

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM**  
**ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL**

**DISSERTAÇÃO**

**TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO COM LODOS ATIVADOS E  
MONITORAMENTO DE EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO**

**BARBARA COSTA PEREIRA**

**2018**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO**  
**INSTITUTO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL**

**TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO E ESGOTO SANITÁRIO COM LODOS ATIVADOS E  
MONITORAMENTO DE EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO**

*Sob a Orientação do Professor*  
**Dr. Alexandre Lioi Nascentes**

*e Coorientação do Professor*  
**Dr. Jaime Lopes da Mota Oliveira**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de concentração em Meio Ambiente.

Seropédica-RJ  
Fevereiro de 2018

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P436t      Pereira, Barbara Costa, 1990-  
            Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro  
Sanitário e Esgoto Sanitário com Lodos Ativados e  
Monitoramento de Emissão de Óxido Nitroso / Barbara  
Costa Pereira. - 2018.  
            73 f.: il.

            Orientador: Alexandre Lioi Nascentes.  
            Coorientador: Jaime Lopes da Mota Oliveira.  
            Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal  
Rural do Rio de Janeiro, Engenharia Agrícola e  
Ambiental, 2018.

            1. Chorume. 2. Cotratamento. 3. Gás do Efeito  
Estufa. I. Nascentes, Alexandre Lioi, 1976-, orient.  
II. Oliveira, Jaime Lopes da Mota, 1972-, coorient.  
III Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.  
Engenharia Agrícola e Ambiental. IV. Título.

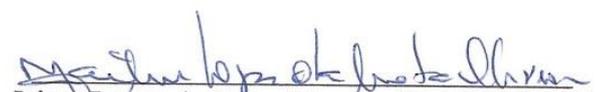
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E  
AMBIENTAL

BARBARA COSTA PEREIRA

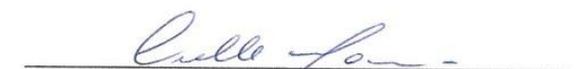
Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestra em Ciências, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de Concentração Meio Ambiente.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 19/02/2018.

  
Alexandre Lioi Nascentes (Dr.) UFRRJ  
(Orientador)

  
Jaime Lopes da Mota Oliveira (Dr.) FIOCRUZ  
(Coorientador)

  
Renato Pereira Ribeiro (Dr.) IFRJ

  
Camille Ferreira Manjarino (Dra.) FIOCRUZ

## DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha mãe.  
Se não fosse sua coragem, a minha  
história não teria sequer começado.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por me guiar nessa e em outras caminhadas. Que meu trabalho sirva sempre a um bem maior.

Ao meu irmão, Braulio que é o meu esteio, meu orgulho e meu melhor amigo.

Aos meus pais, Maria e Oscar, pelo exemplo de humildade e retidão. À minha madrinha Maria do Socorro, pelo carinho e incentivo.

Meus sinceros agradecimentos aos meus orientadores Alexandre Lioi e Jaime Lopes. Professor Lioi, uma referência no saneamento e na música! Obrigada pelo apoio, compreensão e incentivo desde a graduação. Professor Jaime, o biólogo mais engenheiro que existe! Obrigada pela paciência, disponibilidade e generosidade, sua conduta profissional reflete os seus princípios e a prática do bem.

Ao professor Leonardo Duarte Batista, cujo voto de confiança alguns anos atrás permitiu que eu chegasse aqui.

À querida amiga Maria Denise. Obrigada pela amizade, conselhos e seu exemplo de profissionalismo.

Ao professor Renato, por sua imprescindível contribuição nas análises de óxido nitroso.

Às professoras Juacyara e Camille por suas contribuições nesse trabalho e pela forma gentil como sempre se dispuseram a ajudar.

À amiga Adriana, por partilhar os momentos bons e nem tão bons do mestrado.

Aos extraordinários bolsistas Larissa e Carlos, os super-estagiários Lucas e Vinícius e os queridos amigos do laboratório, Bete, Letícia, André, Ana, Elô e Lourdes. Obrigada pela força nas análises, pelas risadas e o cafezinho no fim da tarde. Agradeço também pelo carinho dos demais funcionários da ENSP, prof. Débora Cynamon, Shênia, Fernanda e Seu Jânio.

À UFRRJ e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, por me proporcionarem a oportunidade de realizar esse curso. Minha gratidão à professora Camila Pinho, aos demais docentes do curso e ao secretário Thiago.

À Fundação Oswaldo Cruz e aos funcionários da ETE-Fiocruz por permitirem a condução dos experimentos.

À Ciclus-Ambiental por fornecer o lixiviado utilizado nos experimentos.

À AGEVAP e ao Comitê Guandu por financiar o projeto e à CAPES, pela concessão da bolsa.

## RESUMO

PEREIRA, Barbara Costa. **Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Sanitário com Lodos Ativados e Monitoramento de Emissão de Óxido Nitroso**. 2018. 73f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia. Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário por processos biológicos usados nas estações de tratamento mostra-se uma alternativa econômica e eficaz. Porém, o lixiviado pode apresentar substâncias tóxicas capazes de comprometer a eficiência do processo, necessitando avaliar previamente a relação lixiviado/esgoto a ser adotada. O processo de lodos ativados é amplamente empregado em grandes cidades e através de modificações operacionais pode promover a remoção biológica de nitrogênio. Essa característica é relevante no tratamento combinado, pois a adição de lixiviado representa um aporte de material nitrogenado. Porém, durante a remoção de nitrogênio ocorre a emissão de óxido nitroso ( $N_2O$ ), um gás do efeito estufa. Dessa forma, este trabalho teve por objetivo avaliar o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário utilizando um reator em bateladas sequenciais (RBS), além de monitorar as emissões de  $N_2O$ . Foi utilizado um reator com volume útil de aproximadamente 35 L que operou com ciclos de 6 horas. O experimento foi conduzido em duas etapas: ETAPA 1 usando somente esgoto sanitário e ETAPA 2 com a adição do lixiviado de aterro sanitário (0,5% v/v). Avaliou-se a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio antes e após a adição do lixiviado além da emissão de  $N_2O$  durante o processo. A adição de lixiviado causou decréscimo da biomassa e afetou alguns parâmetros operacionais observados (IVL, OD e TCO). Na ETAPA 2 o processo foi capaz de reduzir a concentração dos parâmetros cor verdadeira (48%) e aparente (80%), bem como ABS 254 (43%). Tais valores de eficiência são elevados quando comparados a outros tipos de processos como carvão ativado. No entanto, a adição de lixiviado levou à redução das eficiências de remoção de DQO, COD e NTK. Na ETAPA 1, as eficiências de remoção de DQO e COD foram de 90% e de 83%, respectivamente, enquanto na ETAPA 2, essas remoções médias foram de 67% e 72%, respectivamente. Em relação à NTK, na ETAPA 1 foi obtida uma remoção de 85% e na ETAPA 2 de 67%. Apesar da redução na eficiência do processo, a adição de lixiviado (0,5% v/v) não comprometeu a qualidade do efluente tratado. No que diz respeito às emissões de  $N_2O$ , os fluxos de emissão desse gás foram ligeiramente menores quando o processo operou com adição de lixiviado. Este comportamento foi contrário ao reportado na literatura, provavelmente devido às baixas concentrações de matéria orgânica afluente observadas apenas ao longo da ETAPA 2, e à suspensão do descarte de lodo que pode ter favorecido o estabelecimento dos microrganismos nitrificantes. As massas de  $N-N_2O$  emitidas pelo RBS foram de 82 mg/ciclo sem lixiviado e de 61 mg/ciclo com lixiviado, e a análise de variância com nível de significância de 95% não indicou diferença estatística, logo a presença do lixiviado não impactou de forma drástica a emissão deste gás.

**Palavras-chave:** Chorume, Cotratamento, Gás do Efeito Estufa.

## ABSTRACT

PEREIRA, Barbara Costa. **Combined Treatment of Landfill Leachate and Sanitary Sewage with Activated Sludge and Monitoring of Nitrous Oxide Emission.** 2018. 73p. Dissertation (MSc in Agricultural and Environmental Engineering, Environment). Institute of Technology. Department of Engineering, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

The combined treatment of landfill leachate with sanitary sewage by biological processes used in treatment plants is an economical and efficient alternative. However, the leachate can present toxic substances capable of compromising the efficiency of the process, and it is necessary to evaluate previously the leachate / sewage relation to be adopted. The activated sludge process is widely used in large cities and can promote the biological removal of nitrogen through operational modifications. This is a relevant characteristic in combined treatment, since the addition of leachate represents a contribution of nitrogenous material. However, during the removal of nitrogen the emission of nitrous oxide ( $N_2O$ ), a greenhouse gas, occurs. Thus, this work had the objective of evaluating the cotreatment of landfill leachate and sanitary sewage using a sequential batch reactor (SBR), in addition to monitoring  $N_2O$  emissions. A reactor with a useful volume of approximately 35 L was used and it operated with cycles of 6 hours. The experiment was conducted in two stages: STAGE 1 using only sanitary sewage and STAGE 2 with the addition of sanitary landfill leachate (0.5% v/v). The experiment evaluated the efficiency of removal of organic matter and nitrogen before and after the addition of leachate besides the emission of  $N_2O$  during the process. The addition of leachate caused a decrease in biomass and affected some operational parameters observed (SVI, DO and OUR). In STAGE 2 the process was able to reduce the concentration of parameters true color (48%) and apparent color (80%), as well as ABS 254 (43%). Such efficiency values are high when compared to other types of processes such as activated carbon. However, the addition of leachate led to the reduction of COD, DOC and NTK removal efficiencies. In STAGE 1, COD and DOC removal efficiencies were 90% and 83%, respectively, while in STAGE 2, these average removals were 67% and 72%, respectively. Regarding TKN, in STAGE 1 a removal of 85% was obtained and in STAGE 2 of 67%. Despite the reduction in process efficiency, the addition of leachate (0.5% v/v) did not compromise the quality of the treated effluent. With regard to  $N_2O$  emissions, the emission fluxes of this gas were slightly lower when the process operated with the addition of leachate. This behavior was contrary to that reported in the literature, probably due to the low concentrations of organic matter affluent observed only along STAGE 2, and to the suspension of the sludge discard that may have favored the establishment of nitrifying microorganisms. The masses of N- $N_2O$  emitted by the RBS were 82 mg/cycle without leachate and 61 mg/cycle with leachate, and the analysis of variance with a significance level of 95% did not indicate statistical difference, so the presence of the leachate did not impact the emission of this gas.

