

Tratamento de lixiviado de aterro sanitário, efluente de banheiro químico e lodo de tanque séptico combinado com esgoto sanitário

Treatment of landfill leachate, chemical sanitary effluent and sludge septic tank combined with sewage in activated sludge


• **Data de entrada:**
27/08/2019



• **Data de aprovação:**
27/12/2019

Luis Alcides Schiavo Miranda^{1*} | Ândrea Aline Rosa de Souza² | Luciana Paulo Gomes¹ |
Marcelo de Oliveira Caetano¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.042>

ORCID ID

Miranda LAS  <https://orcid.org/0000-0003-1804-6464>
Souza AAR  <https://orcid.org/0000-0002-9364-1362>

Gomes LP  <https://orcid.org/0000-0003-4542-1143>
Caetano MO  <https://orcid.org/0000-0002-0920-1971>

Resumo

O tratamento de lixiviado de aterro sanitário, efluente de cabines sanitárias e lodo de fossa séptica combinado com esgoto sanitário tem sido uma estratégia utilizada para reduzir custos operacionais no tratamento de efluentes externos (EE). Entretanto, ainda não há consenso sobre os impactos na segurança operacional e na eficiência das estações de tratamento de esgotos sanitários (ES). Este trabalho avaliou um sistema de lodos ativados do tipo RSB tratando ES e EE. O percentual total de EE adicionados ao ES foi de 3,6% da vazão de ES tratado, provocando um aumento na carga afluente de DQO, DBO e nutrientes. As cargas de choque decorrentes da entrada dos EE dificultaram a manutenção de características adequadas de sedimentabilidade do lodo aeróbio, verificado pela perda de biomassa no efluente final e aumento do índice volumétrico de lodo de 46 mL.g⁻¹ para 287 mL.g⁻¹. A relação A/M oscilou entre 0,42 d⁻¹ e 0,82 d⁻¹. A entrada dos EE contribuiu para decréscimo na remoção de matéria orgânica e nutrientes. Análise do lodo ativado apresentou 56% de Fe, 16% de Ca, 10% de Si, 8% de S, 4% de Zn, 3% de Cu, 1,5% de Mn e 1,2% de K adsorvidos aos flocos, possivelmente devido à entrada dos EE.

Palavras-chave: Efluente de banheiro químico. Esgoto sanitário. Lixiviado de aterro sanitário. Lodo de tanque séptico. Lodo ativado

Abstract

The treatment of external effluent (EE) as sanitary landfill leachate (SLL), effluent from chemical toilet (ECT) and septic tank sludge (STS) combined with sanitary sewage (SS) has been a strategy to reduce operating costs in the wastewater treatment plants (WWTP) in Brazil. However, there is no consensus on the impacts on the safety and efficiency of WWTP. This work evaluated a sequencing batch reactor (SBR) treating SS and EE. The percent of EE added to the SS was 3.6%. The increase in the affluent COD, BOD and nutrient loads was observed. The resulting shock loads made it difficult to maintain adequate aerobic sludge sedimentability characteristics, verified by the loss of biomass in the final effluent and increase of the sludge volumetric index (46 mL.g⁻¹ to 287 mL.g⁻¹). The F/M ratio has changed from 0.42 d⁻¹ to 0.82 d⁻¹. The input of EE contributed to decrease in the removal of organic matter and nutrients. Activated sludge analysis showed 56% Fe, 16% Ca, 10% Si, 8% S, 4% Zn, 3% Cu, 1.5% Mn and 1.2% K adsorbed to sludge, possibly due to EE input.

Keywords: Activated sludge. Chemical toilet wastewater. Landfill leachate. Septic tank sludge. Sewage

¹ Unisinos- São Leopoldo - Rio Grande do Sul - Brasil.

² Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Porto Alegre - Rio Grande do Sul - Brasil.

* **Autor correspondente:** lalcides@unisinos.br.

1 INTRODUÇÃO

A infraestrutura de saneamento ambiental da maioria das cidades brasileiras não foi capaz de acompanhar as demandas exercidas pelo crescimento populacional e pela expansão da urbanização. No meio urbano são produzidos, além do esgoto sanitário (ES), lixiviado de aterro sanitário (LAS), lodos de tanques sépticos (LTS) e efluentes gerados em banheiros químicos (EBQ). Esta pesquisa abordou o desempenho de um reator sequencial em batelada (RSB) em escala real, tratando ES e recebendo diariamente cargas pontuais de LAS, LTS e EBQ.

Estima-se que no Brasil 38% da população urbana e 64% da população rural tenham seus esgotos destinados a tanques sépticos (IBGE, 2011). Os tanques sépticos apresentam boa eficiência nas remoções de DBO, DQO e SST, desde que operadas adequadamente (Andreoli & Pompeo, 2009; Withers et al., 2011). Entretanto, o principal objetivo desses tanques é a retenção de sólidos e material fecal presente na parte líquida. Esses tanques são projetados idealmente para operar por 2 a 3 anos sem remoção de lodo. No entanto, são utilizados por tempos superiores, o que reduz sua eficiência. O lodo de tanque séptico (LTS) possui características extremamente variadas, contendo significativas concentrações de nutrientes, matéria orgânica, gorduras, poluentes inorgânicos, concentrações elevadas de bactérias do grupo coliformes e ovos de helmintos (Hartmann et al., 2009).

Os lodos de tanques sépticos são uma fonte potencial de emissão de nutrientes para as águas superficiais, mas poucos dados existem no Brasil para quantificar sua significância para a eutrofização (Withers, 2011). Em geral, os lodos de tanques sépticos são removidos e transportados por caminhões tanque e, na maioria das vezes, dispostos de forma inadequada no meio ambiente, ou em alguns casos dispostos em aterros sanitários. O tratamento conjugado com esgoto sa-

nitário vem sendo uma opção utilizada no Brasil (Andreoli & Pompeo, 2009). Entretanto, é preciso que sejam observados alguns critérios específicos com relação ao projeto da estação de tratamento de esgotos (ETE), o qual deve contemplar a possibilidade de tratamento da carga orgânica adicional provocada pela adição de LTS ao esgoto sanitário (Campos et al., 2009).

Outros métodos de tratamento, como compostagem, digestão anaeróbia e tratamento químico, muitas vezes não são viáveis em países em desenvolvimento, devido aos custos operacionais. Dessa forma, o LTS é utilizado na agricultura ou descarregado indiscriminadamente em valas de drenagem, redes de esgoto sanitário, espaços urbanos abertos, corpos de água doce ou marinha, causando sérios problemas ambientais e impacto à saúde pública (Englund et al., 2018).

Outro sistema que tem sido amplamente utilizado para recolher os dejetos em locais públicos, canteiros de obras e parques de eventos são as cabines sanitárias, comumente denominadas banheiros químicos. As cabines sanitárias em geral têm capacidade para acumular até 100 L de esgoto sanitário. Essas instalações recebem previamente cerca de um litro de um sanitizante químico concentrado, visando diminuir ou até eliminar o desenvolvimento bacteriano e a geração de odores no reservatório onde os dejetos ficam acumulados até sua retirada. Usualmente, são utilizadas substâncias à base de surfactantes, essências aromáticas e corantes, além de princípios ativos de elevada toxicidade, como o formaldeído, que é considerado carcinogênico pela IARC (2004), e bronopol, que possui toxicidade de categoria I, a mais elevada categoria de toxicidade dérmica (USEPA, 2007).

