

II-084 – AVALIAÇÃO DOS EFEITOS FITOTÓXICOS DA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO UTILIZANDO SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA*

Julio Cezar Rietow⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental e de Segurança do Trabalho pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR). Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

Miguel Mansur Aisse⁽²⁾

Engenheiro Civil pela UFPR. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos e doutor em Engenharia Hidráulica pela Universidade de São Paulo (USP). Professor do PPGERHA na UFPR.

Endereço⁽¹⁾: Av. Cel. Heráclito H. dos Santos, 100 - Bairro Jardim das Américas – Curitiba – Paraná – CEP: 81.530-000 – Brasil – Tel: +55 (41) 3361-3210 - e-mail: julio.rietow@gmail.com

RESUMO

A codisposição de lixiviado em estações de tratamento de esgoto (ETEs), tem se destacado como uma alternativa capaz de reduzir os custos inerentes ao tratamento do lixiviado em aterros sanitários. Entretanto, para que tal prática possa ser efetivamente empregada, deve ser levado em consideração os possíveis efeitos negativos que o lixiviado possa causar nos sistemas de tratamento de esgoto sanitário e na qualidade do efluente final da ETE. As análises físico-químicas, usualmente empregadas para avaliar a eficiência do processo de tratamento combinado, podem ser limitadas e fornecerem somente a natureza do poluente, não considerando muitas vezes os seus efeitos biológicos e tóxicos. Sendo assim, a avaliação da toxicidade em organismos-teste deve ser realizada para identificar os reais efeitos negativos do processo de codisposição. Nesse contexto, o presente trabalho teve por objetivo principal avaliar os efeitos fitotóxicos da codisposição de lixiviado, em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário, utilizando sementes de *Lactuca sativa*. Para tanto, foram realizados primeiramente ensaios de fitotoxicidade no lixiviado bruto e pré-tratado, bem como no esgoto sanitário afluente e efluente ao reator UASB. Posteriormente, foram então realizados os ensaios fitotóxicos do processo de codisposição, com relações volumétricas de 5 e 10%, de um lixiviado bruto e de um lixiviado pré-tratado por arraste de amônia. Os ensaios de fitotoxicidade no lixiviado bruto evidenciaram elevada toxicidade no processo de germinação das sementes e alongamento das radículas. Já o lixiviado pré-tratado apresentou elevada toxicidade apenas no processo de germinação das sementes. Os ensaios de fitotoxicidade no esgoto sanitário afluente e efluente ao reator UASB não apresentaram elevados índices de toxicidade, tanto no processo de germinação quanto no processo de alongamento das radículas. Os ensaios do processo de codisposição com lixiviado bruto constataram que relações volumétricas de 10%, com índice de germinação (IG) afluente ao reator igual a 0%, causaram um severo efeito de toxicidade nas sementes de *Lactuca Sativa*. Já o processo de codisposição com lixiviado pré-tratado apresentou menores índices de toxicidade devido à remoção de amônia, apresentando um IG afluente ao reator de 34,9% e efluente igual a 58,3%. A partir dos resultados obtidos, pode-se constatar que o reator UASB conseguiu diminuir os efeitos tóxicos decorridos do processo do tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário.

PALAVRAS-CHAVE: Ensaios de fitotoxicidade, Toxicidade da amônia, Tratamento combinado, Comunidades vegetais.

INTRODUÇÃO

Os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como subprodutos do processo de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos, formados em conjunto com as águas pluviais que infiltram nas células do aterro. Caracterizado por ser uma matriz aquosa de extrema complexidade, o lixiviado apresenta em sua composição elevados teores de compostos orgânicos e inorgânicos, presentes, principalmente, nas formas dissolvida e coloidal. As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado dependem de uma série de fatores, tais como o tipo de resíduo depositado no aterro, o grau de decomposição da fração biodegradável, o clima, a estação do ano, a idade do aterro, entre outros aspectos [1].

A composição do lixiviado pode ser caracterizada com quatro grupos de poluentes, sendo eles: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos oriundos de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações [2]. Desse modo, pode-se destacar que o lixiviado possui um elevado potencial poluidor de águas subterrâneas e superficiais. Os principais efeitos danosos do lixiviado lançado em corpos d'água estão associados à diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, à toxicidade causada pela amônia e à eutrofização oriunda da elevada concentração de nitrogênio [3]. Sendo assim, o tratamento do lixiviado pode ser entendido como uma medida de proteção ambiental, de manutenção da estabilidade do aterro sanitário e também uma forma de garantir a qualidade de vida para a população [4].

O tratamento do lixiviado, sob o ponto de vista técnico, pode se dar por meio de processos físico-químicos, biológicos e de codisposição com esgoto sanitário [5]. Os processos biológicos são tipicamente utilizados para tratar um lixiviado com elevadas concentrações de matéria orgânica. Ainda que apresentando baixos custos operacionais e de implantação, os processos biológicos carecem de melhorias no que diz respeito à remoção de amônia, metais pesados e compostos recalcitrantes [6]. Já os processos físico-químicos têm sido empregados para o tratamento de um lixiviado mais estabilizado e com baixos índices de biodegradabilidade [7]. A codisposição ou o tratamento combinado do lixiviado com esgoto sanitário em ETEs tem sido elencada como uma alternativa eficaz para minimização dos efeitos deletérios do lixiviado no meio ambiente [8]. Entretanto, cabe destacar que ainda há questionamentos em relação à qualidade do efluente final e também das interferências que o lixiviado pode ocasionar nos processos de tratamento em uma ETE [1].

Tratando-se do tratamento combinado, dependendo do sistema de tratamento empregado na ETE, o lixiviado deverá ser pré-tratado para diminuição de possíveis concentrações inibitórias ou tóxicas presentes em sua composição. Dentre os processos de pré-tratamento mais empregados destaca-se o arraste de amônia. Tal processo consiste de um método físico de transferência de massa, onde a amônia na forma gasosa (NH_3) pode ser facilmente desprendida do meio líquido para a atmosfera [9]. Com a redução de elevadas concentrações de amônia, o processo de arraste pode contribuir para o tratamento biológico do lixiviado em conjunto com o esgoto sanitário.

Os estudos de tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário levam a aplicação de variadas relações volumétricas, dependendo essas diretamente da idade do lixiviado, da concentração dos componentes de difícil degradação, da concentração de amônia e da presença de metais pesados. Todavia, os valores das relações sempre se apresentam abaixo de 20%. Relações próximas de 10% geralmente denotam eficiências medianas de DQO em tratamentos biológicos (entre 40 a 50%). Há ainda estudos mais conservadores onde o limite da relação volumétrica entre lixiviado e esgoto não deve ultrapassar 2% [10, 11]. Cabe destacar que as tomadas de decisões das relações volumétricas da codisposição geralmente são pautadas em análises físico-químicas tradicionais. Contudo, essas análises podem ser limitadas e fornecerem apenas a natureza do poluente, não considerando muitas vezes os seus efeitos biológicos e tóxicos. Portanto, a avaliação da toxicidade em organismos-teste são indispensáveis para o estabelecimento de critérios de lançamento e até mesmo de mistura de efluentes sanitários [12].

Além dos métodos já consagrados de ensaios de toxicidade em microcrustáceos, como a *Daphnia magna*, ou em peixes, como o *Danio rerio*, têm sido cada vez mais utilizados os chamados ensaios de fitotoxicidade. Por razões éticas e também de simplicidade de análise, os ensaios de fitotoxicidade utilizam vegetais superiores como organismos-teste, tais como: pepino, agrião, alface e soja. Os vegetais superiores são sensíveis a substâncias tóxicas, como, por exemplo, o NH_3 , e podem então ser utilizadas como bioindicadores. De modo geral, a fitotoxicidade pode ser determinada pela germinação das sementes e alongamento da raiz [13].