**Keywords:** Slurry, Cotreatment, Greenhouse Gas.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: (a) Geração total de RSU (t/d) nos anos de 2015 e 2016; (b) Coleta total de RSU (t/d) nos anos de 2015 e 2016	4
Figura 2: Esquema simplificado do processo de lodos ativados	9
Figura 3: Representação esquemática das reações envolvidas no ciclo biológico do nitrogênio	13
Figura 4: Emissões de N <sub>2</sub> O provenientes de atividades de saneamento básico no Brasil	15
Figura 5: Formação de óxido nitroso como subproduto da nitrificação	15
Figura 6: Formação de óxido nitroso como intermediário na desnitrificação	16
Figura 7: Esquema do aparato experimental	18
Figura 8: Aparato experimental	19
Figura 9: Equipamento para o monitoramento do oxigênio dissolvido	21
Figura 10: Frasco contendo solução salina para o armazenamento das amostras gasosas	22
Figura 11: Aparato utilizado para a realização dos ensaios respirométricos	24
Figura 12: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) genérica com legenda contendo os símbolos	24
Figura 13: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) das concentrações de SSV no licor misto ao longo das duas etapas	27
Figura 14: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) dos valores de IVL observados ao longo das duas etapas	28
Figura 15: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) dos valores de turbidez no efluente tratado ao longo das duas etapas	29
Figura 16: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) dos valores de ABS 254 no esgoto sanitário e no afluente (esgoto sanitário + 0,5% de lixiviado) ao longo da ETAPA 2	30
Figura 17: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) da eficiência de remoção de ABS 254 ao longo da ETAPA 2	30
Figura 18: Valores de ABS 254 na mistura de esgoto sanitário + 0,5% de lixiviado, no esgoto sanitário e no efluente ao longo da ETAPA 2	31
Figura 19: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) da eficiência de remoção de cor verdadeira ao longo da ETAPA 2	31
Figura 20: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) da eficiência de remoção de cor aparente ao longo da ETAPA 2	32
Figura 21: Perfis das concentrações de OD: (a) típico da ETAPA 1; (b) ETAPA 1 com alta carga; (c) típico da ETAPA 2	33
Figura 22: Concentrações de OD durante o ensaio respirométrico da ETAPA 1	34
Figura 23: Concentrações de OD durante o ensaio respirométrico da ETAPA 2	34
Figura 24: Concentrações de DQO afluente ao longo do tempo de processo nas duas etapas	35
Figura 25: Concentrações de matéria orgânica no efluente tratado ao longo do tempo de processo nas duas etapas: (a) DQO; (b) COD	36
Figura 26: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) das eficiências de remoção de DQO (a) e COD (b) ao longo das duas etapas	37
Figura 27: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) da eficiência de remoção de NT ao longo das duas etapas	38
Figura 28: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) das concentrações de nitrito, nitrato, NTK e NT afluentes: (a) ETAPA 1; (b) ETAPA 2	38
Figura 29: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) da eficiência de remoção de NTK	39
Figura 30: Concentrações de NTK afluente ao longo das duas etapas	40
Figura 31: Fluxo médio de óxido nitroso: (a) ETAPA 1; (b) ETAPA 2	41
Figura 32: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) dos fluxos médios de óxido nitroso nas duas etapas em diferentes momentos da fase aeróbia: (a) início da fase (0 minuto); (b) 30 minutos;	

(c) 60 minutos; (d) 100 minutos; (e) 145 minutos; (f) 190 minutos; (g) 235 minutos; (h) 270 minutos	42
Figura 33: Comparação entre as concentrações de DQO afluyente e os fluxos médios de emissão ao longo da ETAPA 1	43
Figura 34: Comparação entre as concentrações de nitrato efluente e os fluxos médios de emissão ao longo da ETAPA 2	44
Figura 35: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) da massa de N <sub>2</sub> O contida no meio líquido no início da fase aeróbia	45
Figura 36: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) da massa de N <sub>2</sub> O contida no meio líquido no fim da fase aeróbia	45
Figura 37: Representação gráfica ( <i>boxplot</i> ) da massa de N <sub>2</sub> O emitida e cada ciclo nas duas etapas	46

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1: Características de lixiviados de aterros brasileiros	6
Tabela 2: Características operacionais do processo de lodos ativados	11
Tabela 3: Metodologias analíticas empregadas no monitoramento do reator	20
Tabela 4: Caracterização do lixiviado	26

## LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

A/M - Relação Alimento/Microrganismo [ $M.M^{-1}.T^{-1}$ ]  
ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas  
ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais  
ABS 254 - Absorbância em 254 nm  
ANA - Agência Nacional de Águas  
BOA - Bactérias Oxidadoras de Amônia  
BON - Bactérias Oxidadoras de Nitrito  
CAG - Carvão Ativado Granular  
CAP - Carvão Ativado em Pó  
COD - Carbono Orgânico Dissolvido [ $M.L^{-3}$ ]  
CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente  
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio [ $M.L^{-3}$ ]  
DQO - Demanda Química de Oxigênio [ $M.L^{-3}$ ]  
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto  
Fiocruz - Fundação Oswaldo Cruz  
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change  
IVL - Índice Volumétrico de Lodo [ $L^3.M^{-1}$ ]  
NAT - Nitrogênio Amoniacal Total  
NBR - Norma Brasileira Registrada  
NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl [ $M.L^{-3}$ ]  
OD - Oxigênio Dissolvido [ $M.L^{-3}$ ]  
OUR - *Oxygen Uptake Rate*  
POA - Processo Oxidativo Avançado  
PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico  
Q - Vazão [ $L^3.T^{-1}$ ]  
RBS - Reator em Bateladas Sequenciais  
RSU - Resíduo Sólido Urbano  
SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento  
SSF - Sólidos Suspensos Fixos [ $M.L^{-3}$ ]  
SST - Sólidos Suspensos Totais [ $M.L^{-3}$ ]  
SSV - Sólidos Suspensos Voláteis [ $M.L^{-3}$ ]  
ST - Sólidos Totais [ $M.L^{-3}$ ]  
T - Temperatura ( $^{\circ}C$ )  
TCO – Taxa de Consumo de Oxigênio  
TRC - Tempo de Retenção Celular [T]  
TRH - Tempo de Retenção Hidráulica [T]  
UFRRJ - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
V - Volume [ $L^3$ ]  
 $\theta_c$  - Idade do lodo [T]

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	1
<b>2 OBJETIVOS</b>	3
2.1 Objetivo Geral	3
2.2 Objetivos Específicos	3
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	4
3.1 Resíduos Sólidos Urbanos	4
3.2 Geração do Lixiviado de Aterro Sanitário	5
3.3 Tipos de Tratamento para o Lixiviado	6
3.3.1 Tratamento combinado	8
3.4 Tratamento de Esgotos por Lodos Ativados	8
3.4.1 Parâmetros operacionais importantes	9
3.4.2 Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS)	11
3.5 Importância da Remoção de Nutrientes do Esgoto	12
3.5.1 Remoção biológica de nitrogênio	12
3.6 Emissões de Óxido Nitroso por Estações de Tratamento de Esgotos	14
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b>	17
4.1 Configuração do Reator em Batelada Sequencial (RBS)	17
4.2 Metodologia Analítica	20
4.3 Amostragem do Óxido Nitroso	21
4.4 Cálculos de Fluxo, Concentração e Massa de N <sub>2</sub> O	22
4.5 Respirometria	23
4.6 Tratamento Estatístico	24
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	26
5.1 Caracterização do Lixiviado	26
5.2 Eficiência dos Processos	27
5.2.1 Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no reator	27
5.2.2 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)	28
5.2.3 Turbidez	29
5.2.4 Absorbância em 254 nm	30
5.2.5 Remoção de cor	31
5.2.6 Oxigênio Dissolvido (OD)	32
5.2.7 Respirometria	34
5.2.8 Remoção da matéria orgânica	35
5.2.9 Remoção de Nitrogênio Total (NT) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	38
5.2.10 Emissões de óxido nitroso	40
<b>6 CONCLUSÕES</b>	47
<b>7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	48
<b>ANEXOS</b>	55
A - Tabela das análises estatísticas dos parâmetros	56
B - Gráficos dos testes de normalidade aplicados aos parâmetros analisados nas duas etapas	47

## 1 INTRODUÇÃO

A implementação da Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007) encontra alguns entraves. Tanto a gestão dos resíduos sólidos quanto o esgotamento sanitário são desafios para as cidades atingirem a universalização dos serviços de saneamento básico. Um dos pilares da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) é o encerramento dos lixões. A disposição final inadequada dos resíduos sólidos urbanos pode gerar diversos impactos negativos. Esses impactos não se restringem apenas às questões ambientais como a poluição da água, do ar e do solo e o desequilíbrio ecológico, mas envolvem aspectos sociais e de saúde pública onde se destaca a contaminação de lençóis freáticos e a proliferação de vetores (PINTO, 1979; CASTILHOS JUNIOR et al., 2003).