Esses sistemas não necessitam da instalação de redes de água, esgoto ou energia elétrica. Os efluentes armazenados no reservatório das cabines sanitárias normalmente são dispostos em

ETE convencionais. Esse efluente apresenta características diferenciadas em relação ao esgoto sanitário em função da presença de sanitizantes químicos adicionados previamente ao reservatório de dejetos. Contudo, não há registros sobre o desempenho de ETE quando esse tipo de efluente é adicionado ao esgoto sanitário para tratamento. Conforme Souza (2011), o efluente das cabines sanitárias apresenta elevados teores de matéria orgânica, podendo representar uma carga de choque pontual quando lançado nos sistemas biológicos de tratamento. A presença de substâncias bactericidas empregadas na higienização e mantidas durante o uso das cabines sanitárias pode provocar uma carga de choque tóxica no sistema biológico no qual o tratamento é realizado.

Outro efluente gerado no âmbito das atividades urbanas é o lixiviado de aterro sanitário, que se caracteriza por conter elevada concentração de substâncias biodegradáveis e não biodegradáveis (LEITE et al., 2014; LUGOWSKI et al., 2014), e cuja complexidade e variabilidade na composição associada a dificuldades tecnológicas de tratamento, e limitadas informações cinéticas sobre o tratamento combinado com esgoto sanitário, justificam a necessidade de estudos nesse contexto (Çeçen and Çakiroglu, 2001).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabelecida de acordo com a Lei Federal n. 12.305 de agosto de 2010, passou a exigir o descarte em aterros sanitários dos resíduos sólidos municipais e o consequente tratamento adequado do lixiviado gerado na operação dos aterros sanitários. Portanto, a busca por alternativas para o tratamento do LAS tornou-se uma necessidade (Alfaia et al., 2017).

O co-tratamento de LAS com esgoto doméstico é uma opção de baixo custo que merece destaque. Essa alternativa é vantajosa e pode ser utilizada numa ETE existente, evitando a necessidade de

investir em novas instalações unicamente para esse fim. Porém, devido à presença de compostos orgânicos inibidores, metais pesados e baixa biodegradabilidade, essa adição reduz a eficiência do processo de tratamento de esgoto sanitário e aumenta as concentrações de poluentes no efluente tratado (LUGOWSKI et al., 2014, RENO et al., 2007). O lixiviado é geralmente adicionado ao esgoto doméstico em taxas volumétricas que não devem exceder 10%, devido aos efeitos tóxicos das altas concentrações de nitrogênio amoniacal normalmente presente (Çeçen and Aktas, 2004; Renou et al., 2008; Yu et al., 2010; Fudala-Ksiazek et al., 2011).

Segundo Fudala-Ksiazek (2014), o co-tratamento de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário utilizando lodos ativados do tipo RSB pode permitir a nitrificação parcial, mesmo em misturas com concentração de nitrogênio amoniacal acima de 80 mg.L^{-1} . Nesse caso, a nitrificação pode ser observada com um decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido de $1,0 \pm 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e a presença de amônia livre na ordem de 2 mg.L^{-1} .

O LAS é considerado uma das águas residuárias de maior impacto ambiental, tendo como aspecto crítico as elevadas concentrações de poluentes orgânicos dissolvidos e inorgânicos, tais como nitrogênio amoniacal, cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro, sulfatos, cloretos, metais pesados, tais como cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco, além de substâncias orgânicas xenobióticas. As substâncias orgânicas tipicamente encontradas em LAS são ácidos graxos voláteis e compostos húmicos e fúlvicos. Os compostos orgânicos xenobióticos são provenientes de produtos químicos domésticos ou industriais presentes em concentrações geralmente inferiores a 1 mg.L^{-1} . Esses compostos incluem, entre outros, uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, alifáticos clorados, pesticidas e plastificantes (Iaconi et al., 2006).

Elevadas relações DBO/DQO, nitrogênio amoniacal e presença de metais pesados dificultam o uso de tratamentos biológicos convencionais aplicados de forma isolada (Foul et al., 2009). Atualmente, combinações de métodos biológicos e físico-químicos têm sido utilizadas visando ao atendimento de parâmetros legais de lançamento em corpos receptores, minimizando os custos de implantação e operação de aterros sanitários (KURNIAWAN et al., 2006; KULIKOWSKA et al., 2007; NECZAJ et al., 2007; NECZAJ et al., 2008). Essa estratégia visa atenuar as dificuldades de tratamento decorrentes das variações na concentração dos componentes dos lixiviados e o atendimento aos parâmetros de qualidade do efluente final (ÇEÇEN & AKTAS, 2001; RODRIGUES, 2007; NECZAJ et al., 2008).

No entanto, ainda não há um consenso sobre os impactos provocados pela mistura desses efluentes nos processos biológicos convencionais utilizados nas ETE, nem sobre a proporção segura de adição do LAS ao esgoto sanitário. Além disso, é preciso estudar a viabilidade técnica e econômica da ETE em assimilar a carga orgânica adicional devido à entrada de efluentes externos na etapa biológica de tratamento (ÇEÇEN & AKTAS, 2001; BORGHI et al., 2003; VIANA et al., 2008). McBeam et al. (1995) sugere que as razões de mistura LAS e esgoto sanitário em base volumétrica não devem exceder 2%.

Para uma taxa de mistura de 10%, Diamadopoulos et al. (1997) encontraram remoções de 70-98% para DBO e 35 a 50% para $\text{NH}_3\text{-N}$. Nascen-tes (2013) avaliou a mistura nas razões de 0,5, 2, 3 e 5% e encontrou uma diminuição na biodiversidade do lodo ativado com o aumento da concentração de LAS, mas a diversidade e a atividade microbiológica foram rapidamente restabelecidas no sistema após algum tempo.

Segundo Çeçen & Çakiroglu (2001), um dos efeitos observados no co-tratamento de LAS e es-

goto sanitário em processo de lodos ativados é o acúmulo de nitrito, devido às elevadas concentrações de TKN, $\text{NH}_4\text{-N}$ e amônia livre presentes na mistura de LAS e esgoto sanitário. Esse tipo de comportamento também foi verificado por Martiensen & Schops (1997), quando observaram concentração de nitrito acima de 200 mg.L^{-1} , durante o *start-up* de um processo de lodos ativados quando a relação COT/N foi menor do 1,5. Segundo os autores, a acumulação e a utilização de nitrito está relacionada com as alterações na microbiota da comunidade nitrificante. Entretanto, quando a relação COT/N foi de 3,5, os autores observaram uma significativa mudança na comunidade microbiana, e após 40 dias menos de 0,1% das bactérias nitrificantes isoladas foi capaz de reduzir o nitrito. Esses resultados demonstram que a composição da microbiota desempenha um papel mais importante na desnitrificação de LAS do que anteriormente era considerado.

Os sistemas de lodos ativados do tipo RSB se apresentam como uma alternativa viável para o tratamento de esgoto de forma descontínua, pois a operação cíclica proporciona o surgimento de uma diversidade de ambientes, facilitando diferentes objetivos operacionais, como remoção de carbono e remoção biológica de nutrientes. Essa flexibilidade possibilita que os RSB sejam utilizados para o tratamento combinado de diferentes efluentes junto com esgoto sanitário (UYGUR & KARGI, 2004; KLIMIUK & KULIKOWSKA, 2006; NECZAJ et al., 2008). Foi com base nos diferentes relatos na literatura que este trabalho objetivou avaliar os efeitos da adição de lodo de tanque séptico, efluente de banheiro químico e lixiviado de aterro sanitário em um sistema de lodos ativados do tipo RSB em escala real tratando esgoto sanitário.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização da estação de tratamento de esgotos

Este estudo foi realizado durante 12 meses na estação de tratamento de esgoto (ETE) Mato Grande em Canoas, RS, visando identificar o impacto do recebimentos de LAS, LTS e EBQ na performance do sistema de lodos ativados. A ETE foi projetada para o tratamento de 22.464 m³.d⁻¹

de esgoto sanitário; no entanto, no período estudado, recebeu em média 5.702 m³.d⁻¹, cerca de 25,4% da sua capacidade. O reator biológico possui um volume útil de 23.104 m³ e operou no sistema reator sequencial em batelada (RSB), com uma concentração média SST no mixed liquor de 4000 (±500) mg.L⁻¹ e tempo de retenção celular entre 20-25 dias. Os parâmetros de projeto da ETE são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros de projeto utilizados no dimensionamento da ETE Canoas, RS.