Dentre os vegetais mais empregados no ensaio de fitotoxicidade, destaca-se o emprego da semente de alface (*Lactuca sativa*) como organismo-teste de aplicação versátil, apresentando sensibilidade a uma diversidade de substâncias tóxicas. Embora não sendo um organismo representativo de um ecossistema aquático, a sua análise para efluentes sanitários e lixiviados de aterros sanitários proporciona informações relevantes, principalmente no que diz respeito sobre possíveis substâncias tóxicas presentes nas comunidades vegetais próximas de corpos d'água contaminados [14].

Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar os efeitos fitotóxicos da codisposição de lixiviado em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário utilizando sementes de *Lactuca sativa*. Para tanto, foram comparados os resultados da codisposição de um lixiviado bruto e de um lixiviado pré-tratado por meio de arraste de amônia.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização da presente pesquisa foi utilizado o lixiviado gerado no aterro do município de Fazenda Rio Grande – PR. O lixiviado foi coletado e armazenado em galões de 30 L, sendo então transportado para laboratório e mantido sob refrigeração a 4 °C. Já o esgoto sanitário bruto foi coletado em uma ETE localizada no município de Curitiba – PR. A coleta do esgoto sanitário foi realizada 3 vezes por semana também em galões de 30 L, sendo então transportado até o laboratório para uso imediato nos reatores.

Dois reatores tipo UASB em escala de bancada foram utilizados nos ensaios de codisposição de lixiviado com esgoto sanitário. O reator que receberia o lixiviado bruto foi denominado como UASB I, e o reator cujo tratamento se daria com lixiviado pré-tratado foi intitulado como UASB II (Figura 1). Ambos os reatores possuíam volume útil de 2,2 L e altura de 0,55 m. O sistema de alimentação de cada reator foi composto por um reservatório de 30 L e uma bomba peristáltica operada com uma vazão de 0,275 L.h⁻¹. O processo de partida dos reatores UASB I e II contou com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 horas para as primeiras 4 semanas de operação. Por um período de 3 meses os reatores foram alimentados apenas com esgoto sanitário. Após essa etapa de aclimatação, o TDH foi corrigido para 8 horas e a temperatura ambiente média durante os ensaios foi igual a 22,3 ± 5,8 °C. Por fim, as relações volumétricas de lixiviado (bruto e pré-tratado) utilizadas nos reatores foram de 5 e 10%.

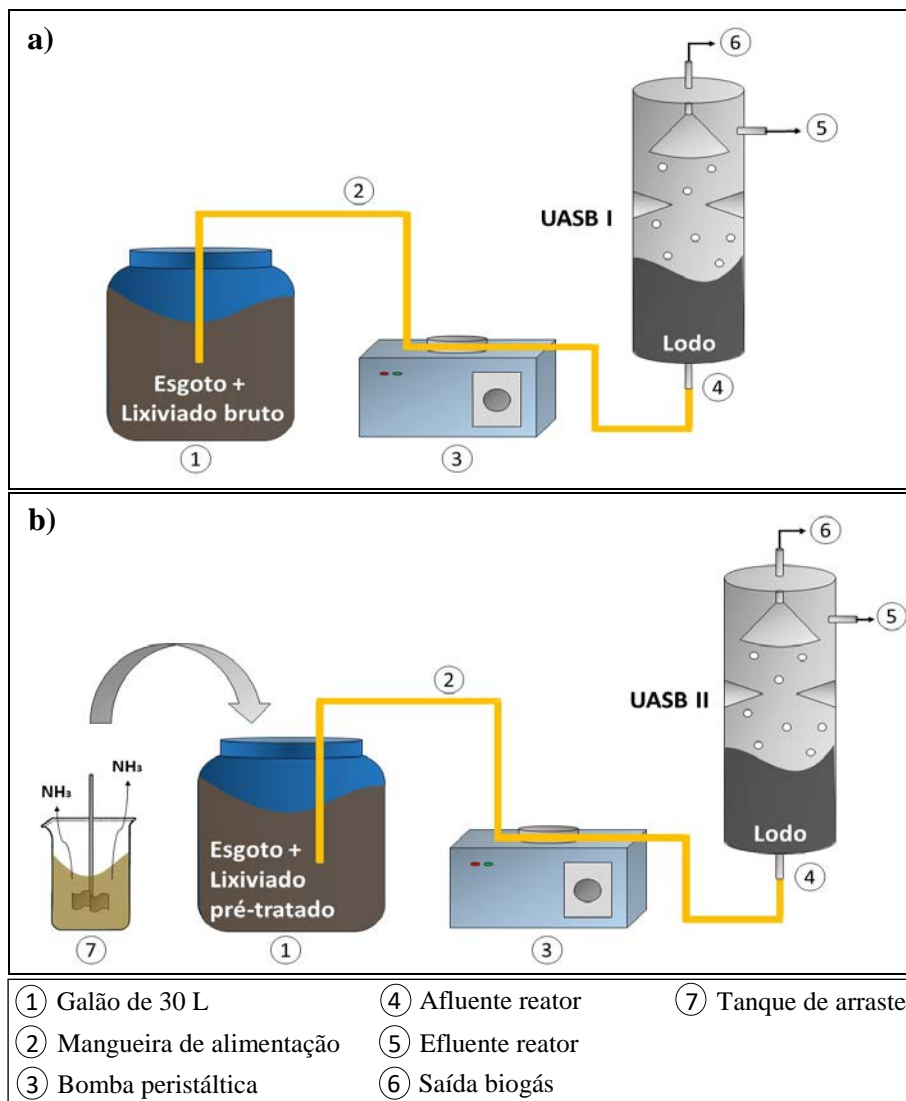


Figura 1: Representação esquemática dos sistemas de alimentação do a) reator UASB I com esgoto sanitário e lixiviado bruto e do b) reator UASB II com esgoto sanitário e lixiviado pré-tratado por arraste de amônia.

Para a codisposição de lixiviado pré-tratado no reator UASB II foi realizado o processo de arraste de amônia. As condições operacionais utilizadas no processo de arraste foram: G igual a 35 s^{-1} , temperatura de 25°C e correção do pH para 10. O processo de arraste foi realizado até que o lixiviado apresentasse concentrações de amônia próximas de 500 mg.L^{-1} . Em média, o tempo do processo de arraste para o alcance dessa concentração foi de aproximadamente 2 dias. Ao término do processo o pH do lixiviado geralmente se apresentava com valores próximo de 9,6. Para minimizar os problemas referentes ao pH elevado no processo de codisposição, foi então realizada a acidificação desse lixiviado com ácido sulfúrico 1 N até valores próximos de 8,1.

Além dos parâmetros convencionais de análise (DQO, DBO, pH, Alcalinidade, AGV, amônia, cor, fósforo, SST), conforme preconizado pelo *Standard methods* [15], o presente trabalho realizou a avaliação da fitotoxicidade do lixiviado bruto, do lixiviado pré-tratado por arraste de amônia, do esgoto sanitário afluente e efluente ao reator e das misturas entre lixiviado e esgoto sanitário afluente e efluente dos reatores UASB I e II. Os organismos testes utilizados nos ensaios de fitotoxicidade foram as sementes de *Lactuca sativa*, obtidas comercialmente sem tratamento químico prévio e com índice de germinação igual a 98%. As amostras analisadas foram diluídas em água destilada de forma a obter as seguintes relações de mistura (v/v): 1, 3, 10,

30 e 100%. Para verificação de possíveis interferências tóxicas aos organismos expostos foi empregada como solução controle (branco) uma água constituída de micronutrientes (Tabela 1).