A única forma de disposição final adequada dos resíduos sólidos é o aterro sanitário (BRASIL, 2010). O uso de aterros sanitários tem sido apontado como o mais econômico e ambientalmente aceitável método para a disposição de resíduos sólidos. Esta técnica dispõe os resíduos sólidos urbanos em uma área projetada com impermeabilização e cobertura adequadas para minimizar os impactos à saúde pública e ao meio ambiente (ABNT, 1984; TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). Portanto, observa-se uma tendência progressiva de substituição dos lixões por aterros sanitários. No entanto, a adoção dessa técnica requer a previsão do tratamento adequado dos subprodutos gerados pelo processo: o lixiviado (chorume) e o biogás. O biogás produzido, que é rico em metano, pode ser queimado ou aproveitado como forma de energia. Logo, a problemática dos aterros sanitários concentra-se no tratamento e destinação do lixiviado.

A composição do lixiviado de aterro sanitário está condicionada a uma série de fatores, como a idade do aterro e sua forma de operação e também ao tipo de resíduo disposto (KJELDSEN et al, 2002). A grande variabilidade observada na composição do lixiviado de um aterro além da presença de substâncias recalcitrantes ao seu tratamento são fatores responsáveis pelas baixas eficiências e altos custos de muitas técnicas de tratamento utilizadas atualmente (FERREIRA et al., 2001; MANNARINO, 2010). Ferreira et al. (2001) apontam como principais processos de tratamento do lixiviado: recirculação realizada no próprio aterro, processo de lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos e sistemas de alagados construídos (*wetlands*). Já no caso de tratar lixividos mais recalcitrantes, destacam-se os processos de separação por membranas, processos oxidativos avançados (POA), coagulação/floculação e eletrocoagulação.

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em estações de tratamento de esgoto tem se mostrado uma alternativa viável. Porém, algumas questões merecem destaque, como a presença de compostos tóxicos no lixiviado que podem inibir a população de microrganismos do lodo biológico e, com isso, comprometer a eficiência do processo (RENOU et al., 2008). Logo, a dosagem de lixiviado usada é ponto chave para o sucesso do cotratamento

O tratamento adequado de esgoto sanitário representa um dos entraves do Plano Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007). De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA) (BRASIL, 2017), somente em 14% das cidades brasileiras os esgotos sanitários gerados são devidamente tratados a um nível que atende à resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011).

A maior parte das estações de tratamento de esgotos que operam nas grandes cidades utilizam processos por lodos ativados. Este processo consiste de uma câmara aeróbia onde microrganismos presentes no lodo biológico são capazes de metabolizar a matéria orgânica e nutrientes favorecendo a sua degradação. Após essa etapa, o lodo é separado do esgoto tratado por decantação em um sedimentador, retornando para a câmara aeróbia. O Reator em

Batelada Sequencial (RBS) é uma variação compacta do lodo ativado onde a câmara aeróbia e o sedimentador ocorrem em um único tanque (VON SPERLING, 2002).

Utilizando um RBS, é possível promover a remoção biológica de nitrogênio. No entanto, durante a metabolização do nitrogênio presente tanto no esgoto sanitário quanto no lixiviado de aterro sanitário pode haver geração de óxido nitroso ( $N_2O$ ). O  $N_2O$  é um dos gases do efeito estufa (IPCC, 2013), além de ser responsável pela redução da camada de ozônio estratosférica (RAVISHANKARA et al., 2009). A sua geração e emissão pode ocorrer durante os processos de nitrificação e desnitrificação. Ribeiro et al. (2017) encontraram elevadas taxas de emissão de óxido nitroso em um sistema por lodos ativados que recebia lixiviado de aterro, no entanto, pouco se sabe sobre este comportamento, sobretudo em um RBS.

Portanto, o presente trabalho se propôs a avaliar a eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário combinado ao esgoto doméstico por um RBS com o monitoramento da emissão de óxido nitroso.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário através de um Reator em Batelada Sequencial (RBS).

### **2.2 Objetivos Específicos**

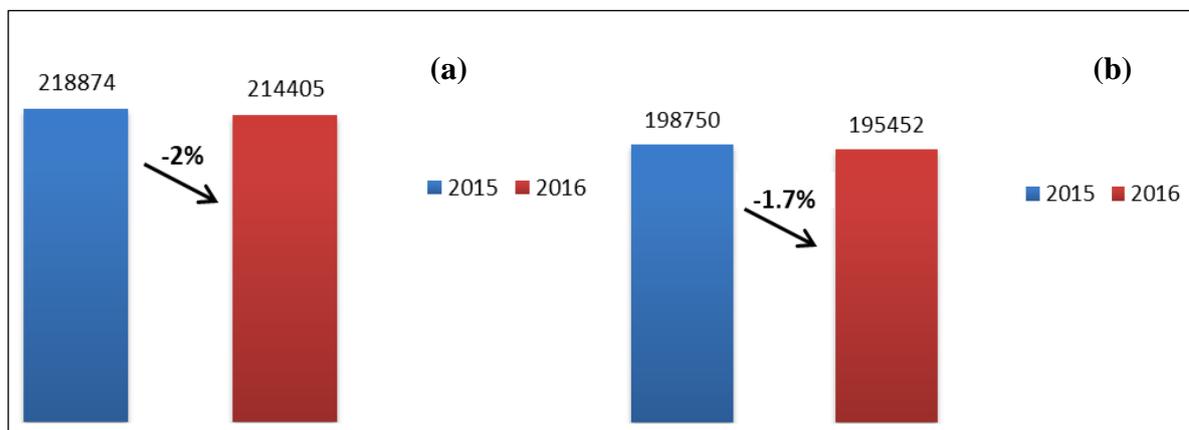
- Avaliar a eficiência do RBS para o tratamento de esgoto sanitário em relação à remoção de matéria orgânica e nitrogênio bem como a emissão de óxido nitroso (ETAPA 1);
- Avaliar a eficiência do RBS no tratamento de esgoto sanitário com 0,5% (v/v) de lixiviado de aterro sanitário em relação à remoção de matéria orgânica e nitrogênio bem como a emissão de óxido nitroso (ETAPA 2);
- Avaliar o impacto da adição do lixiviado no processo através da comparação das eficiências obtidas nas etapas 1 e 2;
- Compreender como a adição de lixiviado pode interferir na produção e emissão de óxido nitroso.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Resíduos Sólidos Urbanos

Como está definido na Lei 12305, os resíduos sólidos são representados pelos materiais, substâncias, objetos ou bens descartados como resultado de atividades humanas em sociedade, e cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, assim como os gases contidos em recipientes, além de líquidos cujas características impossibilitem seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos hídricos, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

A geração de resíduos está fortemente vinculada a aspectos econômicos do país. Corroborando esta afirmação, a publicação anual da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), aponta que em 2016 houve queda de 2% na geração de resíduos no Brasil, em comparação ao ano de 2015, como pode ser observado na Figura 1 (a) (ABRELPE, 2017). No que diz respeito aos dados econômicos, o Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro encerrou o ano de 2016 com recuo de 3,6% em relação a 2015 (IBGE, 2016). Além disso, foi observada uma queda na quantidade de resíduos coletados no mesmo período, fato condizente com a redução na geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), como mostrado na Figura 1 (b).



**Figura 1** – (a) Geração total de RSU (t/d) nos anos de 2015 e 2016; (b) Coleta total de RSU (t/d) nos anos de 2015 e 2016

**Fonte:** ABRELPE, 2017

Segundo o mais recente Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2016 que divulga anualmente a base de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, no território brasileiro encontram-se 1203 lixões, 628 aterros controlados e 687 aterros sanitários (BRASIL, 2016). Bocchiglieri (2010) afirma que os aterros controlados oferecem riscos menores à saúde pública quando comparados aos lixões, por contarem com a cobertura dos resíduos. No entanto, é preciso destacar que nenhuma das duas práticas é ambientalmente adequada. Já os aterros sanitários se mostram uma técnica de disposição que atende às exigências ambientais brasileiras.

### 3.2 Geração do Lixiviado de Aterro Sanitário

É possível compreender a degradação dos resíduos sólidos em um aterro considerando cinco fases: inicial, de transição, ácida, metanogênica e de maturação final.