Parâmetros de Projeto			
Vazão (m ³ .d ⁻¹)	Vazão média	22.464	
	Vazão máxima	41.558	
		Afluente	Efluente
DBO5 20°C (mg O ₂ .L ⁻¹)	Máxima total	310	31
	Média solúvel	-	6
	Média total	-	16
Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹)	Máximo total	330	33
	Médio total	-	16
	Médio volátil	264	16
	Médio fixo	66	Desprezível
Remoção DBO5 20°C (%)			≥ 90
Remoção DQO (%)			≥ 75
Remoção Sólidos Suspensos (%)		SST	≥ 80
		SSV	70 – 85
Remoção Coliformes Termotolerantes (%)			≥ 99
Remoção NTK (%)			85 – 95
Remoção P total (%)			10 – 30

Neste período, a ETE recebeu para tratamento combinado com esgoto sanitário aproximadamente 330 m³/dia de efluentes externos (EE) compostos por LAS, LTS e EBQ, os quais foram misturados ao esgoto sanitário após a etapa de gradeamento. A vazão total afluente diária foi de 55,5 L.s⁻¹. O reator aeróbio possui um volume útil de 23.100 m³, no qual estão instalados 10 aeradores superficiais de eixo vertical com potência de 75 HP cada um.

O tempo de enchimento de cada batelada ocorreu de acordo com a vazão afluente, com frequência de três vezes ao dia. Os dois primeiros aeradores, localizados próximos à entrada do reator biológico, permaneceram desligados visando à obtenção de uma zona anóxica nessa área. O

tempo de aeração foi de 4 horas, seguido de uma etapa de repouso de 3 horas para sedimentação do lodo. Após esse tempo, 10% do volume do líquido sobrenadante foi enviado para os decantadores secundários e posteriormente descartado para o meio ambiente.

Após o descarte do sobrenadante, o reator biológico voltou a receber nova mistura de esgoto sanitário e efluentes externos. A concentração de OD na massa líquida foi mantida entre 0.5 e 4.0 mg O₂.L⁻¹. O excesso de lodo ativado foi enviado para adensamento e posterior envio para aterro sanitário. A Fig. 1 apresenta um esquema dos processos na ETE e a identificação dos pontos de coleta de amostra para o estudo.

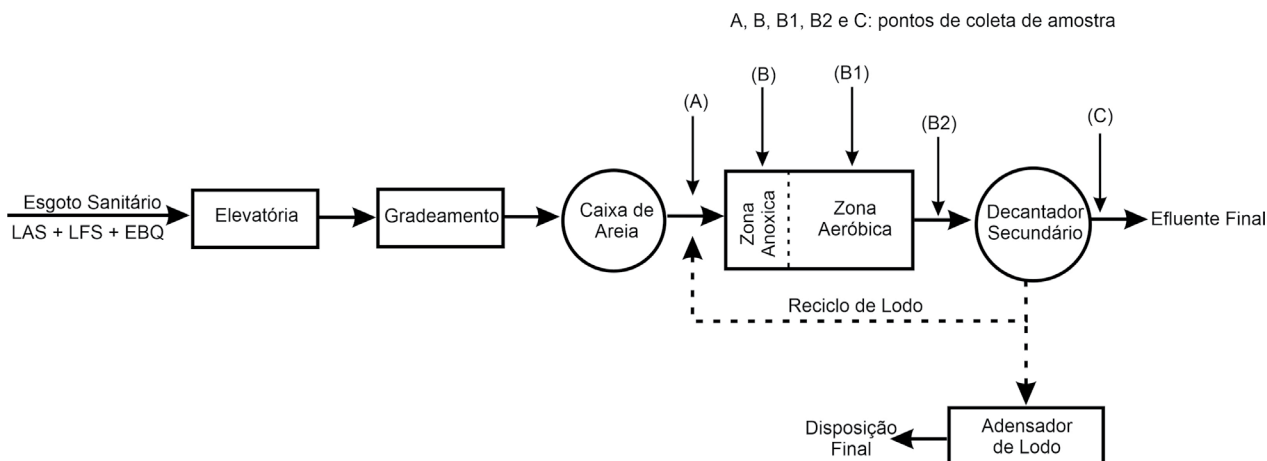


Figura 1 - Esquema de funcionamento da ETE Canoas, RS, e identificação dos pontos de coleta de amostra.

2.2 Amostragem e caracterização do afluente ao reator biológico

A caracterização físico-química do afluente ao reator biológico objetivou identificar a variação das cargas carbonáceas e nitrogenadas em função da mistura dos efluentes externos em cada batelada de tratamento. Esse procedimento foi realizado mensalmente no período de um ano, em dias e turnos alternados. Para isso foi instalado um amostrador automático (ISCO modelo 6700) após o gradeamento, local onde são misturados os efluentes externos ao esgoto sanitário. O amostrador foi programado para coletar um litro de amostra a cada 8 minutos, durante um ciclo de enchimento do reator biológico, totalizando 24 amostras. Os demais parâmetros analisados conforme dados apresentados na Tabela 3 foram coletados nos pontos (A) entrada do reator biológico; (B) lodo biológico anóxico coletado na saída da zona anóxica; (B1) lodo biológico aeróbio, coletado na zona aeróbia; (B2) efluente do reator biológico e (C) efluente final coletado na saída dos decantadores secundários. Todas as amostras foram analisadas de acordo com APHA (2012).

2.3 Análise qualitativa elementar da fração mineral

A análise qualitativa elementar da fração mineral utilizou um espectrômetro de fluorescência de raios-x por energia dispersiva (Shimadzu, modelo EDX-720) e foi realizada em amostras compostas representativas de 3 ciclos de enchimento de um dia da ETE, coletadas nos pontos “A” (entrada do tanque de aeração), “B” (lodo anóxico) e “C” (efluente final).

Para análise estatística, os valores de DQO dos EE foram agrupados de acordo com cada tipo de efluente. Foram calculadas as medidas de tendência central e dispersão, média aritmética, mediana, desvio padrão e variância. Segundo Ingunza et al. (2009), o uso da mediana como medida de tendência central é indicado para esses tipos de efluente devido ao grande distanciamento entre os valores mínimos e máximos das concentrações observadas, neutralizando-se a distorção dos resultados devido a valores extremos. Dessa forma, foi analisada a influência da carga orgânica dos EE na eficiência de remoção de DQO utilizando-se ANOVA, considerando que a variação das cargas orgânicas recebidas é

equivalente à variação de remoção de DQO, no mesmo período ao nível de significância de 5%.

Como não foram encontrados dados seguros na literatura referentes à caracterização de EBQ, considerou-se importante a realização de uma amostragem complementar. Para isso foram coletadas 4 amostras em diferentes momentos e de diferentes procedências para análise dos parâmetros SST, DBO_5^{20} , DQO, P_{total} e N-NH_4^+ . Dados coletados anteriormente ao desenvolvimento dessa pesquisa não apresentaram variação significativa na qualidade desse tipo de efluente.