Tabela 1: Solução de micronutrientes utilizada como branco no ensaio de fitotoxicidade.

| Substância | Concentração (mg.L ⁻¹) |
|--|------------------------------------|
| Nitrato de cálcio tetrahidratado (Ca (NO ₃) ₂ .4H ₂ O) | 236 |
| Nitrato de potássio (KNO ₃) | 202 |
| Sulfato de magnésio heptahidratado (MgSO ₄ .7H ₂ O) | 246 |
| Fosfato monopotássico (KH ₂ PO ₄) | 136 |
| Ácido férrico etilenodiamino tetra-acético trihidratado (Fe EDTA.3H ₂ O) | 68 |

Os ensaios foram realizados em placas de petri previamente esterilizadas. Em cada placa foi inserido um papel filtro e 5 mL da amostra a ser avaliada (ou solução controle). Com o auxílio de uma pinça foram distribuídas uniformemente 15 sementes em cada placa. Após essa etapa, as placas foram envolvidas com plástico filme transparente e então incubadas em uma estufa na ausência de luz, a temperatura constante de 20°C, por 120 horas. No final do ensaio foi contabilizado o número de sementes que germinaram em cada placa e destas foram medidos os alongamentos das radículas em milímetros (mm). Para validação do ensaio de fitotoxicidade foi necessário que ao menos 90% das sementes da placa com solução controle germinassem e ainda que o coeficiente de variação de alongamento da radícula (Equação 1) não ultrapassasse 30% [14].

$$CV = S/X \quad \text{equação (1)}$$

Em que:

CV: coeficiente de variação (%); S: desvio padrão dos comprimentos das radículas (mm); X: média dos comprimentos das radículas (mm).

Respeitadas as condições de validação do ensaio, o número de sementes germinadas foi utilizado para o cálculo do índice de fitotoxicidade em relação à germinação (Equação 2), e os dados de alongamento da radícula foram utilizados para os cálculos do índice de fitotoxicidade em relação ao alongamento da radícula (Equação 3) [16].

$$FG = (GA - GC)/GC \quad \text{equação (2)}$$

Em que:

FG: índice de fitotoxicidade em relação a germinação; GA: média do número de sementes germinadas na amostra (%); GC: média do número de sementes germinadas no controle (%).

$$FR = (RA - RC)/RC \quad \text{equação (3)}$$

Em que:

FR: índice de fitotoxicidade em relação ao alongamento da radícula; RA: média do alongamento da radícula na amostra (mm); RC: média do alongamento da radícula no controle (mm).

Os cálculos de FG e de FR são projetados de tal forma que seus valores variam de -1 a 0. Valores próximos de 0 indicam a estimulação da germinação e do crescimento da radícula. Já valores próximos de -1 correspondem aos baixos índices de estimulação da germinação e também do crescimento da radícula. Desse modo, tais índices foram enquadrados em quatro categorias conforme os efeitos tóxicos observados a seguir [17]:

- Baixa toxicidade: $0 > FG, FR \geq -0,25$;
- Moderada toxicidade: $-0,25 > FG, FR \geq -0,5$;
- Alta toxicidade: $-0,5 > FG, FR \geq -0,75$;
- Muito alta toxicidade: $-0,75 > FG, FR \geq -1$.

Adicionalmente, foi calculado o índice de germinação (IG) das amostras sem diluição 100% (v/v) por meio da Equação 4. Os valores do IG das amostras foram submetidos à análise de variância (ANOVA). A diferença

média significativa entre os tratamentos foi comparada pelo teste de Tukey. O valor de concentração efetiva mediana (CE_{50}) foi obtido pela técnica de análise de regressão dos resultados de germinação.

$$IG = (GA/GC) \times (RA/RC) \times 100$$

equação (4)

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na Tabela 2 são apresentadas as características físico-químicas do lixiviado bruto e do esgoto sanitário coletados entre janeiro de 2017 e dezembro de 2017. Adicionalmente, são também apresentadas as características do lixiviado pré-tratado por meio do processo de arraste de amônia.

A relação DBO/DQO é um importante indicador que caracteriza o grau de biodegradabilidade do lixiviado. De modo geral, relações superiores a 0,3 indicam elevada potencialidade da utilização de tratamentos biológicos. Já relações inferiores a 0,1 sugerem o emprego de processos físico-químicos de tratamento [18]. Tratando-se do lixiviado bruto em questão a relação DBO/DQO apresentou um valor médio de $0,31 \pm 0,06$, demonstrando a possível utilização de processos biológicos para seu tratamento. Entretanto, os dados de caracterização também apresentaram elevadas concentrações de amônia no lixiviado. Concentrações desse parâmetro superiores a 1.500 mg.L^{-1} podem ser tóxicas aos processos anaeróbios de tratamento [19, 20]. A concentração média de amônia encontrada nas coletas realizadas foi igual a $2.800 \pm 631 \text{ mg.L}^{-1}$, evidenciando a necessidade de um pré-tratamento do lixiviado antes de ser encaminhado para processos biológicos de tratamento.

O processo de arraste de amônia realizado na presente pesquisa atribuiu novas características ao lixiviado bruto coletado. Com uma taxa de remoção de amônia igual $83,3 \pm 5,9 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$, o lixiviado pré-tratado apresentou, em relação ao lixiviado bruto, significativas reduções nos parâmetros de DQO, DBO e alcalinidade. A elevada redução de matéria orgânica no processo de arraste de amônia ($40 \pm 8,5\%$ para DQO e $46 \pm 10,1\%$ para DBO) pode estar associada à volatilização de compostos orgânicos presentes no lixiviado para a atmosfera. A redução da alcalinidade em $41 \pm 7,8\%$ pode ser explicada devido à elevada concentração de sais presentes no lixiviado, bem como, o potencial iônico do sistema, podendo tais fatores contribuírem diretamente para a redução do tamponamento do meio. Já o pH do lixiviado aumentou durante o processo de arraste de amônia de valores de $8,1 \pm 0,1$ para $9,6 \pm 0,4$.

O esgoto sanitário coletado na ETE apresentou valores dentro das faixas para as concentrações típicas de esgotos sanitários [9]. A DQO média encontrada foi igual a $582 \pm 130 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo que a DBO apresentou valores de $315 \pm 84 \text{ mg.L}^{-1}$. Já a alcalinidade no esgoto sanitário foi de $251 \pm 60 \text{ mg.L}^{-1}$ e, por fim, a concentração de amônia foi igual a $44 \pm 21 \text{ mg.L}^{-1}$.

Tabela 2: Caracterização físico-química do lixiviado bruto, lixiviado pré-tratado por arraste de amônia e esgoto sanitário (valor médio \pm desvio padrão).

| Parâmetros | Lixiviado bruto | Lixiviado pré-tratado | Esgoto sanitário |
|-------------------------------------|--------------------|-----------------------|------------------|
| DBO (mg.L^{-1}) | 1.200 ± 216 | 650 ± 93 | 315 ± 84 |
| DQO (mg.L^{-1}) | 3.835 ± 836 | 2.300 ± 434 | 582 ± 130 |
| Amônia (mg.L^{-1}) | 2.800 ± 631 | 475 ± 60 | 44 ± 21 |
| pH | $8,1 \pm 0,1$ | $9,6 \pm 0,4^*$ | $7,3 \pm 0,4$ |
| Alcalinidade (mg.L^{-1}) | 10.114 ± 2.229 | 5.891 ± 1.454 | 251 ± 60 |
| Cor aparente (uH) | 3.500 ± 735 | 2.100 ± 574 | - |
| Fósforo (mg.L^{-1}) | $13,0 \pm 4,1$ | $7,5 \pm 3,6$ | $4,9 \pm 1,4$ |

*Valor do pH corrigido para 8 durante o processo de codisposição em reator UASB tratando esgoto sanitário.

O desempenho e a estabilidade de operação dos reatores UASB I e UASB II durante o tratamento apenas com esgoto sanitário estão apresentados na Tabela 3.

