contendo 10% de lixiviado com esgoto sanitário, a eficiência atingida foi de 46,5%. Isso evidencia a influência negativa que o lixiviado de aterro sanitário aporta à tratabilidade por meio biológico quanto maior for sua concentração afluente ao sistema, o que foi adequadamente corroborado pelos resultados do modelo.

Campos (2014) relata que sistemas de lagoas aeradas recebendo mistura de lixiviado e esgoto sanitário podem ter sua eficiência de remoção de DQO reduzida de 82 para até 56%, o que está de acordo com os resultados de simulação obtidos no presente estudo. Na prática, o prejuízo à qualidade do efluente pode ser ainda maior, dada a presença de metais pesados e compostos tóxicos no lixiviado que não são contabilizados pelo modelo.

Dessa forma, pode-se dizer que o modelo fornece parcialmente os indicativos de que o cotratamento de esgoto e lixiviado pode comprometer o corpo receptor. É importante salientar também que a lagoa aerada simulada neste estudo contava com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 3 dias, o que pode não ser suficiente para os cenários mais agressivos quanto às proporções de lixiviado. Na prática, valores de TDH mais altos poderiam favorecer a quebra de moléculas orgânicas de lenta biodegradabilidade, resultando em melhores eficiências do que as previstas pelo modelo. A lenta degradação de compostos recalcitrantes, porém, não faz parte da estrutura do modelo, visto que este determina uma clara distinção entre frações biodegradáveis e inertes, sem considerar que, em longo prazo, alguns compostos orgânicos considerados inertes podem sofrer alterações. Da mesma forma, maiores valores de TDH poderiam também, na prática, ter influência sobre a estabilidade da nitrificação, caso a eficiência de remoção de matéria orgânica fosse beneficiada por tal mudança operacional.

### Nitrificação e demanda por aeração e alcalinidade

O crescimento da biomassa autotrófica após os 80 primeiros dias da simulação resultou em nitrificação, o que pode ser observado na Figura 3A, com o decréscimo das concentrações de nitrogênio amoniacal



**Figura 3** - Resultados de simulações contendo as concentrações de (A) nitrogênio amoniacal (Snh), (B) nitrito e nitrato (Sno), (C) demanda por oxigênio dissolvido (So) e (D) alcalinidade (Salk), para os cenários 1 (○), 2 (◐), 3 (◑), 4 (◒), 5 (◓) e 6 (◔).

(Snh) e consequente aumento das concentrações de nitrato e nitrito no efluente (Sno) (Figura 3B).

Para tanto, observa-se que a demanda por oxigênio dissolvido para a ocorrência da nitrificação nos seis cenários simulados aumentou progressivamente a cada incremento de 2% de lixiviado ao esgoto sanitário, conforme a Figura 3C, que apresenta valores negativos de oxigênio dissolvido representando o que foi demandado pelos processos biológicos em cada cenário. Esses resultados, quando comparados às necessidades por oxigênio dissolvido apenas para a remoção de DQO, contrastam-se bastante, uma vez que, nesse caso, a cada incremento de 2% de lixiviado ao esgoto sanitário, a demanda por oxigênio dissolvido seria bem menor. Isso se deve às altas concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado, causando grande impacto ao sistema. O aporte de DQO por causa do lixiviado também é alto, mas grande parte desta é considerada recalcitrante, demandando menos oxigênio do que nitrogênio.

No modelo, o fornecimento de oxigênio foi mantido constante na implementação, de forma que não houvesse interrupção dos processos em razão da sua escassez. Porém, a demanda por oxigênio dissolvido pode tornar-se uma restrição ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários em estações de tratamento de esgotos, uma vez que os sistemas de aeração instalados apresentam capacidade operacional limitada e podem não atender aos padrões legais exigidos quanto à remoção de carga orgânica, assim como à nitrificação.

De forma similar, deve-se também analisar a nitrificação sob o ponto de vista do consumo de alcalinidade e consequentes variações de pH. Os resultados de alcalinidade provenientes das simulações realizadas para os seis cenários variaram durante os primeiros dias até a completa estabilização do sistema próximo aos 20 dias (Figura 3D). Quanto maior a contribuição de lixiviado, maior a alcalinidade afluente, já que a sua alcalinidade aqui considerada é de 160 mmol.L<sup>-1</sup>, muito maior que a considerada para esgoto sanitário (6 mmol.L<sup>-1</sup>).

Já era esperado que, a partir da ocorrência da nitrificação, houvesse queda na alcalinidade do sistema, e esse fato foi observado nos resultados obtidos por meio das simulações apresentadas na Figura 3D. Analisando esses resultados, o consumo da alcalinidade do sistema foi crescente à medida que a concentração de lixiviado foi acrescida ao afluente. O cenário 1 — apenas esgoto sanitário — apresentou queda de 3,4 mmol de alcalinidade, enquanto o 6 — 10% de lixiviado no afluente — demonstrou queda de aproximadamente 30 mmol. O modelo registra o consumo de alcalinidade por causa da nitrificação, independentemente da presença dos valores requeridos, o que justifica o fato de que, para os cenários de 4 a 6, as concentrações de alcalinidade tenham se mostrado negativas, conforme a Figura 3D. Isso significa que, para esses cenários, a alcalinidade presente foi insuficiente e deverá ser complementada na operação do sistema.