Na fase inicial, o oxigênio ainda presente no meio dos resíduos recém-depositados é rapidamente consumido, resultando na produção de CO<sub>2</sub> (EL-FADEL et al., 2002). Os microrganismos responsáveis pelos processos de degradação dos resíduos são oriundos do solo usado como cobertura bem como de lodos de estações de tratamento de esgotos que podem ser descartados no aterro e do próprio lixiviado recirculado (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

À medida que o oxigênio é esgotado, condições anóxicas começam a se desenvolver e o nitrato e o sulfato passam a atuar como aceptores de elétrons em reações de conversão biológica. Nessa fase, denominada de transição, o pH do lixiviado diminui devido à presença de ácidos orgânicos e ao efeito das elevadas concentrações de CO<sub>2</sub> no aterro sanitário (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

A atividade bacteriana iniciada na fase de transição fica acelerada com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos, marcando a fase ácida. Associado à produção desses ácidos e ao desenvolvimento dos microrganismos, características desta etapa metabólica, observa-se expressivo consumo de nutrientes (nitrogênio e fósforo). A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), e a condutividade do lixiviado aumentam significativamente durante esta fase e espécies metálicas podem vir a sofrer complexação (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002; CASTILHOS JUNIOR, 2003).

A fase metanogênica é caracterizada pela ocorrência de um grupo de microrganismos, as *arqueas*, que são capazes de converter o ácido acético e gás hidrogênio produzindo metano e dióxido de carbono. Nesta fase, o pH tende a aumentar para valores mais neutros na faixa de 6,8 a 8, podendo promover a precipitação de metais tóxicos, o que justifica a sua presença reduzida nos lixiviados (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

A fase de maturação final ocorre depois que a maior parte do material orgânico biodegradável tenha sido convertida em CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. A taxa de geração de gases diminui significativamente, já que a maioria dos nutrientes disponíveis foram removidos com o lixiviado durante as fases anteriores e os substratos que permanecem no aterro são lentamente biodegradáveis. Observam-se elevadas concentrações de ácidos húmico e fúlvico, que compõem a parte recalcitrante do lixiviado (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). Na prática, o que se observa é a coexistência das cinco fases, visto que há depósitos recentes e antigos de resíduos num mesmo aterro.

O lixiviado pode ser definido como líquido que percola através de resíduos sólidos extraíndo materiais dissolvidos ou em suspensão gerados durante a degradação. As contribuições hídricas podem ser de fontes externas, como drenagem superficial e precipitação além do líquido produzido a partir da decomposição dos próprios resíduos (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). De acordo com El-Fadel et al. (2002), o lixiviado de aterro sanitário começa a ser gerado quando o teor de umidade presente no meio excede sua capacidade máxima de reter umidade sem produzir percolado.

Logo, os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa que apresenta quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), metais tóxicos (Cd<sup>2+</sup>, Cr<sup>3+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas) (KJELDSEN et al, 2002). Grisey et al. (2010) destacam ainda a importância, a nível de saúde pública, do estudo de populações microbianas que podem se desenvolver no lixiviado de

aterro, tais como Coliformes totais, *E. coli*, enterococos, *Salmonella*, *Pseudomonas aeruginosa*, e *Staphylococcus aureus*. Na Tabela 1 constam alguns parâmetros de caracterização de lixiviados brasileiros.

**Tabela 1** – Características de lixiviados de aterros brasileiros

<b>Parâmetro (mg/L)</b>	<b>Valor Mínimo</b>	<b>Valor Máximo</b>
pH*	5,9	8,7
NTK (mg/L)	15	3140
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,0	5,5
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,0	0,1
NAT (mg/L)	6,0	2900
DQO (mg/L)	966	28000
DBO (mg/L)	480	19800
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	50	11000
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	0,0	1800
PT (mg/L)	3,7	14,3
Cu (mg/L)	0,0	1,2
Pb (mg/L)	0,0	2,3
Fe (mg/L)	0,2	6000
Mn (mg/L)	0,1	26
Zn (mg/L)	0,1	35,6
Cd (mg/L)	0,0	0,2
Cr Total (mg/L)	0,0	3,9

**Fonte:** Adaptado de Monteiro e Mansur (2006)

\*adimensional

### 3.3 Tipos de Tratamento para o Lixiviado

Não se conhece uma forma de tratamento simples e aplicável a todos os tipos de lixiviados de aterros sanitários e diversas tecnologias têm sido empregadas com o objetivo de oferecer um tratamento eficaz e economicamente viável.

A prática mais simples é a recirculação do lixiviado dentro do próprio aterro. Esse processo é geralmente realizado por caminhões-tanque promovendo a aspersão e espalhamento do lixiviado sobre as células do aterro sanitário (NASCENTES, 2013). Porém a recirculação de elevados fluxos de lixiviado pode acarretar problemas como saturação e condições ácidas ao aterro, causando inclusive a inibição da metanogênese (SAN e ONAY, 2001; SPONZA e AĞDAĞ, 2004).

Os demais tipos de tratamento compreendem processos físico-químicos, oxidativos avançados, membranas, biológicos e normalmente a combinação entre eles. As etapas do tratamento tendem a reduzir determinados grupos de contaminantes presentes nos lixiviados.

Entre os processos físico-químicos, estão a coagulação e a floculação. A coagulação é um processo unitário usado para remover coloides e outras partículas suspensas (ECKENFELDER, 1989). A coagulação química compreende as reações e mecanismos de desestabilização química de partículas maiores por meio de floculação (METCALF e EDDY, 2016). No entanto, com o emprego desse tipo de tratamento observa-se aumento na produção de lodo e concentrações elevadas de alumínio ou ferro na fase líquida (SILVA et al., 2004). Tatsi et al. (2003) aplicaram o processo de coagulação-floculação para tratar lixiviados provenientes de aterros novos e antigos, e obtiveram remoções de demanda química de oxigênio (DQO) na ordem de 80% nos lixiviados antigos, e menor que 35% nos novos.

A remoção de amônia por “*air stripping*” é o fenômeno de transferência da amônia presente no lixiviado (fase líquida) para o ar insuflado (fase gasosa). Para que isso ocorra com sucesso, o pH do lixiviado deve estar superior a 7, promovendo a formação da amônia livre, podendo assim ser removida através de extração gasosa (METCALF e EDDY, 2016). Porém, se não houver um processo adequado de absorção da amônia, ocorrerá a liberação de  $\text{NH}_3$  na atmosfera, causando uma grave poluição do ar (LI et al., 1999). Guo et al. (2010) obtiveram uma eficiência de 96,6% na remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado por arraste com ar (*air stripping*) em condições alcalinas (pH 11).

Os processos oxidativos avançados são capazes de converter a maioria dos contaminantes orgânicos em dióxido de carbono, água e ânions inorgânicos devido às reações de degradação que geram espécies transitórias oxidantes, como os radicais hidroxila (TEIXEIRA e JARDIM, 2004). Entretanto, em termos práticos, a técnica apresenta complexidade na aplicação em escala real e, nos processos em que há formação de lodo, como o Fenton, são necessários longos tempos de sedimentação (GOMES, 2009). Costa et al. (2015) utilizaram processos Fenton e Foto-Fenton para tratar lixiviados provenientes de dois aterros sanitários, Gericinó (Rio de Janeiro/RJ) e Gramacho (Duque de Caxias/RJ), ambos com mais de 30 anos de operação. Com o Fenton foram alcançadas remoções de até 56% em termos de DQO enquanto que por Foto-Fenton as eficiências chegaram a 88%. Esses tratamentos permitiram ainda uma diminuição da toxicidade dos lixiviados.

Os processos por membranas são capazes de remover colóides, moléculas orgânicas e até íons dissolvidos. Nessa técnica as membranas atuam como uma barreira seletiva, permitindo a passagem de alguns constituintes e retendo outros. Esses processos incluem a microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração, osmose inversa e eletrodialise (METCALF e EDDY, 2016). Porém alguns inconvenientes são observados no uso de membranas, especialmente para tratar lixiviados: a incrustação da membrana (que requer pré-tratamento ou limpeza química, resulta em uma vida útil curta e diminuindo a produtividade do processo) e a geração de grande volume de concentrado (RENOU et al., 2008). Chaudhari e Murthy (2010) conseguiram uma remoção de até 85% para íons sulfato e 65% para cloretos através da nanofiltração no tratamento de lixiviado de aterro sanitário na Índia.

Técnicas fundamentadas no fenômeno de adsorção também têm sido aplicadas no tratamento de lixiviados. O carvão ativado é um adsorvente usado com sucesso na remoção de contaminantes. Ele pode ser classificado em função do diâmetro de suas partículas em carvão ativado granular (CAG), quando as partículas são maiores que 0,1 mm, ou carvão ativado em pó (CAP), para partículas com diâmetro inferior a 0,074 mm (METCALF e EDDY, 2016). A desvantagem é a necessidade frequente de regeneração do carvão, aumentando os custos de operação (RENOU et al., 2008). Dias (2017) comparou o desempenho dos dois tipos de carvão adicionados em reatores com tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico. O CAP proporcionou eficiência média de remoção de DQO de 79%, enquanto o CAG obteve 63%.

Os processos oxidativos avançados, processos de separação por membranas e o uso do carvão ativado são alternativas eficientes para o tratamento de lixiviados até o nível para o cumprimento dos padrões de descarte, porém estas técnicas ainda apresentam custos elevados de implantação e de manutenção.