Tratando-se do reator UASB I, a DQO média afluente durante o período de ensaio foi de $525 \pm 127 \text{ mg.L}^{-1}$. Após o tratamento, foi observada uma eficiência de remoção desse parâmetro de $69 \pm 11\%$. Já para a DBO, com valor afluente igual a $295 \pm 68 \text{ mg.L}^{-1}$, o reator UASB I apresentou uma eficiência de $80 \pm 15\%$ de remoção. No que diz respeito à eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST), o reator UASB I foi responsável por sua redução em $70 \pm 12\%$. Por se tratar de um processo anaeróbio, não houve eficiência de remoção de amônia presente no esgoto sanitário. Tratando-se da estabilidade do reator UASB I, o pH se

manteve na faixa ótima para um bom desempenho do processo anaeróbio e a alcalinidade efluente não possuiu tendência de queda em relação ao afluente. Adicionalmente, pode-se constatar que os valores efluente de ácidos graxos voláteis (AGV) foram inferiores a 200 mg.L⁻¹. A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada no reator UASB I foi igual a $1,4 \pm 0,3$ kgDQO.m⁻³.d⁻¹.

Conforme o esperado, os resultados de desempenho e estabilidade operacional do reator UASB II foram próximos daqueles apresentados pelo reator UASB I. A eficiência de remoção de DQO encontrada durante o tratamento de esgoto sanitário foi de $70 \pm 15\%$. O valor de DQO afluente ao reator foi de 572 ± 151 mg.L⁻¹. Com uma concentração afluente de DBO igual a 310 ± 85 mg.L⁻¹, o reator UASB II apresentou uma eficiência de remoção desse parâmetro de $83 \pm 19\%$. Já para a concentração afluente de SST igual a 242 ± 79 mg.L⁻¹, o reator obteve uma eficiência de $71 \pm 9\%$ de remoção desse parâmetro. O reator UASB II também apresentou bons índices de estabilidade. O pH se manteve na faixa de $7,4 \pm 0,2$ e a alcalinidade foi aumentada durante o processo de tratamento. Ainda, os valores de AGV também foram inferiores a 200 mg.L⁻¹. A COV aplicada no reator UASB II foi igual a $1,4 \pm 0,2$ kgDQO.m⁻³.d⁻¹.

Tabela 3: Resultados dos parâmetros de desempenho e estabilidade dos reatores UASB I e II tratando apenas esgoto sanitário (valor médio \pm desvio padrão).

| Parâmetros | UASB I | | | UASB II | | |
|------------------------------------|---------------|---------------|----------------|---------------|---------------|----------------|
| | Afluente | Efluente | Eficiência (%) | Afluente | Efluente | Eficiência (%) |
| DBO (mg.L ⁻¹) | 295 ± 68 | 71 ± 35 | 80 ± 15 | 310 ± 85 | 69 ± 35 | 83 ± 19 |
| DQO (mg.L ⁻¹) | 525 ± 127 | 200 ± 62 | 69 ± 11 | 572 ± 151 | 207 ± 54 | 70 ± 15 |
| SST (mg.L ⁻¹) | 207 ± 63 | 72 ± 44 | 70 ± 12 | 222 ± 79 | 78 ± 32 | 71 ± 9 |
| Amônia (mg.L ⁻¹) | 41 ± 18 | 44 ± 13 | - | 45 ± 13 | 46 ± 7 | - |
| pH | $7,3 \pm 0,3$ | $7,4 \pm 0,5$ | - | $7,4 \pm 0,2$ | $7,4 \pm 0,3$ | - |
| Alcalinidade (mg.L ⁻¹) | 290 ± 80 | 315 ± 72 | - | 269 ± 76 | 295 ± 83 | - |
| AGV (mg.L ⁻¹) | 45 ± 26 | 36 ± 21 | - | 51 ± 18 | 32 ± 29 | - |

Após o período de aclimação, o reator UASB I começou a ser alimentado com misturas de 5 e 10% entre lixiviado bruto e esgoto sanitário. A partir dos dados apresentados na Tabela 4, pode-se constatar o aumento da DQO e da DBO com a adição de lixiviado no esgoto sanitário. Verificou-se também uma diminuição da eficiência de remoção desses parâmetros quando elevada as relações de mistura. Para a relação de 5%, a COV aplicada no sistema foi de $2,1 \pm 0,3$ kgDQO.m⁻³.d⁻¹, apresentando uma eficiência média de remoção de DQO igual a 55%. Já para a relação de 10% a COV aplicada foi de $2,5 \pm 0,4$ kgDQO.m⁻³.d⁻¹, com uma eficiência de remoção de DQO em média igual a 50%. A diminuição da eficiência do sistema pode ter sido ocasionada pela presença de compostos recalcitrantes no lixiviado bem como devido ao aumento da concentração de amônia. Os parâmetros de estabilidade do reator UASB I se mantiveram dentro dos padrões de normalidade para o bom desempenho do sistema.

O reator UASB II foi alimentado com relações volumétricas entre lixiviado pré-tratado e esgoto sanitário também de 5 e 10%. As concentrações de DQO e DBO se elevaram conforme a adição do lixiviado no reservatório de alimentação (Tabela 5). As eficiências de remoção de DQO e DBO, no reator UASB II, para a relação volumétrica de 5%, foram de 67 e 74% respectivamente, com uma COV aplicada igual a $1,65 \pm 0,3$ kgDQO.m⁻³.d⁻¹. Já para a relação de 10%, com uma COV aplicada igual a $1,8 \pm 0,2$ kgDQO.m⁻³.d⁻¹, as eficiências encontradas foram de 73% para DBO e 63% para DQO. O reator UASB II também não apresentou problemas de estabilidade.

Comparando os resultados de desempenho dos reatores, pode-se constatar que o reator UASB II apresentou melhores eficiências de remoção de DQO e DBO para as relações volumétricas de misturas utilizadas. Este fato se deve, principalmente, pela diminuição da concentração de amônia no lixiviado bruto realizada no processo de arraste.

Tabela 4: Resultados dos parâmetros de desempenho e estabilidade do reator UASB I tratando lixiviado bruto – 5 e 10% com esgoto sanitário (valor médio \pm desvio padrão).

| Parâmetros | Esgoto sanitário + Lixiviado bruto (5%) | | Esgoto sanitário + Lixiviado bruto (10%) | |
|------------------------------------|---|-----------------|--|------------------|
| | Afluente UASB I | Efluente UASB I | Afluente UASB I | Efluente UASB II |
| DBO (mg.L ⁻¹) | 360 \pm 65 | 121 \pm 30 | 398 \pm 45 | 154 \pm 26 |
| DQO (mg.L ⁻¹) | 685 \pm 141 | 295 \pm 85 | 772 \pm 182 | 363 \pm 40 |
| SST (mg.L ⁻¹) | 244 \pm 51 | 74 \pm 23 | 267 \pm 37 | 84 \pm 16 |
| Amônia (mg.L ⁻¹) | 120 \pm 35 | 124 \pm 27 | 225 \pm 41 | 227 \pm 32 |
| pH | 7,7 \pm 0,2 | 7,5 \pm 0,3 | 7,9 \pm 0,3 | 7,6 \pm 0,3 |
| Alcalinidade (mg.L ⁻¹) | 618 \pm 118 | 723 \pm 124 | 1.095 \pm 150 | 1.228 \pm 182 |
| AGV (mg.L ⁻¹) | 81 \pm 24 | 57 \pm 17 | 142 \pm 21 | 92 \pm 30 |
| Cor aparente (uH) | 375 \pm 55 | 325 \pm 40 | 685 \pm 74 | 575 \pm 35 |

Tabela 5: Resultados dos parâmetros de desempenho e estabilidade do reator UASB II tratando lixiviado pré-tratado – 5 e 10% com esgoto sanitário (valor médio \pm desvio padrão).