O comportamento do processo de lodos ativados foi avaliado diariamente mediante análise de vazão, IVL, OD, pH, relação A/M, Sólidos sedimentáveis totais e temperatura, durante cada batelada de tratamento.

2.4 Caracterização do efluente do reator biológico

Para caracterização do efluente do reator biológico foram coletadas amostras semanalmente de forma composta, retirando-se alíquotas de igual volume, em intervalos de uma hora durante 24h de operação. Os pontos monitorados foram a entrada do reator biológico (A), lodo anóxico cole-

tado na saída da zona anóxica (B), lodo aeróbio coletado na zona aeróbia (B1), efluente do reator biológico (B2) e efluente final coletado na saída do decantador secundário (C). Para o cálculo das cargas orgânicas afluentes, foram consideradas a vazão afluente média prevista no projeto da ETE (260 L.S^{-1}), DBO_5^{20} (310 mg.L^{-1}) e SSLM (330 mg.L^{-1}). A correção de pH do afluente foi realizada com solução de adição de cal hidratada.

2.5 Monitoramento do lodo biológico aeróbio

O monitoramento do lodo biológico foi realizado considerando a variação na concentração de SSVT e nutrientes no lodo coletado na saída das câmaras anóxica e aeróbia. Também foram analisados os teores de metais visando a uma análise quantitativa elementar do lodo biológico, utilizando fluorescência de raios-X por energia dispersiva (Shimadzu, modelo edx-720).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No período estudado, foram tratados $2.024.856,3 \text{ m}^3$ de efluentes, sendo 96,4 % de esgoto sanitário, 2,7 % de LAS, 0,8 % de LFS e 0,1 % de EBQ, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Volume e percentual correspondente de efluentes externos e esgoto sanitário tratados no período estudado na ETE Canoas, RS.

	LAS	EBQ	LFS	ES	Total (m^3/ano)
Vazão (m^3/ano)	55.646,19	1.849,41	16.226,50	1.951.134,19	2.024.856,30
%	2,7	0,1	0,8	96,4	100,0

Os efluentes externos corresponderam a 4,6% do volume total anual tratado. Entretanto, representaram uma contribuição entre 16,4% e 75,5% da carga de DQO total afluente ao sistema de lodos ativados. Verificou-se que o LAS e o LFS foram responsáveis pela maior contribuição na carga de DQO total afluente, sendo de 27,8%

($\pm 15,6$) e 19,5% ($\pm 15,4$), respectivamente. Esses dados estão detalhados na Tabela 5.

Para o cálculo da contribuição da carga orgânica dos EE foi utilizada a mediana da concentração de DQO de cada tipo de efluente como medida de tendência central, devido ao grande distan-

ciamento entre os valores mínimos e máximos observados para DQO, neutralizando-se dessa forma a distorção dos resultados. Na Tabela 3

são apresentados os valores médios e o desvio padrão da caracterização do afluente a ETE, contemplando a adição dos efluentes externos.

Tabela 3. Características do afluente a ETE, considerando a entrada dos efluentes externos.

Parâmetro	Média (DP)
DBO (mg.L ⁻¹)	120,1(77,0)
DQO (mg.L ⁻¹)	343,0 (213,4)
pH	8,1 (0,6)
T °C	22,7 (3,3)
SST (mg.L ⁻¹)	188,0 (142,0)
ST (mL.L ⁻¹)	2,4 (0,9)
P _{total} (mg.L ⁻¹)	4,5 (1,7)
NO ₂ + NO ₃ (mg.L ⁻¹)	0,1 (0,2)
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	61,6 (68,0)
Sulfeto (mg.L ⁻¹)	5,6 (3,7)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	311,0 (410,0)

Nota: (DP) desvio padrão

Os efluentes externos contribuíram com 52,3% (±19,5) da carga orgânica média afluente à ETE no período estudado. Esse resultado ocorreu em função do tipo e do volume de EE adicionado ao esgoto sanitário durante o tratamento, pois a

contribuição em termos de carga de DQO do LAS e do LTS em alguns meses superou a contribuição referente ao ES, como pode ser observado nos valores apresentados na Tabela 4 e demonstrado na Fig. 2.

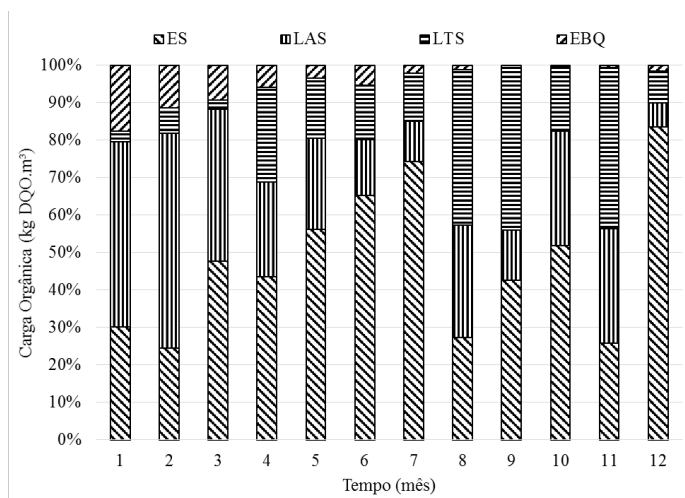


Figura 2 - Contribuição de cada efluente externo na carga orgânica total de DQO afluente ao reator aeróbio.

No caso deste estudo, cabe uma discussão: avaliar a performance do sistema e atribuir um entendimento dos fenômenos que acontecem no processo, somente pela contribuição das cargas orgânicas afluentes, sem levar em conta a complexidade da matéria orgânica presente nos EE, levará a um entendimento parcial sobre as flu-

tuações na eficiência de remoção da matéria orgânica e nutrientes, principalmente neste caso. Percebe-se que o montante da carga orgânica afluente foi principalmente devido à entrada dos EE. De certa forma, o esgoto sanitário serviu de elemento de diluição para os EE.

3.1 Remoção de sólidos suspensos totais (SST)

Observou-se uma grande variação na concentração SST afluente no período estudado, apresentando valores entre 28 e 728 mg.L⁻¹. Essa variação é atribuída à contribuição dos EE que foram adicionados em diferentes momentos diariamente ao esgoto sanitário afluente. Entretanto, as concentrações efluentes mantiveram-se abaixo de 30 mg.L⁻¹, representando uma remoção entre 70% e 90% de SST. A análise dos teores de sólidos voláteis totais (SVT) e sólidos

totais (ST) demonstraram que a relação média SVT/ST é de 0,48 ($\pm 0,01$), sugerindo a ocorrência de adsorção de matéria mineral ao lodo biológico tanto na zona anóxica como aeróbia. Jenkins et al. (2004) afirmam que o recebimento frequente de cargas orgânicas extremas pode contribuir para a deterioração da qualidade de sedimentação dos lodos ativados, limitando a diversidade de bactérias presentes e tornando o lodo menos resistente às mudanças ambientais, podendo resultar na dispersão do lodo, defloculação, e consequente turbidez nos efluentes.

Tabela 4 - Contribuição média mensal dos diferentes afluentes na carga orgânica e vazão afluente a ETE Canoas, RS.