A alternativa que atualmente consiste em uma maneira viável economicamente é o tratamento combinado de lixiviado com o esgoto sanitário, desde que sejam observados alguns fatores como o transporte do lixiviado até a estação de tratamento de esgotos além da capacidade da estação em receber esse efluente bem como a compatibilidade do processo com as características do lixiviado (MANNARINO et al., 2011).

### 3.3.1 Tratamento combinado

A técnica de tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário, apesar de amplamente difundida, ainda é alvo de muitos questionamentos e divide opiniões entre projetistas e especialistas da área. Renou et al. (2008) afirmam que os pontos positivos da adoção dessa alternativa se concentram na questão econômica: baixos custos de operação, sem a necessidade de adição de nitrogênio e fósforo, elementos presentes em maiores concentrações no lixiviado e esgoto, respectivamente. Por outro lado, segundo Çeçen e Aktas (2004), os pontos negativos se referem aos compostos com baixa biodegradabilidade e metais tóxicos presentes no lixiviado que podem reduzir a eficiência do tratamento biológico de esgoto sanitário e aumentar as suas concentrações no efluente tratado.

Del Borghi et al. (2003) salientam que para projetar corretamente sistemas de tratamento de esgotos com esta finalidade é necessário recorrer a estudos de bancada para avaliar a cinética de biodegradação e a relação lixiviado/esgoto ideal, que não comprometa o processo. McBean et al. (1995) defendem que a relação volumétrica entre o lixiviado e o esgoto sanitário passível de ser aplicada é de 2%. Esses autores afirmam que o processo de lodos ativados com aeração prolongada utilizando lixiviados que apresentem DQO de até 10.000 mg/L, é possível adotar uma mistura de até 5% em volume sem prejuízo à qualidade do efluente final.

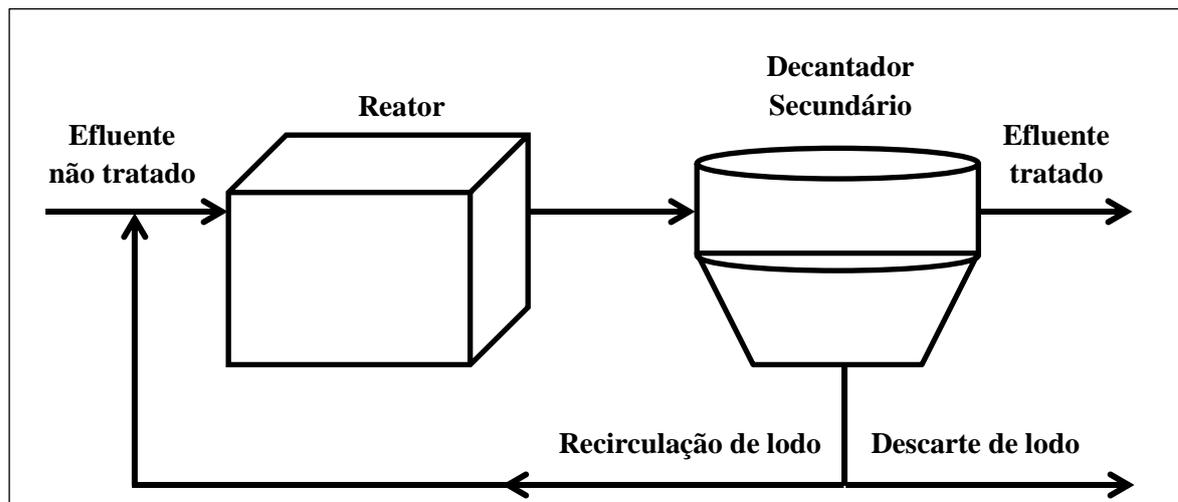
Brennan et al. (2017) estudaram o desempenho de duas estações de tratamento de esgoto que recebiam lixiviado de aterro na Irlanda (uma estação recebendo lixiviado de aterro novo e outra com lixiviado de aterro com idade intermediária) além de monitorar uma estação que não operava com o cotratamento como controle. Nas três estações de tratamento o processo biológico utilizado era o de lodos ativados. Esse estudo descreveu o efeito do lixiviado no processo de nitrificação das estações. O lixiviado proveniente de aterro com idade intermediária foi aplicado na relação volumétrica de até 4% (correspondendo a 50% da carga total de nitrogênio amoniacal da estação). A dosagem de lixiviado aplicada não causou inibição significativa nos processos de nitrificação. Já a adição de 2% em volume de lixiviado jovem vindo de um aterro que operava há pouco tempo, o que representou 90% da carga total de nitrogênio amoniacal, resultou em uma diminuição significativa na nitrificação.

Uma vez que o tratamento combinado já faz parte da realidade do país, são necessários esforços para o estabelecimento de critérios para a utilização dessa técnica, as quais devem ser adequadamente definidas para o cenário brasileiro, principalmente no que diz respeito à proporção de diluição (GOMES, 2009).

### 3.4 Tratamento de Esgotos por Lodos Ativados

O sistema por lodos ativados é largamente utilizado para o tratamento de despejos domésticos e industriais, visto que se utiliza de reduzida área operacional e gera efluentes de elevada qualidade (VON SPERLING, 2002). Os processos de lodos ativados modificados são capazes de conferir efluentes com reduzidos teores de sólidos em suspensão, de material orgânico biodegradável e de nutrientes (nitrogênio e fósforo) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Resumidamente o processo é composto por um reator (tanque de aeração) que possui uma biomassa ativa (lodo) capaz de remover a matéria orgânica em determinado tempo de processo (Tempo de Retenção Hidráulica - TRH). Essa biomassa composta por uma população heterogênea de bactérias, protozoários, fungos (RAMALHO, 1977) é reutilizada no processo (idade do lodo) após sua separação do esgoto tratado (decantador). Na Figura 2 está representado um esquema simplificado do processo.



**Figura 2** – Esquema simplificado do processo de lodos ativados

O processo de lodos ativados conta com diversas variantes, as mais conhecidas são denominadas lodos ativados convencional e aeração prolongada.

Quando se adota o sistema convencional, utiliza-se um decantador primário para retirar parte da matéria orgânica que se encontra em suspensão. Essa estratégia resulta em redução dos requisitos de aeração, no entanto, em virtude da idade do lodo usualmente empregada ser de 4 a 10 dias, se faz necessária uma etapa posterior de estabilização do lodo (VON SPERLING, 2002).

Já na modalidade aeração prolongada, o tempo de permanência da biomassa é da ordem de 18 a 30 dias. A carga orgânica que o sistema recebe pode ser a mesma que aquela adotada no sistema convencional, porém os microrganismos estão presentes em maior quantidade. Sendo assim, os microrganismos se utilizam de sua própria matéria orgânica celular (respiração endógena), o que implica na geração de lodo mais mineralizado e, com isso, não necessita de uma etapa posterior para a estabilização do lodo (VON SPERLING, 2002; JORDÃO e PESSÔA, 2014).

No Brasil o processo de lodos ativados é a técnica responsável pelo tratamento de esgotos de 24% da população (aproximadamente 16,5 milhões de pessoas), sendo adotada principalmente nas regiões Sudeste e Centro-Oeste (BRASIL, 2017).

### 3.4.1 Parâmetros operacionais importantes

A relação Alimento/Microrganismo (A/M) é um parâmetro que relaciona o substrato (alimento) presente no esgoto afluente e os microrganismos que se encontram no tanque de aeração (JORDÃO e PESSÔA, 2014). A avaliação da relação A/M é importante na fase de dimensionamento do reator, pois pode fornecer informações a respeito da eficiência do processo. Considera-se que valores elevados de relação A/M estão associados à baixa eficiência na assimilação do substrato, em contrapartida, sugerem também um reator com volume menor. Valores baixos de relação A/M indicam avidez pelo consumo do substrato, resultando em elevadas eficiências e em dimensionamentos de reatores maiores (VON SPERLING, 2002). A relação A/M de um reator pode ser obtida a partir da Equação 1.

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \times S_0}{X_{av} \times V} \quad (1)$$

Onde:

Q = Vazão afluente

S<sub>0</sub> = Concentração de matéria orgânica afluente ao reator

X<sub>av</sub> = Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no tanque de aeração

V = Volume do reator

Em virtude da recirculação de lodo no sistema, os períodos de permanência da fração sólida (lodo) e da fração líquida no processo precisam ser avaliados separadamente.

O tempo de retenção hidráulica (TRH) diz respeito ao tempo médio gasto pelo líquido no tanque de aeração (BITTON, 2005). O TRH pode ser calculado pela Equação 2.