| Parâmetros | Esgoto sanitário + Lixiviado pré-tratado (5%) | | Esgoto sanitário + Lixiviado pré-tratado (10%) | |
|------------------------------------|---|------------------|--|------------------|
| | Afluente UASB II | Efluente UASB II | Afluente UASB II | Efluente UASB II |
| DBO (mg.L ⁻¹) | 324 \pm 35 | 82 \pm 22 | 356 \pm 42 | 90 \pm 13 |
| DQO (mg.L ⁻¹) | 624 \pm 87 | 197 \pm 55 | 669 \pm 70 | 232 \pm 67 |
| SST (mg.L ⁻¹) | 223 \pm 36 | 80 \pm 18 | 241 \pm 25 | 79 \pm 15 |
| Amônia (mg.L ⁻¹) | 64 \pm 15 | 67 \pm 8 | 90 \pm 11 | 91 \pm 13 |
| pH | 7,4 \pm 0,3 | 7,3 \pm 0,5 | 7,6 \pm 0,2 | 7,4 \pm 0,3 |
| Alcalinidade (mg.L ⁻¹) | 442 \pm 151 | 495 \pm 119 | 754 \pm 126 | 804 \pm 157 |
| AGV (mg.L ⁻¹) | 73 \pm 15 | 48 \pm 7 | 115 \pm 10 | 68 \pm 21 |
| Cor aparente (uH) | 210 \pm 44 | 195 \pm 32 | 398 \pm 65 | 349 \pm 36 |

Ao decorrer das análises de desempenho e estabilidade dos reatores UASB I e II, foram também realizados os ensaios de fitotoxicidade. A análise inicial desse ensaio levou em consideração a germinação das sementes e o comprimento das radículas na amostra controle (Figura 2). Desse modo, o comprimento médio das radículas foi de 42,1 \pm 4,8 mm (coeficiente de variação igual a 11,5%) e 100% das sementes germinaram. Os resultados obtidos respeitaram os critérios estabelecidos para a validação do ensaio de fitotoxicidade.



Figura 2: Ensaio de fitotoxicidade: sementes germinadas de *Lactuca sativa*.

Os efeitos do lixiviado bruto e do lixiviado pré-tratado, bem como das suas diluições sobre a germinação e o alongamento das radículas das sementes de *Lactuca sativa*, estão destacados na Tabela 6. O lixiviado bruto apresentou elevada toxicidade no processo de germinação das sementes até diluições de 10% (v/v). A inibição da germinação pode estar relacionada ao estresse causado pela penetração de poluentes no interior da semente, afetando assim o seu metabolismo [21].

O lixiviado pré-tratado, por sua vez, apresentou elevada toxicidade de germinação apenas na diluição 100% (v/v). O processo de alongamento da radícula se mostrou altamente tóxico até diluições 30% (v/v). Por ser exposto diretamente às amostras, o alongamento da radícula se apresenta como um parâmetro de toxicidade mais sensível que o processo de germinação [22]. A CE_{50} para o lixiviado bruto foi de 9,7%, enquanto que para o lixiviado pré-tratado esse valor foi de 47,8%.

Diante dos dados apresentados é possível observar que o pré-tratamento do lixiviado bruto foi capaz de eliminar poluentes potencialmente tóxicos à germinação e ao alongamento das radículas.

Tabela 6: Efeitos fitotóxicos do lixiviado bruto e do lixiviado pré-tratado na germinação e no alongamento da radícula nas sementes de *Lactuca sativa*.

| Amostra (v/v) | Lixiviado | | | | | | | |
|------------------|-------------------|------------------|-------|-------|-------------------|------------------|-------|-------|
| | Bruto | | | | Pré-tratado | | | |
| | Germinação (%) | Radícula (mm) | FG* | FR* | Germinação (%) | Radícula (mm) | FG* | FR* |
| 100% | 0 ± 0 | 0 ± 0 | -1 | -1 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | -1 | -1 |
| 30% | 0 ± 0 | 0 ± 0 | -1 | -1 | 66,6 ± 5,6 | 3,5 ± 1,6 | -0,33 | -0,91 |
| 10% | 0 ± 0 | 0 ± 0 | -1 | -1 | 80,0 ± 4,2 | 12,7 ± 3,6 | -0,20 | -0,70 |
| 3% | 66,6 ± 8,1 | 20,1 ± 1,7 | -0,33 | -0,52 | 100 ± 0 | 28,4 ± 4,7 | 0 | -0,32 |
| 1% | 100 ± 0 | 32,8 ± 3,1 | 0 | -0,22 | 100 ± 0 | 38,3 ± 2,9 | 0 | -0,07 |

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $-0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

Ao contrário do lixiviado, o esgoto sanitário bruto e o esgoto sanitário tratado (realizado o ensaio apenas do reator UASB I durante o processo de aclimação) apresentaram índices classificados em baixo a moderado nível de toxicidade tanto no processo de germinação quanto no alongamento das radículas. O valor de FG encontrado para o esgoto sanitário afluente ao reator foi de - 0,13, indicando a sua baixa toxicidade. Após o tratamento no reator UASB, o valor de FG obtido foi igual a 0, ou seja, o esgoto sanitário tratado não apresentou nenhum nível de toxicidade à germinação das sementes de *Lactuca sativa*. No que se refere ao alongamento das radículas, o valor de FR do afluente ao reator foi igual a - 0,30, apontando uma moderada toxicidade. Por fim, o valor de FR após o tratamento no reator UASB foi de - 0,17, caracterizando um efluente com baixo nível de toxicidade para o crescimento das radículas. Portanto, o reator UASB removeu, mesmo que minimamente, possíveis compostos tóxicos às sementes utilizadas no ensaio de fitotoxicidade, conforme apresentado na Tabela 7. Não foi possível mensurar a CE_{50} do esgoto sanitário bruto e do esgoto sanitário tratado no reator UASB, pois em todos os ensaios foram detectados valores superiores a 86% de germinação. Devido ao metabolismo dos microrganismos anaeróbios, as concentrações ótimas de nutrientes como nitrogênio e fósforo se mantiveram constantes durante o tratamento do esgoto sanitário no reator UASB, favorecendo a germinação e crescimento das sementes.

Tabela 7: Efeitos fitotóxicos do esgoto sanitário afluyente e efluente de reator UASB na germinação e no alongamento da radícula nas sementes de *Lactuca sativa*.

| Amostra (v/v) | Esgoto sanitário | | | | | | | |
|------------------|------------------|---------------|-------|-------|----------------|---------------|-----|-------|
| | Afluente UASB | | | | Efluente UASB | | | |
| | Germinação (%) | Radícula (mm) | FG* | FR* | Germinação (%) | Radícula (mm) | FG* | FR* |
| 100% | 86,0 ± 5,5 | 29,1 ± 3,8 | -0,13 | -0,30 | 100 ± 0 | 34,8 ± 1,0 | 0 | -0,17 |
| 30% | 100 ± 0 | 37,7 ± 2,1 | 0 | -0,10 | 100 ± 0 | 37,7 ± 2,2 | 0 | -0,10 |
| 10% | 100 ± 0 | 39,3 ± 1,1 | 0 | -0,06 | 100 ± 0 | 39,0 ± 1,6 | 0 | -0,07 |
| 3% | 100 ± 0 | 40,3 ± 1,7 | 0 | -0,04 | 100 ± 0 | 41,1 ± 1,4 | 0 | -0,02 |
| 1% | 100 ± 0 | 40,5 ± 1,3 | 0 | -0,03 | 100 ± 0 | 42,0 | 0 | 0 |

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $-0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

Na Tabela 8 estão apresentados os resultados de fitotoxicidade da codisposição de lixiviado bruto e esgoto sanitário no reator UASB I. Para a relação volumétrica de mistura de 5%, a toxicidade influenciou apenas no alongamento das radículas, sendo que o processo de germinação obteve valores superiores a 86%. O valor de FG para a relação da mistura igual a 5% afluyente ao reator foi de - 0,13. Logo após o tratamento, o valor de FG foi igualado a 0 (baixa toxicidade). No que diz respeito ao alongamento das radículas, a mistura afluyente apresentou um valor de FR igual a - 0,87 (muito alta toxicidade). Após o tratamento no reator UASB I, esse valor caiu para - 0,63 (alta toxicidade).