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
CO _{total} (kgDQO.m ⁻³) ^(a)	39.570	26.583	49.282	42.808	48.598	58.870	103.049	48.094	62.031	105.796	68.962	89.716	
CO EE (%) ^(b)	69,8	75,5	52,3	56,5	43,8	34,8	25,7	72,6	57,4	48,2	74,2	16,4	
ES	kg DQO.m ⁻³	11.950	6.512	23.507	18.621	27,3	38.38	76.565	13.177	26.425	54.802	17.792	75.002
	CO % (DQO)	30,2	24,5	47,7	43,5	56,2	65,2	74,3	27,4	42,6	51,8	25,8	83,6
	Vazão (m ³) ^(c)	95,1	94,9	93,9	97,0	96,5	96,6	95,3	97,1	96,8	97,4	96,7	96,7
LAS	kg DQO.m ⁻³	19.508	15.232	20.008	10.873	11.809	8.831	11.026	14.380	8.312	32.374	21.102	5.742
	CO % (DQO)	49,3	57,3	40,6	25,4	24,3	15,0	10,7	29,9	13,4	30,6	30,6	6,4
	Vazão (m ³) ^(c)	3,9	3,8	4,8	2,2	2,8	2,5	3,3	2,4	2,3	1,9	2,6	2,2
LTS	kg DQO.m ⁻³	1.108	1.808	1.183	10.745	7.824	8.477	13.190	19.959	27.294	18.091	29.585	7.626
	CO % (DQO)	2,8	6,8	2,4	25,1	16,1	14,4	12,8	41,5	44,0	17,1	42,9	8,50
	Vazão (m ³) ^(c)	0,8	1,1	1,1	0,7	0,6	0,8	1,3	0,5	0,9	0,6	0,6	1,0
EBQ	kg DQO.m ⁻³	7.004	3.030	4.583	2.568	1.652	3.179	2.267	577	0	529	483	1.346
	CO % (DQO)	17,7	11,4	9,3	6,0	3,4	5,4	2,2	1,2	0,0	0,5	0,7	1,5
	Vazão (m ³) ^(c)	0,20	0,16	0,24	0,11	0,11	0,08	0,10	0,02	0,00	0,06	0,06	0,08

Nota: ^(a) representa a carga orgânica total recebida para tratamento (ES + LAS + LFS + EBQ); ^(b) representa a carga orgânica percentual média somente dos afluentes externos (EE), (LAS + LFS + EBQ) sobre a carga orgânica total média afluente a ETE; ^(c) vazão afluente média mensal.

3.2 Análise quantitativa elementar do lodo biológico e efluente final

A análise quantitativa elementar por fluorescência de raios-X foi realizada em amostras compostas representativas de 3 ciclos de enchimento de um dia da ETE, coletadas nos pontos A (entrada do tanque de aeração), B (lodo anóxico) e C (efluente final). Verificou-se a presença de enxofre, como elemento majoritário (35%), e em menores percentuais cálcio (21%), ferro (17%), cobre (16%) e potássio (10%). No ponto B (lodo anóxico), o ferro foi o elemento majoritário, representando 56%, seguido de cálcio (16%), silí-

cio (10%), enxofre (8%), zinco (4%), cobre (3%), além de traços de manganês (1,5%) e potássio (1,2%). No ponto C (efluente final), foi detectado enxofre como elemento majoritário (84%), seguido do cobre em menor percentual (16%).

Os metais não são característicos de esgotos sanitários, mas sua presença pode estar associada ao arraste das tubulações devido ao processo de corrosão ou decorrente da entrada de efluentes externos, como observado neste estudo. A ausência no efluente final da detecção dos metais caracterizados no afluente sugere que estes es-

tão sendo adsorvidos ao lodo biológico. Neste caso, preocupa a possibilidade de um aumento cumulativo do teor de sólidos fixos no lodo biológico, o que poderá provocar queda de eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes no sistema, além de modificar as características de sedimentabilidade do lodo aeróbio.

3.3 Remoção de matéria orgânica

Foi observada uma grande variação na carga de DQO afluente à ETE. A carga máxima diária afluente estabelecida em projeto é de 13.928 kg

DQO/dia, e a carga de segurança é estimada em 50% desse valor. Verificou-se que em vários momentos houve a entrada de cargas extremas de DQO, próximas ou superiores ao limite de segurança. Embora a ETE esteja recebendo cerca de 20% da vazão de projeto, a ocorrência de cargas de choque orgânica impede a operação segura e com eficiência no atendimento dos padrões de emissão. Na figura 3 pode-se observar que em diversos momentos a concentração de DQO afluente apresenta valores elevados quando comparada com o valor médio de 400 mg.L⁻¹ previsto no projeto da ETE.

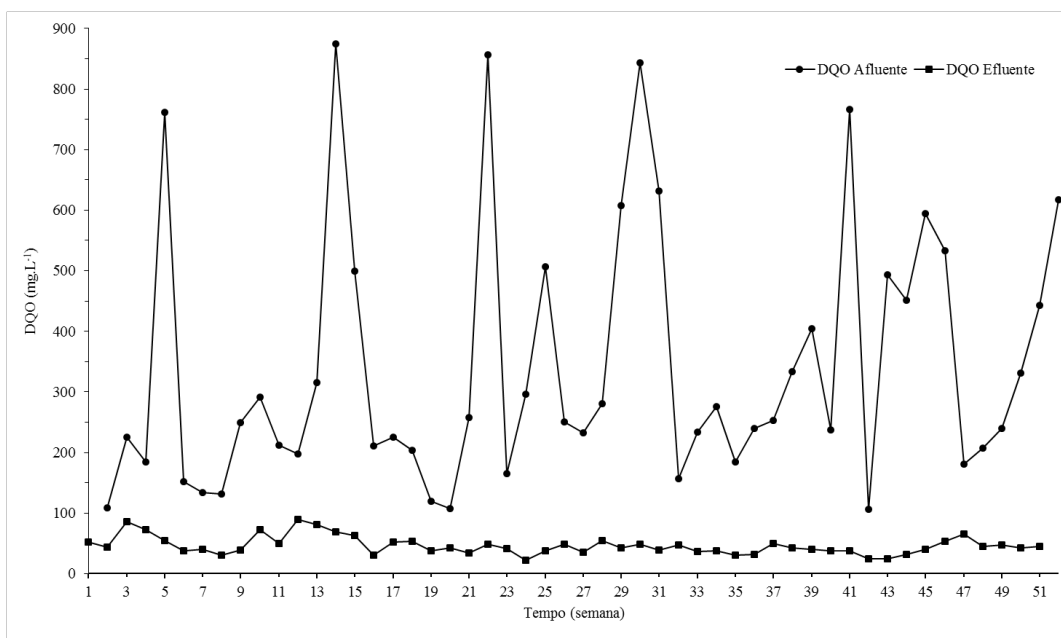


Figura 3 - Concentração de DQO afluente e efluente observados no RSB no período estudado. Cada ponto representa o resultado de uma amostra semanal coletada de forma composta.

Estudos realizados por Kennedy & Lentz (2000), analisando o comportamento de RSB frente a elevadas cargas orgânicas, verificaram que períodos longos de enchimento resultaram em menor estresse da microbiota ativa, aumentando a remoção de DQO, enquanto Klimiuk & Kulikowska (2006), estudando o tratamento de ES e LAS, e verificaram que períodos curtos de enchimento favoreceram o surgimento de

gradientes de concentração durante os ciclos, causando desequilíbrio na microbiota do RSB. Santos (2005) também relata que choques de carga orgânica no início do ciclo operacional em RSB podem favorecer a competição entre os microrganismos heterotróficos, levando à maximização do crescimento destes em detrimento do armazenamento de energia, e à consequente formação de flocos frágeis de difícil

sedimentação. Essas informações corroboram os efeitos observados na operação do RSB estudado. Verificou-se uma ampla faixa de variação na eficiência de remoção apresentada pelo sis-

tema ao longo do período estudado, conforme se observa na Tabela 5, sendo estas atribuídas às flutuações de carga orgânica e de nutrientes na mistura afluente.