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (2)$$

Onde:

V = Volume do reator

Q = Vazão afluente

O tempo médio de permanência do lodo no sistema é representado pela idade do lodo ( $\theta_c$ ) ou tempo de retenção celular (TRC), definido como a razão entre a massa de lodo contida no sistema e a massa que é descarregada diariamente (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999), como mostra a Equação 3.

$$\theta_c = \frac{X_{av} \times V}{Q'' \times X_{uv}} \quad (3)$$

Onde:

X<sub>av</sub> = SSV no tanque de aeração

V = Volume do reator

Q'' = Vazão de descarte de lodo

X<sub>uv</sub> = Concentração de SSV no lodo em excesso, descartado do decantador secundário

Nos casos em que o sistema ocorre em regime de batelada, o lodo em excesso pode ser retirado diretamente do tanque de aeração. Neste caso, o TRC pode ser determinado pela Equação 4.

$$\theta_c = \frac{V}{Q''} \quad (4)$$

O Índice Volumétrico de lodo (IVL) indica o volume ocupado por 1 grama de lodo após a sua sedimentação. Este parâmetro fornece informações acerca da sedimentabilidade do lodo (RAMALHO, 1977), podendo ser determinado pela Equação 5. Segundo Von Sperling (2002) a interpretação dos valores de IVL refletem as condições de sedimentabilidade.

$$IVL = \frac{SD30 \times 1000}{SST} \quad (5)$$

Onde:

$SD_{30}$  = Volume de lodo sedimentado após 30 minutos (mL)

$SST$  = Sólidos suspensos no tanque de aeração

Uma vez que o processo por lodos ativados é aeróbio, a taxa de consumo de oxigênio (OUR - Oxygen Uptake Rate) é um parâmetro importante a ser observado. (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2012). Este parâmetro pode ser usado para avaliar a toxicidade de um afluente, visto que o lançamento de cargas tóxicas resulta num decréscimo da velocidade de consumo de oxigênio pelos microrganismos (FERNANDES et al., 2001). Através do monitoramento do período necessário em que se observe o decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido de um determinado valor inicial ( $OD_1$ ) até atingir um valor menor, ( $OD_2$ ), é possível determinar a taxa de consumo como descrito na Equação 6.

$$OUR = \frac{OD_1 - OD_2}{t_2 - t_1} \quad (6)$$

Onde:

$OD_{1,2}$  = Concentrações de oxigênio dissolvido inicial e final, respectivamente

$t_2 - t_1$  = Intervalo de tempo

Na Tabela 2 estão relacionados os valores típicos de alguns parâmetros operacionais em função da variante de lodos ativados no tratamento de esgoto doméstico puro.

**Tabela 2** – Características operacionais do processo de lodos ativados

Parâmetro	Lodos Ativados Convencional	Aeração Prolongada
Idade do lodo <sup>1</sup>	4-10	18-30
TRH <sup>2</sup>	4-8	16-36
Relação A/M <sup>1</sup>	0,25-0,50	0,07-0,15
Eficiência de remoção de DBO <sup>1</sup>	85-95	93-98
Eficiência de remoção de DQO <sup>1</sup>	85-90	90-95
Eficiência de remoção de nitrogênio <sup>1</sup>	25-30	15-25
Eficiência de remoção de amônia <sup>1</sup>	85-95	90-95
Eficiência de remoção de fósforo <sup>1</sup>	25-30	10-20
Vazão de reciclo de lodo/vazão afluente <sup>2</sup>	25-50	100-300

Fonte: <sup>1</sup>Von Sperling (2002); <sup>2</sup>Jordão e Pessoa (2014)

Apesar da comprovada eficiência no tratamento de águas residuárias domésticas, o processo por lodos ativados apresenta algumas deficiências quando aplicado no tratamento de lixiviado de aterro, como por exemplo, a inibição microbiana (RENOU et al., 2008).

### 3.4.2 Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS)

Os processos por lodos ativados podem variar em função do fluxo operacional em intermitentes ou contínuos. Os reatores em bateladas sequenciais consistem na incorporação de todas as unidades (tanque de aeração e decantador) em um único tanque (VON

SPERLING, 2002). Isto resulta numa área requerida bem inferior em comparação com os sistemas tradicionais, reduzindo os custos necessários à sua instalação, a desvantagem dessa variante é a redução da vazão diária de efluente tratado.

Com as melhorias dos dispositivos de aeração, disponibilidade de sensores de nível e válvulas acionadas remotamente e dos sistemas de controle (cada vez mais simples e baratos), os reatores sequenciais em batelada se tornaram uma alternativa viável em relação aos sistemas convencionais de lodo ativado (AL-REKABI et al., 2007; METCALF e EDDY, 2016).

No fim da década de 1970, o RBS passou a ser empregado para o tratamento de efluentes industriais com geração intermitente de efluentes e no tratamento de esgotos de pequenas comunidades. Atualmente já se observa a adoção do RBS para tratar efluentes em grandes cidades (METCALF e EDDY, 2016).

O sistema RBS permite maior flexibilidade operacional, uma vez que sua operação é ajustada em ciclos de tempo. Esses reatores trabalham em ciclos temporais bem definidos basicamente divididos nas fases de enchimento, reação, sedimentação e descarte do efluente tratado. Isso torna esse processo bastante adequado para o equacionamento de problemas provenientes de grandes variações de carga, por exemplo (GOMES, 1997). Além disso, é possível programar ciclos com fases anaeróbias, anóxicas e aeróbias no mesmo tanque favorecendo inclusive a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

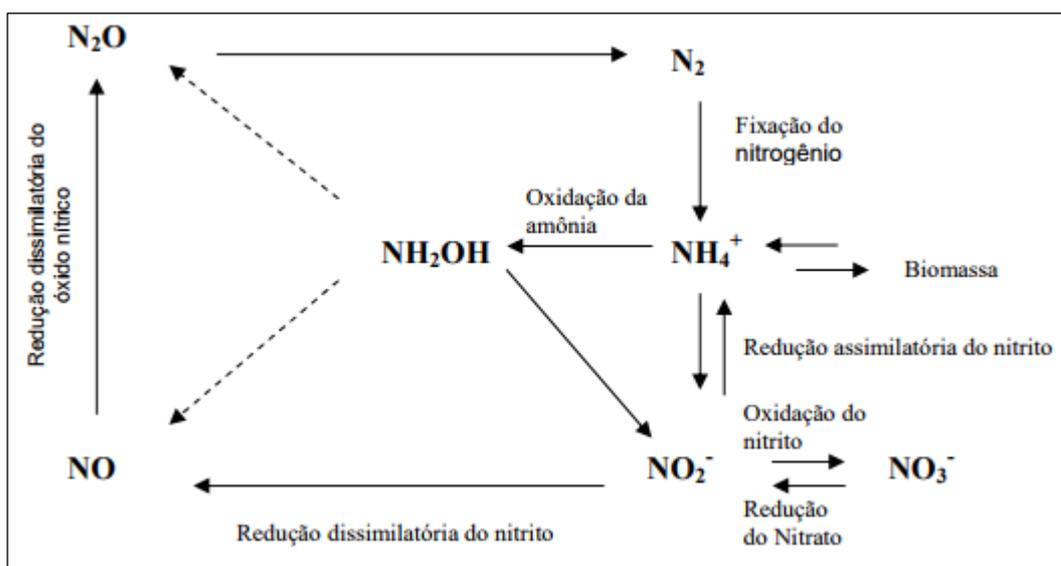
### **3.5 Importância da Remoção de Nutrientes do Esgoto**

Nos anos 1960 e 1970 o objetivo que norteava os projetos de tratamento de águas residuárias era a remoção de matéria orgânica. No entanto, mesmo alcançando êxito nessa tarefa, o lançamento de efluentes tratados ainda causava considerável efeito poluidor no meio ambiente. Tais efeitos foram associados à presença de substâncias nitrogenadas (DEZOTTI, 2011). Como exemplo, pode-se citar a toxicidade provocada em peixes e outros organismos aquáticos ocasionada pela amônia na forma livre; prejuízo à saúde de crianças resultante da ingestão de água com elevadas concentrações de nitrato; e o processo de eutrofização desencadeado pela presença de material nitrogenado que consome o oxigênio existente no meio aquático e ainda acelera a taxa de crescimento de algas (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Ainda na década de 70, foram desenvolvidos diversos trabalhos submetendo a passagem de esgoto e lodo recirculado por zonas anóxicas ou anaeróbias seguidas de zonas aeróbias. Como resultado, foram observadas reduções do IVL e remoções de nitrogênio e fósforo (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Com isso, o processo de lodos ativados vem sofrendo diversas adaptações e aprimoramentos com o objetivo de assegurar elevadas remoções de nutrientes (JORDÃO e PESSÔA, 2014; METCALF e EDDY, 2016).

#### **3.5.1 Remoção biológica de nitrogênio**

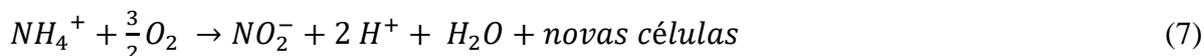
O nitrogênio encontrado tanto no esgoto sanitário quanto em lixiviados de aterro sanitário pode estar na forma orgânica constituindo aminoácidos, proteínas e ácidos nucléicos e/ou ureia ou na forma inorgânica reduzida como íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ou amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) dependendo do seu pH e temperatura. A combinação das formas orgânicas e o nitrogênio amoniacal é denominada Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). No entanto, o nitrogênio pode ser encontrado em outras formas inorgânicas como mostra a Figura 3



**Figura 3** – Representação esquemática das reações envolvidas no ciclo biológico do nitrogênio

**Fonte:** Ye e Thomas (2001)

Esse ciclo mostra que a metabolização do nitrogênio a partir da Total Kjeldahl (NTK) pode ocorrer pela nitrificação. A nitrificação ocorre em duas etapas: a oxidação da amônia a nitrito (nitritação) e a oxidação do nitrito a nitrato (nitratção), como mostram as Equações 7 e 8 (JORDÃO e PESSÔA, 2014; METCALF e EDDY, 2016).