Geralmente, se a nitrificação faz com que a alcalinidade caia abaixo de 40 mg.L<sup>-1</sup>, os problemas associados ao baixo pH vão surgir na estação de tratamento, como a baixa eficiência de nitrificação, o efluente agressivo ao concreto e a possibilidade de desenvolvimento de lodos com má sedimentabilidade (JENKINS; DAIGGER; RICHARD, 1993). Diante disso, a planta deverá suprir a queda de alcalinidade por meio da adição de químicos e, consequentemente, terá maiores custos de operação quanto maior for a percentagem de lixiviado sendo tratado.

## Considerações sobre a aplicabilidade do modelo e sobre o cotratamento de esgoto e lixiviado

Os modelos da série ASM foram desenvolvidos especificamente para aplicação a sistemas de tratamento aeróbios, em especial os de lodos ativados, recebendo esgoto sanitário sem contribuições industriais significativas (HENZE *et al.*, 2000). No entanto, os limites para se considerar contribuições de outras águas residuárias no modelo não são claros, e o presente estudo visou avaliar esse ponto.

Os resultados de simulações mostraram que a estrutura do modelo pode, sim, representar corretamente alguns aspectos do cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado em lagoas aeradas, também destacando problemáticas inerentes à operação de sistemas nos cenários estudados. Para resultados mais precisos voltados à validação com dados reais e otimização de parâmetros operacionais, de forma que se utilize o modelo como ferramenta de suporte à operação, fica claro que são necessárias atuações em três níveis principais. Primeiramente, deve-se realizar uma caracterização detalhada do lixiviado inserido na ETE, mesmo considerando suas variações de composição sazonais, e determinar a melhor forma de representar essa composição frente ao fracionamento dos compostos inerente à estrutura do modelo. Em segundo lugar, é essencial calibrar o modelo para as condições mais agressivas aportadas pelo lixiviado, que seguramente terão grande influência sobre os parâmetros cinéticos. Por último, modificações na estrutura do modelo seriam de grande relevância para contabilizar os efeitos inibitórios proporcionados por orgânicos tóxicos, metais pesados, cloretos e nitrogênio amoniacal presentes no lixiviado.

Nesse sentido, a contrapartida anaeróbia da série ASM, o *Anaerobic Digestion Model No. 1* (ADM1), por representar a complexidade da digestão anaeróbia, possui fatores de inibição relativos à amônia livre, ao hidrogênio e ao pH acoplados a alguns de seus processos para melhor embasar suas simulações (BATSTONE *et al.*, 2002). Fatores de inibição análogos poderiam ser utilizados na complementação do ASM1 para o caso do cotratamento de esgoto com lixiviado ou com outras águas residuárias, desde que não ocorra descaracterização excessiva da composição do esgoto sanitário.

Mesmo com a implementação em sua versão original, os resultados obtidos através do ASM1 neste estudo contribuem com a discussão sobre a viabilidade de disposição de lixiviados de aterros sanitários em

ETE para cotratamento. A análise da qualidade final do efluente via simulações, por si só, já mostra o prejuízo às características do efluente, mesmo sob a ótica apenas da DQO recalitrante. Somam-se a isso os resultados relativos à demanda por aeração e alcalinidade na nitrificação, discutidos anteriormente. As dificuldades operacionais causadas por tal estratégia estão, portanto, de acordo com o exposto por Campos (2014), que alerta sobre as deficiências analíticas no monitoramento de ETE sob essas condições e consequentes riscos do cotratamento para o corpo receptor.

## CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho permitiram avaliar a aplicabilidade do ASM1 no cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário, quando aplicado a sistemas de lagoas aeradas seguidas de lagoas de decantação. O modelo foi considerado otimista com relação à partida do sistema e adaptação das comunidades microbianas consideradas.

Além disso, conforme a concentração de lixiviado adicionado ao cotratamento aumentou nos diferentes cenários simulados, o modelo não foi capaz de representar o consequente impacto à comunidade microbiana, visto que não conta com mecanismos que levem em conta fatores inibitórios. Ainda assim, permitiu a previsão adequada do prejuízo à qualidade do efluente por causa da matéria orgânica recalitrante e dos problemas relacionados à manutenção da nitrificação, diante do aumento da capacidade de aeração e demanda de alcalinidade.