Tabela 5 - Remoção média de SST, DQO, DBO₅, P_{total} e N-NH₄⁺ na ETE Canoas.

Parâmetro	Remoção (%)	Média % (DP)
DQO	52,3 – 96,0	81,7 (22,3)
DBO ₅	35,7 – 98,8	90,8 (34,3)
SST	14,3 – 96,7	79,8 (43,5)
P _{total}	22,2 – 88,3	69,5 (34,1)
N-NH ₄ ⁺	11,8 – 99,8	85,5 (47,2)

A adição dos EE de forma pontual ao RSB pode ser considerado o principal fator a justificar as variações na eficiência de remoção de matéria orgâni-

ca, sólidos e nutrientes. A remoção de DBO e DQO apresentou um perfil de remoção semelhantes, conforme pode ser observado na Figura 4.

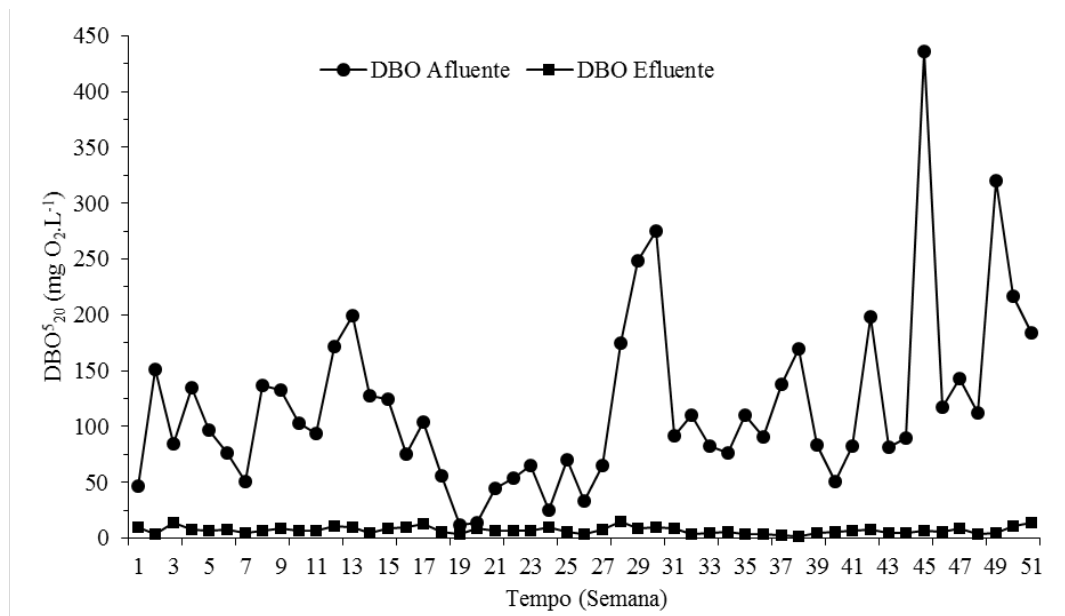


Figura 4 - Concentração de DBO afluente e efluente observados no RSB no período estudado. Cada ponto representa o resultado de uma amostra semanal coletada de forma composta.

A carga afluente diária de DBO não ultrapassou o limite de segurança de operação da ETE (3.482 kg DBO.d⁻¹). Entretanto, a carga de DQO em determinados momentos ultrapassou o limite de 6.964 kg DQO.d⁻¹, considerado seguro para operação da ETE. A relação DBO/DQO para os EE não foi possível de ser estabelecida em função

da ausência de rotina de ensaios para este fim no monitoramento do sistema. No entanto, sabe-se que o LAS, maior contribuinte em termos volumétricos, é originário de aterros sanitários em fase final de operação, e neste caso se justifica a elevada diferença entre as concentrações de DQO e DBO afluentes quando tratados conjuntamente

com o ES. Somem-se também as contribuições da entrada de LFS e EBQ. Os resultados observados indicam que há necessidade de mais estudos sobre alterações operacionais na ETE que possam ser feitas na ETE, principalmente sobre o tempo de contato lodo ativado/mistura afluenta buscando uma melhor adaptação frente à presença dos EE. Essa observação vai ao encontro de estudos já realizados por Kennedy & Lentz (2000) e Neczaj et al. (2008).

As variações observadas na remoção de DQO possivelmente também estão relacionadas com as variações observadas na relação A/M, a qual variou entre $0,01 \text{ d}^{-1}$ e $0,82 \text{ d}^{-1}$, com média $0,07 \text{ d}^{-1}$ no período estudado, uma vez que essa é uma variável importante no controle do processo e está sujeita a variações quando as frações não biodegradável solúvel e particulada variam no afluenta. A entrada dos EE certamente contribuiu para as variações observadas na relação A/M, afastando-a da faixa entre $0,05 \text{ d}^{-1}$ e

$0,10 \text{ d}^{-1}$, considerada ótima para RSB, segundo Metcaf & Eddy (2016).

3.4 Remoção de Nutrientes

3.4.1 Remoção de nitrogênio amoniacal

A carga média mensal de N-NH_4^+ ultrapassou o limite de segurança de 50% ($337 \text{ kg N-NH}_4^+ \cdot \text{d}^{-1}$) previsto em projeto para operação segura da ETE. A média de remoção foi de 85,4% ($\pm 18,1$) e apresentou uma variação entre 11,7% e 99,8%, evidenciando o efeito das cargas de choque afluentes na performance do RSB. As concentrações afluentes apresentaram um intervalo entre 14,0 e $279,0 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{d}^{-1}$ e as concentrações efluentes oscilaram entre 0,2 e $17,0 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{d}^{-1}$, conforme apresentado na Fig. 5. Os grandes intervalos de concentração demonstram a ocorrência de cargas de choque de nitrogênio amoniacal, cujo efeito sobre a biomassa exige fez-se refletir na remoção de matéria orgânica e nutrientes.

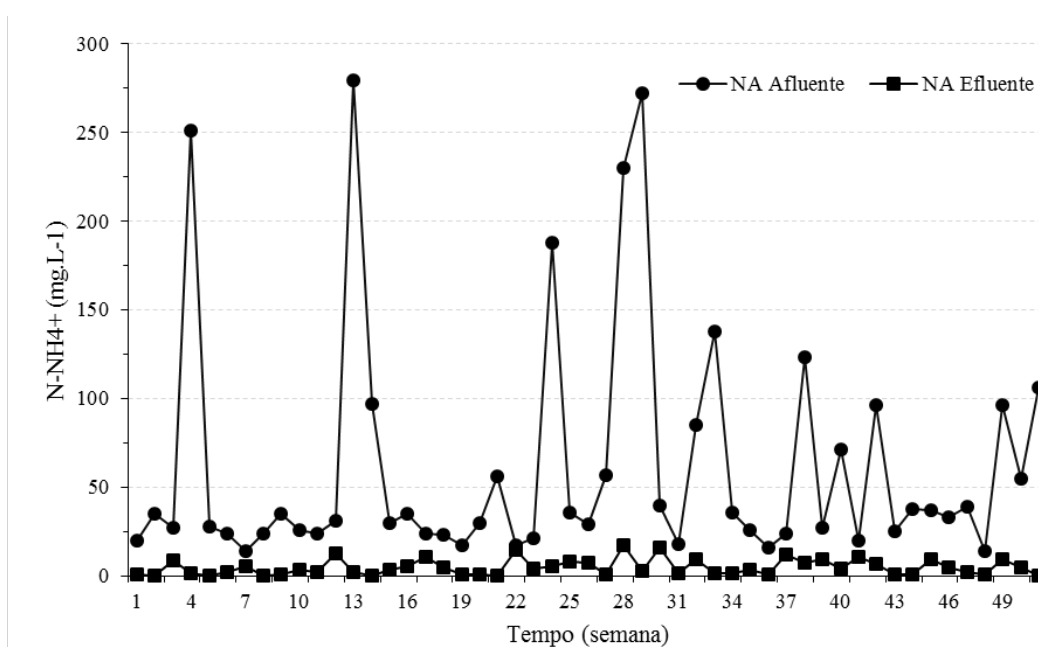


Figura 5 - Comportamento do RSB em relação à remoção de N-NH_4^+ . Cada ponto representa o resultado de uma amostra semanal coletada de forma composta.