A relação volumétrica de 10%, afluyente ao reator UASB I apresentou total inibição da germinação das sementes de *Lactuca sativa* em 100% (v/v). Sendo assim, o seu valor FG foi igual a - 1 (muito alta toxicidade). Após o tratamento, as misturas efluentes apresentaram um FG igual a 0, indicando a sua baixa toxicidade. Sobre o alongamento das radículas, o valor de FR para a relação de mistura de 10% afluyente ao reator foi considerada extremamente tóxica ($FR = -1$). O tratamento no reator reduziu esse valor de toxicidade para valores próximos de - 0,70, conforme apresentado na Tabela 9, sendo ainda considerado altamente tóxico. Desse modo, observa-se que o reator UASB I conseguiu reduzir as cargas tóxicas de substâncias presentes no lixiviado. Entretanto, destaca-se que o despejo dos efluentes da codisposição de lixiviado bruto, sem uma etapa adicional de pós-tratamento ao reator UASB, podem vir a trazer severos riscos ao organismos aquáticos e também à vegetação nas margens dos corpos d'água.

Tabela 8: Efeitos fitotóxicos nas sementes de *Lactuca sativa* durante o processo de codisposição de lixiviado bruto (5 e 10%).

| Amostra (v/v) | Esgoto + Lixiviado bruto (5%) | | | | Esgoto + Lixiviado bruto (10%) | | | |
|------------------|-------------------------------|---------------|-----------------|---------------|--------------------------------|---------------|-----------------|---------------|
| | Afluente UASB I | | Efluente UASB I | | Afluente UASB I | | Efluente UASB I | |
| | Germinação (%) | Radícula (mm) | Germinação (%) | Radícula (mm) | Germinação (%) | Radícula (mm) | Germinação (%) | Radícula (mm) |
| 100% | 86,0 ± 7,2 | 5,4 ± 2,2 | 100 ± 0 | 15,5 ± 4,2 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 100 ± 0 | 11,5 ± 5,1 |
| 30% | 100 ± 0 | 28,1 ± 1,7 | 100 ± 0 | 32,2 ± 1,4 | 66,6 ± 7,8 | 18,5 ± 1,8 | 100 ± 0 | 30,4 ± 1,2 |
| 10% | 100 ± 0 | 32,9 ± 1,5 | 100 ± 0 | 36,3 ± 1,0 | 86,6 ± 4,3 | 27,3 ± 1,5 | 100 ± 0 | 32,7 ± 1,4 |
| 3% | 100 ± 0 | 36,0 ± 1,4 | 100 ± 0 | 39,4 ± 0,9 | 100 ± 0 | 32,0 ± 1,6 | 100 ± 0 | 37,4 ± 1,2 |
| 1% | 100 ± 0 | 37,3 ± 1,3 | 100 ± 0 | 40,9 ± 1,1 | 100 ± 0 | 37,7 ± 1,9 | 100 ± 0 | 39,6 ± 1,1 |

Tabela 9: Índices de fitotoxicidade referentes à germinação (FG) e ao alongamento de radícula (FR) nas sementes de *Lactuca sativa* durante o processo de codisposição de lixiviado bruto (5 e 10%).

| Amostra (v/v) | Esgoto + Lixiviado bruto (5%) | | | | Esgoto + Lixiviado bruto (10%) | | | |
|---------------|-------------------------------|-------|-----------------|-------|--------------------------------|-------|-----------------|-------|
| | Afluente UASB I | | Efluente UASB I | | Afluente UASB I | | Efluente UASB I | |
| | FG* | FR* | FG* | FR* | FG* | FR* | FG* | FR* |
| 100% | -0,13 | -0,87 | 0 | -0,63 | -1 | -1 | 0 | -0,72 |
| 30% | 0 | -0,33 | 0 | -0,24 | -0,33 | -0,56 | 0 | -0,27 |
| 10% | 0 | -0,27 | 0 | -0,13 | -0,13 | -0,35 | 0 | -0,22 |
| 3% | 0 | -0,14 | 0 | -0,07 | 0 | -0,23 | 0 | -0,10 |
| 1% | 0 | -0,12 | 0 | 0 | 0 | -0,10 | 0 | -0,05 |

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $-0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: de $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

Conforme apresentado na Tabela 10, para ambas as relações volumétricas de 5 e 10% do processo de codisposição de lixiviado pré-tratado no reator UASB II, foram obtidos valores de germinação superiores a 80%. Assim como nos outros ensaios, a toxicidade se mostrou mais efetiva no alongamento das radículas, contudo, menos tóxica se comparada com os valores de codisposição com lixiviado bruto. O valor de FG na mistura de 5% afluente ao reator UASB II foi de - 0,13. Após o tratamento observou-se a germinação de todas as sementes ensaiadas. O valor de FR para relação de 5% afluente ao reator foi de - 0,33, evidenciando a sua moderada toxicidade. Já no efluente, o valor de FR para a mesma relação foi igual a - 0,22 (baixa toxicidade). Para as relações de mistura de 10%, o FG afluente ao reator foi igual a - 0,2, apresentando baixa toxicidade no que se refere à germinação das sementes. O valor de FR na mistura afluente foi de - 0,56 (alta toxicidade), entretanto, após o tratamento, seu valor caiu para - 0,41 (moderada toxicidade), conforme apresentado na Tabela 11. A utilização do processo de arraste de amônia, como etapa de pré-tratamento do lixiviado bruto, foi responsável pela diminuição da toxicidade na mistura afluente ao reator UASB II.

Tabela 10: Efeitos fitotóxicos nas sementes de *Lactuca sativa* durante o processo de codisposição de lixiviado pré-tratado (5 e 10%).

| Amostra (v/v) | Esgoto + Lixiviado pré-tratado (5%) | | | | Esgoto + Lixiviado pré-tratado (10%) | | | |
|---------------|-------------------------------------|---------------|------------------|---------------|--------------------------------------|---------------|------------------|---------------|
| | Afluente UASB II | | Efluente UASB II | | Afluente UASB II | | Efluente UASB II | |
| | Germinação (%) | Radícula (mm) | Germinação (%) | Radícula (mm) | Germinação (%) | Radícula (mm) | Germinação (%) | Radícula (mm) |
| 100% | 86,6 ± 4,8 | 28,8 ± 6,0 | 100 ± 0 | 31,8 ± 1,8 | 80,0 ± 5,0 | 18,3 ± 5,9 | 100 ± 0 | 24,6 ± 4,6 |
| 30% | 100 ± 0 | 29,2 ± 2,1 | 100 ± 0 | 37,2 ± 1,3 | 100 ± 0 | 22,8 ± 1,7 | 100 ± 0 | 31,9 ± 1,7 |
| 10% | 100 ± 0 | 32,2 ± 1,2 | 100 ± 0 | 39,0 ± 0,8 | 100 ± 0 | 27,8 ± 1,3 | 100 ± 0 | 35,1 ± 1,8 |
| 3% | 100 ± 0 | 37,6 ± 1,8 | 100 ± 0 | 41,0 ± 0,7 | 100 ± 0 | 32,6 ± 1,2 | 100 ± 0 | 37,6 ± 1,3 |
| 1% | 100 ± 0 | 37,9 ± 1,0 | 100 ± 0 | 41,1 ± 1,0 | 100 ± 0 | 37,7 ± 1,3 | 100 ± 0 | 39,3 ± 1,0 |

Tabela 11: Índices de fitotoxicidade referentes à germinação (FG) e ao alongamento de radícula (FR) nas sementes de *Lactuca sativa* durante o processo de codisposição de lixiviado pré-tratado (5 e 10%).

| Amostra (v/v) | Esgoto + Lixiviado pré-tratado (5%) | | | | Esgoto + Lixiviado pré-tratado (10%) | | | |
|---------------|-------------------------------------|-------|------------------|--------|--------------------------------------|-------|------------------|--------|
| | Afluente UASB II | | Efluente UASB II | | Afluente UASB II | | Efluente UASB II | |
| | FG* | FR* | FG* | FR* | FG* | FR* | FG* | FR* |
| 100% | -0,13 | -0,33 | 0 | -0,22 | -0,2 | -0,56 | 0 | -0,41 |
| 30% | 0 | -0,31 | 0 | -0,13 | 0 | -0,45 | 0 | -0,24 |
| 10% | 0 | -0,22 | 0 | -0,06 | 0 | -0,33 | 0 | -0,16 |
| 3% | 0 | -0,13 | 0 | - 0,04 | 0 | -0,22 | 0 | - 0,10 |
| 1% | 0 | -0,11 | 0 | - 0,03 | 0 | -0,10 | 0 | - 0,06 |

*Classificação conforme o efeito tóxico: baixa toxicidade: $0 > FG$; $FR \geq -0,25$; Moderada toxicidade: $-0,25 > FG$; $FR \geq -0,5$; Alta toxicidade: $-0,5 > FG$; $FR \geq -0,75$; Muito alta toxicidade: de $-0,75 > FG$; $FR > -1$.