Os microrganismos responsáveis pela oxidação da amônia a nitrito fazem parte do grupo das bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e os principais gêneros citados pela literatura são *Nitrosomonas*, *Nitrosospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus*. A nitratção ocorre pela ação das bactérias oxidadoras de nitrito (BON) onde se destacam os gêneros *Nitrobacter*, *Nitrocystis*, *Nitrococcus*, *Nitrospirae*, *Nitrospina*, *Nitrospira* (VAN LOOSDRECHT E JETTEN, 1998; KIELING, 2004). Devido à intensa competição microbiana, os gêneros *Nitrosomonas* (BOA) e *Nitrobacter* (BON) são as que mais ocorrem em sistemas de tratamento de esgotos por processos aeróbios (HASEBORG et al., 2010; OLIVEIRA, 2012; KOOPS e POMMERENING-RÖSER, 2001).

A eficiência da nitrificação pode ser influenciada por algumas variantes dos processos como concentração de oxigênio dissolvido e concentrações de matéria orgânica e nutrientes (JORDÃO e PESSÔA, 2014; METCALF e EDDY, 2016).

Como aponta Von Sperling (2002), a taxa de crescimento específica das bactérias nitrificantes é inferior àquela observada em microrganismos heterotróficos. Este fato implica na necessidade de adotar uma idade do lodo elevada para que tanto as BOA quanto as BON tenham tempo de se estabelecer no sistema. Figueroa e Silverstein (1992) afirmam ainda que a nitrificação pode ser afetada pela relação carbono orgânico/nitrogênio (relação C/N). Concentrações elevadas de matéria orgânica acabam por proporcionar o favorecimento de

microrganismos heterotróficos na competição por nutrientes e oxigênio com os microrganismos autotróficos nitrificantes quimiolitotróficos.

A nitrificação não pode ser considerada um processo de remoção de nitrogênio, mas uma etapa de transformação do NTK nas formas oxidadas. O que está efetivamente relacionado à remoção de nitrogênio é a etapa de desnitrificação. Na desnitrificação o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso, depois de ser convertido em uma série de produtos intermediários de acordo com a Equação 9 (METCALF e EDDY, 2016).



Esta etapa se dá em condições anóxicas, em que microrganismos heterotróficos, como as *Pseudomonas*, utilizam o nitrato como acceptor de elétrons (VON SPERLING, 2002).

Durante a desnitrificação a limitação de carbono pode desencadear no acúmulo de produtos intermediários, tais como  $NO_2$  e  $N_2O$  (BASSIN, 2012). Fontes externas de carbono como o metanol podem ser adicionadas para evitar esse tipo de limitação (JORDÃO e PESSÔA, 2014).

No sistema de lodos ativados, baixas concentrações de oxigênio dissolvido podem promover a nitrificação e a desnitrificação simultâneas (METCALF e EDDY, 2016).

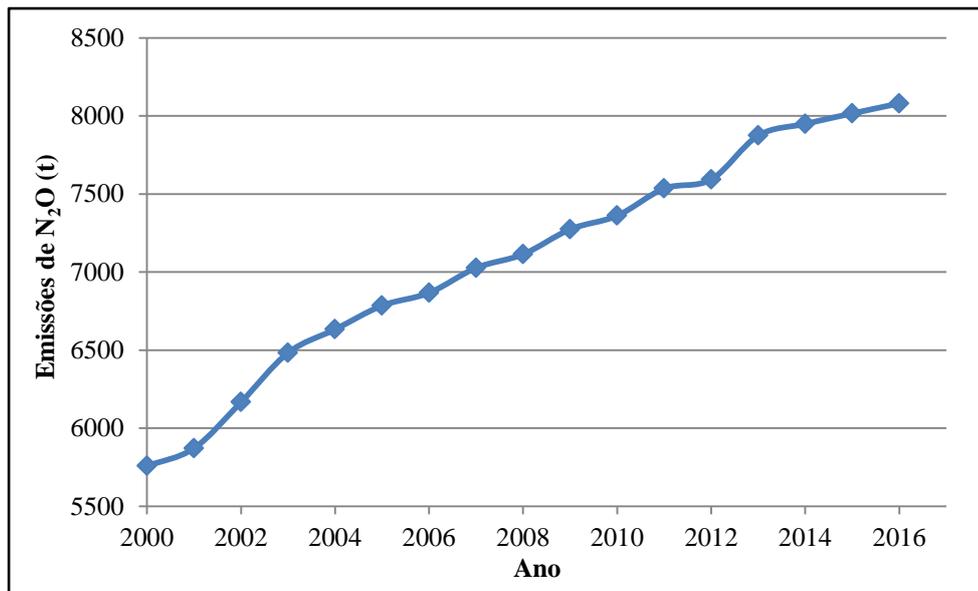
A eficiência de remoção de nitrogênio é um tema que merece especial atenção quando se estuda o cotratamento, visto que a adição do lixiviado de aterro sanitário pode significar um acréscimo substancial de material nitrogenado ao esgoto. Apesar disso, a resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), dispensa o atendimento ao parâmetro nitrogênio amoniacal para o lançamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos que recebem lixiviado de aterro sanitário.

Um ponto crítico em relação à remoção de nitrogênio em sistemas de tratamento de esgotos é a emissão de óxido nitroso. Isto porque este gás pode ser gerado tanto na nitrificação durante a fase de nitrificação quanto como um intermediário na desnitrificação.

### 3.6 Emissões de Óxido Nitroso por Estações de Tratamento de Esgotos

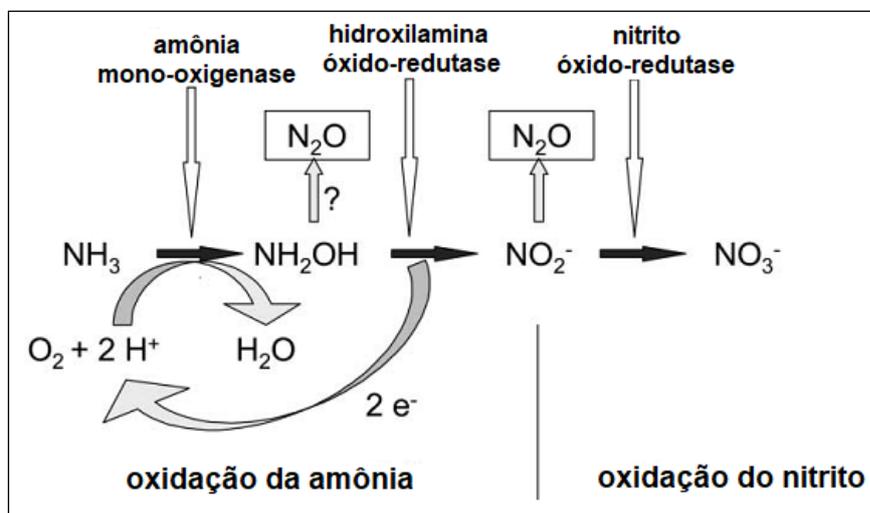
O óxido nitroso ( $N_2O$ ) é um dos gases do efeito estufa com potencial de aquecimento global 15 vezes superior ao do metano e 300 vezes superior ao do dióxido de carbono (IPCC, 2013). Observa-se um crescente aumento das suas emissões provenientes de fontes antrópicas como a agricultura e o esgotamento sanitário, ao passo que por fontes naturais como em florestas se mantêm praticamente constantes (SYAKILA e KROEZE, 2011).

O estudo divulgado pelo IPCC (2013) indica que o esgotamento sanitário representa cerca de 3% das emissões antropogênicas globais de  $N_2O$ . No futuro, o tratamento de esgotos sanitários pode se tornar uma fonte mais significativa de  $N_2O$  do que hoje, uma vez que a população continuará a crescer gerando mais resíduos (STROKAL e KROEZE, 2014). Segundo Law et al. (2012), espera-se que as emissões globais de óxido nitroso provenientes de tratamento de águas residuárias sofram aumento de 13% no período compreendido entre 2005 e 2020. Na Figura 4 estão apresentadas as emissões de  $N_2O$  provenientes de atividades de saneamento básico no Brasil desde o ano 2000.

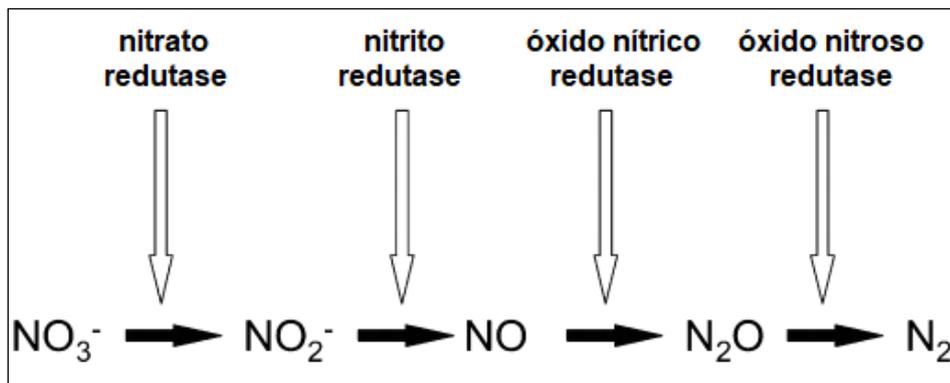


**Figura 4** - Emissões de N<sub>2</sub>O provenientes de atividades de saneamento básico no Brasil  
**Fonte:** Adaptado de Seeg /economic activity (2017)

De acordo com Wrage et al. (2001), as emissões de óxido nitroso ocorrem em virtude dos processos de nitrificação e desnitrificação. Durante a nitrificação este gás é um subproduto da oxidação do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a nitrito (condições aeróbias), como ilustrado na Figura 5; já na desnitrificação, ele é um intermediário durante a redução do NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a N<sub>2</sub> (condições anóxicas), como pode ser observado na Figura 6.