Segundo Sant'Anna Jr (2010), não há consenso a respeito da concentração de amônia livre capaz de causar a inibição dos organismos envolvidos na nitratação. Neczaj et al. (2008), estudando o tratamento combinado de ES e LAS, verificaram que a concentração efluente de NTK foi duas vezes superior ao observado em um RSB tratando apenas esgoto sanitário. Esse comportamento foi atribuído às elevadas concentrações de N-NH_4^+ presentes no LAS; este efeito pode ainda ser maior devido à pobre biodegradabilidade da matéria orgânica no LAS. As elevadas cargas nitrogenadas observadas neste estudo foram responsáveis pela degradação da qualidade do efluente final da ETE, conforme observa-se na Fig. 4. Esses efeitos também se refletiram no aumento das medidas de IVL, o qual passou de 46 para 287 mL.g^{-1} , e na relação A/M, que passou de 0,42 para 0,82 d^{-1} , refletindo-se em dificuldade na sedimentação do lodo biológico em função do surgimento de microrganismos filamentosos, prejudicando a qualidade do efluente final.

Vários fatores contribuíram para o comportamento observado no RSB, entre os quais podemos citar: a proporção de EE/ES, a presença de oxigênio dissolvido (OD) na região anóxica do reator biológico, a qual oscilou entre 0,1 e 4,4 $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ prejudicando a desnitrificação, dificuldade de manter uma concentração de OD

adequada (1,5 a 2,0 $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$) na reação aeróbia em função da entrada dos dos EE, TRH, tempo de retenção de sólidos e concentração de DQO no tanque. A medida do OD no ponto "C" (efluente final) apresentou variação entre 3,8 e 5,2 $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$.

3.4.2 Remoção de Fósforo

A concentração de P_{total} afluente manteve-se dentro da faixa esperada para ES, apesar da entrada dos EE, representando entre 1% e 2% da fração de SST do mixed liquor para o lodo anóxico e aeróbio. Conforme Henrique et al. (2010), a concentração de SST no mixed liquor é uma medida bruta para avaliar a concentração de bactérias envolvidas no processo, uma vez que um aumento na concentração de SST teoricamente levará a um aumento na mesma proporção nas eficiências remoção de DQO e nutrientes. A remoção média de P_{total} foi de 68,8% (± 10), conforme ilustra a Fig. 6. O padrão de emissão da ETE (1 mg.L^{-1}) para a operação da ETE em escala plena, ou seja recebendo 100% da vazão de projeto, não foi atingido em 61,5% das amostras coletadas no período estudado. Como a ETE estava operando com cerca de 25% da vazão de projeto, isso possibilitou que o padrão de emissão de P_{total} fosse elevado para 2 mg.L^{-1} , e neste caso, em apenas um evento foi observado valor efluente superior.

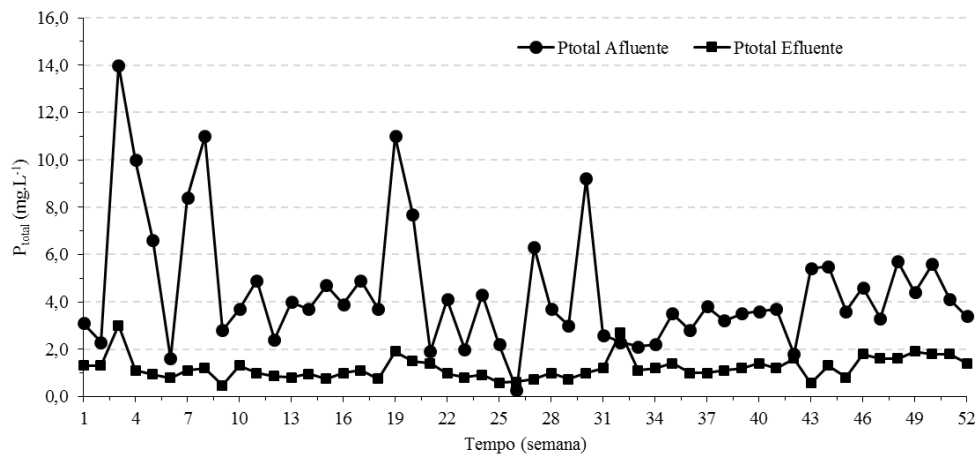


Figura 6 - Comportamento do RSB em relação à remoção de P_{total} . Cada ponto representa o resultado de uma amostra semanal coletada de forma composta.

A instabilidade observada na remoção de P_{total} sugere que a zona anóxica não está tendo o resultado esperado em função da necessidade de alterações frequentes na operação devido à entrada de águas pluviais na rede e recebimento de EE. Nessas situações, a zona anóxica precisou ser suprimida, induzindo alterações na tipologia e metabolismo da microbiota ativa, resultando em decréscimo na eficiência de remoção. Estudos de Akin e Ugurlu (2004) e Zou et al. (2006) mostram que nessas condições promove-se uma competição pelos substratos entre as bactérias desnitrificantes e os organismos acumuladores de fósforo, levando a um decréscimo nas taxas de desnitrificação, tendo a maior remoção de DQO ocorrendo na zona anóxica. Observaram ainda a necessidade de aumento do tempo de sedimentação durante o ciclo da batelada para permitir um aumento da remoção de P_{total} , possivelmente em consequência de metabolismo endogênico, resultando em remoções de 80% de P_{total} , 98% $N-NH_4^+$ e 97% de DQO. No caso desse estudo, a concentração de nitrato na zona anóxica oscilou entre 5,9 e 23,0 $mg\ NO_3.L^{-1}$, apresentando uma média de 13,0 $mg\ NO_3.L^{-1}$. Nessas condições, o nitrato presente na fase anóxica pode estar favorecendo a absorção de fósforo, o que é uma hipótese para a eficiência observada neste estudo.

4 CONCLUSÕES

A entrada dos EE provocou cargas de choque de matéria orgânica, nutrientes e sólidos que influenciaram fortemente as condições operacionais e a eficiência de remoção do RSB. O IVL e a relação A/M sofreram um aumento de 46 para 287 $mL.g^{-1}$ e de 0,42 d^{-1} para 0,82 d^{-1} , respectivamente. Essas alterações dificultaram a manutenção de características adequadas de sedimentabilidade do lodo aeróbio, no qual observou-se a presença de microrganismos filamentosos, prejudicando a qualidade do efluente final. A entrada pontual dos EE contribuiu significativamente para o decréscimo na qualidade do efluente com rela-

ção à remoção de SST, DQO e DBO. Nas condições de operação observadas, a remoção de N e P foi comprometida, principalmente em decorrência dos altos teores de nitrogênio amoniacal.