Na Tabela 12 está apresentado um resumo dos ensaios até aqui reportados referentes aos fatores de germinação (FG) e do alongamento das radículas (FR) das amostras sem diluição 100% (v/v). Entretanto, a análise isolada dos fatores FG e FR pode levantar certas dúvidas se existe ou não a real toxicidade da amostra estudada. Como pode ser observado, o alongamento das radículas são mais sensíveis às substâncias tóxicas do

que o processo de germinação das sementes de *Lactuca sativa*. Desse modo, a utilização do parâmetro índice de germinação (IG), que reuni em uma só análise os resultados de FG e FR, pode facilitar o entendimento da fitotoxicidade.

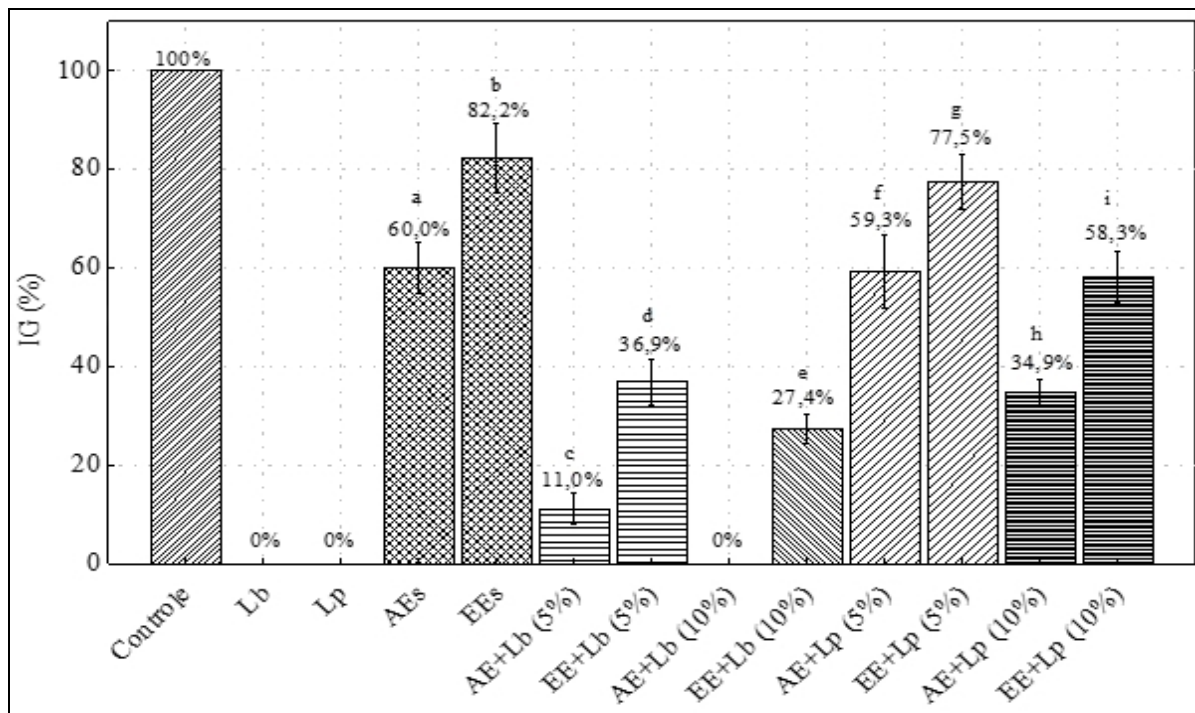
Tabela 12: Resumo dos ensaios de fitotoxicidade referente ao FG e FR das amostras sem diluição 100% (v/v) estudadas.

| Ensaio | Quanto a germinação das sementes (FG) | Quanto ao alongamento das radículas (FR) |
|---|---------------------------------------|--|
| Lixiviado bruto | Muito alta toxicidade | Muito alta toxicidade |
| Lixiviado pré-tratado | Muito alta toxicidade* | Muito alta toxicidade* |
| Afluente UASB esgoto sanitário | Baixa toxicidade | Moderada toxicidade |
| Efluente UASB esgoto sanitário | Baixa toxicidade | Baixa toxicidade |
| Afluente UASB I esgoto + lixiviado bruto (5%) | Baixa toxicidade | Muito alta toxicidade |
| Efluente UASB I esgoto + lixiviado bruto (5%) | Baixa toxicidade | Alta toxicidade |
| Afluente UASB I esgoto + lixiviado bruto (10%) | Muito alta toxicidade | Muito alta toxicidade |
| Efluente UASB I esgoto + lixiviado bruto (10%) | Baixa toxicidade | Alta toxicidade |
| Afluente UASB II esgoto + lixiviado pré-tratado (5%) | Baixa toxicidade | Moderada toxicidade |
| Efluente UASB II esgoto + lixiviado pré-tratado (5%) | Baixa toxicidade | Baixa toxicidade |
| Afluente UASB II esgoto + lixiviado pré-tratado (10%) | Baixa toxicidade | Alta toxicidade |
| Efluente UASB II esgoto + lixiviado pré-tratado (10%) | Baixa toxicidade | Moderada toxicidade |

*Destaca-se que o valor da CE_{50} do lixiviado bruto foi de 9,7% e para o lixiviado pré-tratado o valor encontrado foi de 48,7%.

No gráfico apresentado na Figura 3, destaca-se que tanto o lixiviado bruto quanto o lixiviado pré-tratado nas amostras sem diluição são extremamente tóxicos às sementes de *Lactuca sativa*. Entretanto, cabe ressaltar que com o emprego do processo de arraste de amônia foi observado a diminuição significativa da CE_{50} do lixiviado bruto. O IG do esgoto sanitário, tanto no afluente como no efluente ao reator UASB, se mostrou com baixa toxicidade.

O emprego do arraste de amônia, como etapa preliminar do processo de codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgoto sanitário, proporcionou o aumento do IG das sementes de *Lactuca sativa* se comparado com a codisposição do lixiviado bruto. Sem o pré-tratamento, o efluente do processo de codisposição apresentou valores de IG iguais a 36,9% (para relação de mistura igual a 5%) e 27,4% (para relação de mistura igual a 10%). Já com a realização do arraste de amônia, o efluente apresentou valores de IG de 77,5% (para relação de mistura igual a 5%) e 59,3% (para relação de mistura igual a 10%), sendo tais índices bem próximos daqueles do tratamento apenas com esgoto sanitário em reatores UASB.



Legenda:

Lb: lixiviado bruto;

Lp: lixiviado pré-tratado;

AEs: afluente esgoto sanitário;

Ees: efluente esgoto sanitário;

AE+Lb (5%): afluente esgoto + lixiviado bruto;

EE+Lb (5%): efluente esgoto + lixiviado bruto;

AE+Lb (10%): afluente esgoto + lixiviado bruto;

EE+Lb (10%): efluente esgoto + lixiviado bruto;

AE+Lp (5%): afluente esgoto + lixiviado pré-tratado;

EE+Lp (5%): efluente esgoto + lixiviado pré-tratado;

AE+Lp (10%): afluente esgoto + lixiviado pré-tratado;

EE+Lp (10%): efluente esgoto + lixiviado pré-tratado.