Desde que com a devida cautela nos pontos levantados, pode ser aplicável, portanto, como ferramenta para avaliar qualitativamente o comportamento de ETE ao receber lixiviado para cotratamento e corroborar os riscos associados a essa prática. O estudo também evidenciou que a aplicabilidade do ASM1 pode ser expandida para outras atividades em potencial, como a otimização de sistemas reais e suporte operacional de ETE recebendo lixiviado, mas, para isso, são necessárias modificações na estrutura do modelo para abranger processos adicionais, calibrações e maior detalhamento dos dados de *input* referentes ao lixiviado.

## REFERÊNCIAS

- ÁBREGO-GÓNGORA, C.J.; BRIONES-GALLARDO, R.; BERNAL-JÁCOME, L.A.; ESCALAS-CAÑELLAS, A. (2015) Evaluation of Three Dynamic Models for Aerated Facultative Lagoons. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 7, n. 14, p. 1131-1142. <http://doi.org/10.4236/jwarp.2015.714093>
- BATSTONE, D.J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S.; PAVLOSTATHIS, S.G.; ROZZI, A.; SANDERS, W.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V. (2002) IWA Task Group on Modelling of Anaerobic Digestion Processes. Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1). Londres: IWA Publishing.
- BOCCHIGLIERI, M.M. (2005) *A Influência do Recebimento de Chorume dos Aterros Sanitários da Região Metropolitana de São Paulo nas Estações de Tratamento de Esgotos do Sistema Integrado*. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo.
- BRASIL. (2010) *Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010*. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).
- CAMPOS, J.R. (2014) Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica. *Revista DAE*, n. 197, p. 6-17. <http://dx.doi.org/10.4322/DAE.2014.129>
- ÇECEN, F.; ÇAKIROGLU, D. (2001) Impact of Landfill Leachate on the Co-Treatment of Domestic Wastewater. *Biotechnology Letters*, v. 23, n. 10, p. 821-826. <https://doi.org/10.1023/A:1010317823529>
- CINAR, O.; DAIGGER, G.T.; GRAEF, S.P. (1998) Evaluation of IAWQ Activated Sludge Model No. 2 using steady-state data from four full-scale wastewater treatment plants. *Water Environment Research*, v. 70, n. 6, p. 1216-1224. <http://dx.doi.org/10.2175/106143098X123552>
- DONOSO-BRAVO, A.; MAILIER, J.; MARTIN, C.; RODRÍGUEZ, J.; ACEVES-LARA, C.A.; VANDE VOUWER, A. (2011) Model selection, identification and validation in anaerobic digestion: A review. *Water Research*, v. 45, n. 17, p. 5347-5364. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.059>
- GALLEGUILLOS, M.; VASEL, J.L. (2011) Landfill leachate characterization for simulation of biological treatment with Activated Sludge Model No. 1 and Activated Sludge Model No. 3. *Environmental Technology*, v. 32, n. 11-12, p. 1259-1267. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.534822>
- GAO, J.; OLOIBIRI, V.; CHYS, M.; AUDENART, W.; DECOSTERE, B.; HE, Y.; VAN LANGENHOVE, H.; DEMEESTERE, K.; VAN HULLE, S.W.H. (2015) The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Environmental Science Biotechnology*, v. 14, p. 93-122. <https://doi.org/10.1007/s11157-014-9349-z>
- GAUDY JR., A.F.; GAUDY, E.T. (1971) *Biological concepts for design and operation of the activated sludge process*. Report nº 17090, FQJ, 09/71. Washington, D.C.: US EPA. (US Environmental Protection Agency Water Pollution Research Series.)



- GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. (1999) Activate Sludge Model No. 3. *Water Science and Technology*, v. 39, n. 1, p. 183-193. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00785-9](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00785-9)
- HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; MATSUO, T.; LOOSDRECHT, M.V. (2000) *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D AND ASM3*. Londres: IWA Publishing.
- IACOPOZZI, I.; INNOCENTI, V.; MARSILI-LIBELLI, S.; GIUSTI, E. (2007) A modified Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) with two-step nitrification-denitrification. *Environmental Modelling and Software*, v. 22, n. 6, p. 847-861. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.05.009>
- JENKINS, D.; DAIGGER, G.T.; RICHARD, M.G. (1993) *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. 2. ed. Chelsea: Lewis Publishers.
- JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. (2011) *Tratamento de esgotos domésticos*. 6. ed. Rio de Janeiro: Ed. ABES. 1.050 p.
- QASIM, S.R.; CHIANG, W. (1994) *Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment*. Pensilvânia: Technomic.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- SOUTO, G.A.B. (2009) *Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")*. 371f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. (2006) Landfill leachate treatment methods: A review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 4, p. 51-61. <https://doi.org/10.1007/s10311-005-0016-z>
- ZHAO, X.; QU, J.; LIU, H.; WANG, C.; XIAO, S.; LIU, R.; LIU, P.; LAN, H.; HU, C. (2010) Photoelectrochemical treatment of landfill leachate in a continuous flow reactor. *Bioresources Technology*, v. 101, n. 3, p. 865-869. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.098>