A entrada dos EE provocou decréscimo na remoção de $N-NH_4^+$ e P_{total} com eficiências negativas em determinados momentos. Concentrações afluentes de até 17 $mg.L^{-1}$ de P_{total} , com média no período de 2,8 $mg.L^{-1}$, e de até 63 $mg.L^{-1}$, com média de 13,5 $mg.L^{-1}$ para $N-NH_4^+$, foram observadas no período estudado.

A avaliação global do processo permite concluir que há necessidade de adoção de um sistema de armazenamento individual para recebimento dos efluentes externos, possibilitando a mistura com ES de forma gradual ao longo do período de operação da ETE, minimizando efeitos de cargas de choque orgânica, de nutrientes e de sólidos no reator biológico. Esse procedimento certamente contribuirá para aumentar a eficiência de tratamento, permitindo um maior controle operacional do processo.

5 AGRADECIMENTOS

À Capes pelo apoio financeiro por meio do Edital Pro-Engenharias, à Companhia Rio-grandense de Saneamento (CORSAN) pela oportunidade de pesquisa, ao IPH/UFRGS pelo suporte no desenvolvimento da pesquisa e coleta de amostras e ao Laboratório de Saneamento Ambiental do PPGE/UNISINOS pelo suporte laboratorial para realização do curso de Mestrado em Engenharia Civil.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização, Metodologia e Investigação: Miranda, L. A. S. e Souza, A. A. R.; **Análises Laboratoriais:** Souza, A. A. R.; **Redação:** Miranda, L. A. S. **Revisão primeira versão:** Gomes, L. P. e Caetano, M. O; **Análise Estatística e Edição Gráfica:** Miranda, L. A. S., Gomes, L. P. G. e Caetano, M. O; **Revisão final e edição:** Miranda, L. A. S.

7 REFERÊNCIAS

- AKIN, B.S.; UGURLU, A. The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor. **Bioresource Technology**. V. 94, n. 1, p. 1-7, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.11.022>
- ALFAIA, R.G.S.M.; COSTA, A.M.; CAMPOS, J.C. Municipal solid waste in Brazil: A review. **Waste Management Resource**. v. 35, p. 1195-1209, 2017. <https://doi.org/10.1177/0734242X17735375>.
- ANDREOLI, C.V.; POMPEO, R.P. **Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa séptica/tanque séptico**. PRO-SAB – Lodo de Fossa Séptica e Tanque Séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES, 388p. 2009.
- APHA (American Public Health Association). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 19th ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington D.C. 2012.
- ÇEÇEN, F.; ÇAKIROGLU, D. Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. **Biotechnology Letters**, 23, 821-826, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010317823529>
- ÇEÇEN, F.; AKTAS, Ö. Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater.” **Environ. Eng. Sci.** v. 21, 303-312, 2004. <https://doi.org/10.1089/109287504323066941>
- DIAMADOPOULOS, E.; SAMARAS, P.; DABOU, X.; SAKELLAROPOULOS, G.P. Treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. **Water Sci. Technol.** v. 36, 61-68, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00370-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00370-3)
- ENGLUND, M.; CARBAJAL, J. P.; STRANDE, L. Sandec News, July 2018. **Method to Estimate Quantities and Qualities of Faecal Sludge**. https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/news/news_19.pdf. Acesso em: Ago 2019.
- IACONI, C. D.; RAMADORI, R.; LOPEZ, A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. **Biochemical Engineering Journal**, v. 31, 118-124, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.06.002>
- FOUL, A.A.; AZIZ, H.A.; ISA, M.H.; HUNG, Y.T. Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. **International Journal of Environmental Waste Management**, n. 4, 282-290, 2009.
- FUDALA-KSIAZEK, S.; LUCZKIEWICZ, A.; QUANT, B. OLANCZUKNEYMAN, K. The effectiveness of nitrification and denitrification with co-treatment wastewater with landfill leachate. In: Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy. 2011. **Anais...**
- FUDALA-KSIAZEK, S.; LUCZKIEWICZ, A.; FITOBOR, K.; OLANCZUKNEYMAN, K. Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a sequencing batch reactor. **Environ Sci Pollut Res** 21, 7307-7318, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2641-1>
- HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J.T.; CEBALLOS, B.S.O.; BRASIL, D.P. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.15, n. 2, p.197-204, 2010.
- INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. IARC **Classifies Formaldehyde as Carcinogenic to Humans**. Lyon, 2004. Disponível em: <http://www.iarc.fr/en/media-centre/pr/2004/pr153.html>. Acesso em: 25 Ago. 2019.
- INGUNZA, M.D.P.D.; ANDRADE NETO, C.O.; ARAÚJO, A.L.C.; SOUZA, M.A.A.; MEDEIROS, S.A.; BORGES, N.B.; HARTAMANN, C.M. **Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa séptica/tanque séptico**. PROSAB – Lodo de Fossa Séptica e Tanque Séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES, 388p. 2009.
- JENKINS, D.; RICHARD, M. G.; DAIGGER, G.T. **Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming**. 3rd ed., Lewis Publishers, Michigan, USA, 2004. <https://doi.org/10.1201/9780203503157>
- KENNEDY, K.J.; LENTZ, E.M. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Water Research**. v. 34, n.14, 3640-3656, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00114-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00114-7)
- KLIMIUK, E.; KULIKOWSKA, D. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. **Waste Management**. v.26, p.1140-1147, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.09.011>
- LEITE, VALDERI D; BARROS ALDRE J. M. BARROS; LOPES; WILTON S.; SOUSA JOSÉ T. DE. Ammonia Nitrogen Desorption From Sanitary Landfill Leachate In Filling Towers. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 3, p.542-553, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162014000300017>
- LUGOWSKI, ANDREW. **Biological treatment of landfill leachate: overview and case examples**. Global Waste Management Symposium 2014. St. Thomas, Ontario, Canada, p. 1-13. 2014.
- MCBEAN, E.A.; ROVERS, R.; FARQUHAR, G.J. **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. Prentice Hall, New Jersey, p. 521, 1995.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
- MARTIENSSEN, M; SCHOPS, R. Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites-alterations in the bacterial community during the denitrification process. **Water Research**, v. 31, n.5, 1164-1170, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00364-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00364-8)
- NASCENTES, A.L., 2013. **Combined treatment of landfill leachate and sanitary sewage** Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://186.202.79.107/download/tratamento-de-lixiviados-de-aterros-sanitarios.pdf>> Acesso em; Ago. 2019.

NECZAJ, E.; KACPRZAK, M.; KAMIZELA, T.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater. **Desalination**, v. 222, p.404–409, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.133>

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P., Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, 468–493, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

SANT'ANNA Jr, G.L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 418p. 2010.

SANTOS, A.V. **Comportamento do Reator Sequencial em Batedeira (RSB) sob estado estacionário dinâmico utilizando idade do lodo como parâmetro de controle operacional**. Porto Alegre, 2005. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS.

TENGRUI, L.; AL-HARBAWI, A.F.; BO, L.M.; JUN, Z.; LONG, X.Y. Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by se-

quencing batch biofilm reactor. **American Journal of Applied Sciences**, v. 4, n. 4, 211–214, 2007.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Washington). **Reregistration Eligibility Decision for Glutaraldehyde**. 2007. Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/red_PC-043901_28-Sep-07.pdf. Acesso em: Mai 2019.

ZOU, H.; DU, G.C.; RUAN, W.Q.; CHEN, J. Role of nitrate in biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, v. 22, n.7, p. 701–706, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11274-005-9093-1>

WITHERS, P.J.A., JARVIE, H. P. AND STOATE, C. Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters, **Environment International**, n. 37, 644–653, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.01.002>