Figura 3 – IG das sementes de *Lactuca sativa* com as amostras sem diluição 100% (v/v) estudadas. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

O processo de codisposição de lixiviado bruto e de lixiviado pré-tratado, em reatores UASB tratando esgoto sanitário, com relações volumétricas de 5 e 10% (v/v), não apresentou problemas referentes à estabilidade operacional dos reatores. Contudo, a eficiência de remoção de matéria orgânica se mostrou maior quando utilizado o lixiviado pré-tratado, demonstrando que o processo de arraste de amônia foi responsável por remover substâncias inibitórias e/ou tóxicas aos microrganismos anaeróbios.

O processo de germinação durante o ensaio de fitotoxicidade foi menos afetado por substâncias tóxicas que o processo de alongamento das radículas. Assim, somente a obtenção do valor da CE_{50} pode não representar a verdadeira toxicidade das amostras analisadas. Desse modo, o cálculo do valor de IG, que leva em consideração tanto a germinação quanto o processo de alongamento das radículas, pode evidenciar melhores respostas dos resultados do ensaio de fitotoxicidade.

Os ensaios de fitotoxicidade no lixiviado bruto evidenciaram elevada toxicidade no processo de germinação das sementes e alongamento das radículas, apresentando uma CE_{50} igual a 9,7%. Já o lixiviado pré-tratado apresentou elevada toxicidade apenas no processo de germinação das sementes, apresentando uma CE_{50} igual 47,8%. Desse modo, pode-se constatar que o processo de arraste diminuiu de forma significativa a toxicidade do lixiviado.

Os ensaios de fitotoxicidade no esgoto sanitário afluente e efluente ao reator UASB não apresentaram elevados índices de toxicidade (não foi possível calcular a CE_{50}), tanto no processo de germinação quanto no processo de alongamento das radículas. O IG do esgoto afluente foi de 60% e do efluente igual a 82,2%.

Os ensaios de fitotoxicidade do processo de codisposição de lixo bruto com esgoto sanitário no reator UASB I, para a relação volumétrica de 5%, apresentaram baixos índices de toxicidade referentes ao processo de germinação de semente. Entretanto, para o processo de alongamento das radículas, a toxicidade se mostrou elevada tanto no afluente quanto no efluente do reator UASB I. O IG para a relação de 5% afluente ao reator foi de 11% e efluente igual a 36,9%. Já para a relação volumétrica de 10% constatou-se elevada toxicidade no processo de germinação das sementes nas amostras afluente ao reator, com CE_{50} calculada em 48,8%. O processo de alongamento das radículas também se mostrou significativamente afetado durante o ensaio de fitotoxicidade. O valor de IG para a relação de 10% afluente ao reator UASB I foi igual a 0%, sendo o valor do efluente igual a 27,4%. Desse modo, constata-se que relações volumétricas acima de 10% possivelmente poderiam causar um severo efeito de toxicidade nas sementes de *Lactuca Sativa*.

Os ensaios de fitotoxicidade do processo de codisposição de lixo pré-tratado com esgoto sanitário no reator UASB II, para a relação volumétrica de 5%, não apresentaram elevados índices de toxicidade, sendo os valores de IG afluente (59,3%) e efluente (77,5%) ao reator bem próximos daqueles do tratamento apenas com esgoto sanitário. Já para a relação volumétrica de 10%, constatou-se baixa toxicidade no processo de germinação tanto afluente quanto efluente ao reator UASB II. No que diz respeito ao processo de alongamento das radículas, notou-se índices moderados de toxicidade no efluente do reator. O IG para a relação volumétrica de 10% afluente ao reator foi de 34,9% e efluente igual a 58,3%. Desse modo, o processo de codisposição com lixo pré-tratado apresentou menores índices de toxicidade do que a codisposição com lixo bruto.

A partir dos resultados obtidos, pode-se constatar que o reator UASB conseguiu diminuir os efeitos tóxicos decorridos do processo de codisposição de lixo e esgoto sanitário (tanto para o processo de codisposição com lixo bruto quanto para o lixo pré-tratado). Entretanto, apenas com os resultados aqui apresentados não é possível inferir se houve necessariamente o tratamento do lixo ou apenas sua diluição.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Araucária e a SANEPAR pelo apoio financeiro na realização dessa pesquisa. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado. À Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (PRPPG) da Universidade Federal do Paraná. Aos funcionários, alunos e professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA). Ao aterro de Fazenda Rio Grande, em especial, o responsável técnico Márcio Fernandes. À Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), em especial aos engenheiros Gustavo Rafael Collere Possetti, Bárbara Zanicotti Leite e Giancarlo Lupatini.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. GOMES, L. P. **Resíduos sólidos: Estudo da caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro. p. 26-59, 2009.
2. KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Environmental Science and Technology**. v. 32, 2002.
3. SÁ, L. F. **Evaporação Natural do Lixiviado do Aterro de Muribeca Através de um Destilador Solar**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brasil, 2008.
4. MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, 2007.
5. QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; SOBRINHO, P. A. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.16 n.4, 2011.
6. AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; et al. (2008) Avaliação da biodegradabilidade anaeróbica de lixiviados de aterro sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.13, n.1, p. 38-45.

7. MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**. V.46, p. 851–858, 2002.
8. ALBUQUERQUE, E. M. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistemas de lodos ativados**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos. 2012.
9. METCALF & EDDY, 2016, **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Hespagnol, I; Mierzwa, J. C. 5ª ed., Porto Alegre: AMGH.
10. SANTOS, A. F. M. S. **Tratamento anaeróbio de chorume conjugado com esgoto sanitário**. Tese de doutoramento. UFPE. 2009.
11. TORRES, P. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. **Water Science & Technology—WST**, 60.2, 2009.
12. ZAGATTO, P.A. & BERTOLLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. São Carlos, São Paulo, 486p, 2008.
13. LABRE, J. C. C., et al. Testes ecotoxicológicos baseados na exposição de anelídeos e sementes de alface através da adição de diferentes concentrações de surfactantes ao solo. **Holos Environment**. 2008.
14. SOBRERO, C.; RONCO, A. E. **Ensayo de toxicidad aguda con semillas de L. sativa**. In: Castillo Morales, G. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones, pp. 71–79, 2004.
15. APHA (American Public Health Association). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st.ed. Washington, EUA. 2005.
16. BAGUR-GONZÁLEZ, M. G.; ESTEPA, M. C.; MARTÍN, P. F.; MORALES, R. S. **Toxicity assessment using Lactuca sativa L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site**. Journal Of Soils And Sediments, v. 11, n. 2, p.281-289, 2011.
17. PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. **Toxicity assessment of organic pollutants: Reliability of bioluminescence inhibition assay and univariate QSAR models using freshly prepared Vibrio fischeri**. Toxicology in Vitro, 1806-1813, 2006.
18. VON SPERLING, M. 2014. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1, 4ª . edição, DESA, Ed. UFMG.
19. CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2ª ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.
20. McCARTY, P. L. **Anaerobic waste treatment fundamentals**. Public Works- Parts 1, 2, 3 and 4. v. 95, n. 9, p. 107-112; n. 10, p. 123-126; n. 11, p. 91-94; n. 12, p. 95-99, 1964.
21. AGUIAR, L. L.; ANDRADE-VIEIRA, L. F.; DAVID, J. A. O. Evaluation of the toxic potential of coffee wastewater on seeds, roots and meristematic cells of Lactuca sativa L. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 133, p.366-372, 2016.
22. PAN, M.; CHU, L. Phytotoxicity of veterinary antibiotics to seed germination and root elongation of crops. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 126, p.228-237, 2016.