**Figura 5** – Formação de óxido nitroso como subproduto da nitrificação  
**Fonte:** Wrage et al. (2001)



**Figura 6** – Formação de óxido nitroso como intermediário na desnitrificação  
**Fonte:** Wrage et al. (2001)

Estudos apontam que as emissões de óxido nitroso nas estações de tratamento de esgotos se originam majoritariamente nos tanques de aeração, parcela que chega a representar 90% dessas emissões (CZEPIEL et al., 1995; BROTTTO et al., 2010).

Segundo Ribeiro et al. (2015), fatores operacionais como altas taxas de aeração e de cargas de nitrogênio amoniacal promovem maior emissão de óxido nitroso nas estações de tratamento de esgotos. Isto ocorre devido a sua transferência do licor para a atmosfera (*air stripping*) e pelo acúmulo de nitrito. Esses resultados sinalizam que processos que recebem lixiviado podem emitir maior concentração de  $\text{N}_2\text{O}$ .

Ao monitorar as emissões de óxido nitroso provenientes de tanques de aeração em estações com e sem remoção biológica de nitrogênio, Ribeiro et al. (2017) constataram que estações que não preveem remoção biológica de nitrogênio apresentam elevadas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . Além disso, nos períodos em que houve adição de lixiviado ao esgoto, foi observado um aumento das suas emissões.

Desse modo, a alternativa de cotratamento de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário deve ser melhor investigada para não só evitar a contaminação hídrica pela descarga de compostos nitrogenados nos corpos receptores, como a poluição atmosférica em função da emissão de óxido nitroso.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

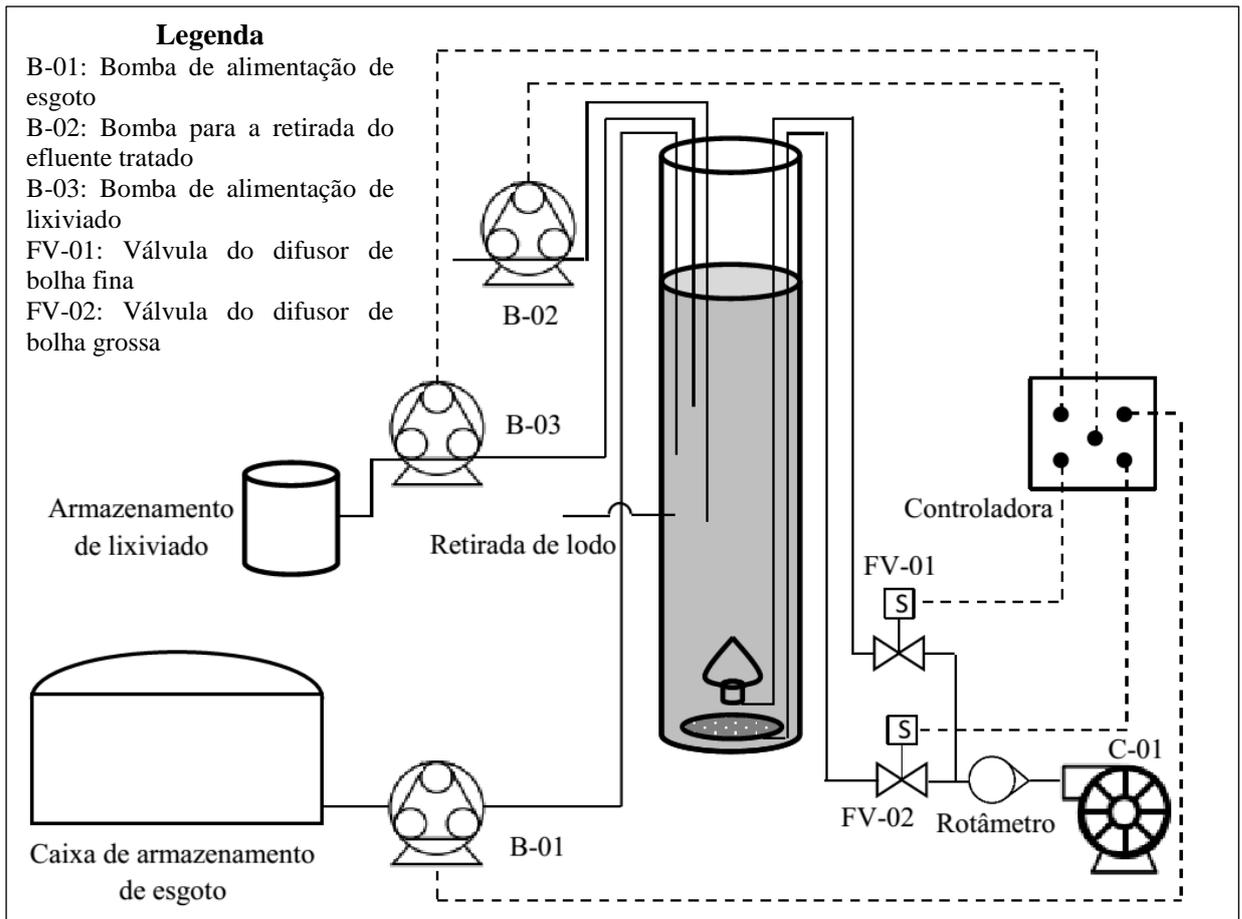
### 4.1 Configuração do Reator em Batelada Sequencial (RBS)

Um reator cilíndrico de acrílico de 35 L de volume útil composto por um sistema de aeração por compressão e difusores de bolha fina e de bolha grossa foi utilizado para simular o RBS. O enchimento e o esvaziamento do reator foram realizados por duas bombas peristálticas (Masterflex). A alimentação foi realizada por cima e o descarte foi feito por um tubo nivelado a aproximadamente 1/3 do fundo do reator. O processo ocorreu por ciclos de duração de 6 horas controlados por um sistema eletrônico. Os ciclos foram compostos por: fase de alimentação com mistura de 0,1 h (enchimento com aerador de bolha grossa ligado); fase aeróbia de duração de 4,77 h (aeradores de bolha grossa e fina ligados); fase de sedimentação com duração de 1,0 h (todos os equipamentos desligados); fase de descarte com duração de 0,13 min (bomba de esvaziamento ligada). Após cada ciclo, 20 litros de esgoto eram tratados, num total de 80 litros por dia. O esquema experimental encontra-se ilustrado na Figura 7.

Inicialmente, o reator foi inoculado com 18 L de lodo biológico e 17 L de esgoto bruto, ambos provenientes da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da Fiocruz. Durante 15 dias o processo foi constantemente alimentado por esgoto sanitário da ETE-Fiocruz para aclimatação do reator. Após este período, o processo foi monitorado por 30 dias (ETAPA 1).

O lixiviado utilizado nos experimentos foi coletado em um aterro sanitário que recebe resíduos provenientes dos municípios de Itaguaí, Rio de Janeiro e Seropédica. O aterro se encontra em operação desde 2011 (seis anos de operação até a data da coleta). A coleta do lixiviado foi realizada numa época seca e o mesmo foi armazenado em uma bombona onde permaneceu em temperatura ambiente durante todo o experimento.

Após a realização da ETAPA 1, a bomba de entrada de lixiviado foi acionada e o reator foi alimentado com esgoto bruto e lixiviado (0,5% v/v) por 22 dias para sua aclimatação. Em seguida, foi realizado o monitoramento do reator por 30 dias (ETAPA 2).



**Figura 7 - Esquema do aparato experimental**

Durante a ETAPA 1 foi realizada a retirada diária de 1,17 L da mistura do reator para garantir a idade do lodo de 30 dias. No entanto, o mesmo não pôde ser feito na ETAPA 2, pois estava sendo observada uma perda de biomassa no reator. Desse modo, o descarte levou em conta a sedimentação do lodo (SD 30), de forma que, quando o SD 30 era inferior a 150 mL/L, o lodo não era descartado. A Figura 8 apresenta o reator e o aparato experimental utilizados neste trabalho.



**Figura 8 - Aparato experimental**

Durante o monitoramento das etapas (ETAPA 1 e ETAPA 2), foram coletadas amostras de esgoto bruto (afluente), efluente tratado e licor misto (mistura do reator) para realizar as análises físico-químicas (parâmetros operacionais normalmente utilizados), além das amostragens de óxido nitroso emitido e dissolvido. Em cada etapa foram realizadas 8 amostragens, duas por semana.

## 4.2 Metodologia Analítica

As amostras coletadas no período de monitoramento do reator nas etapas do processo (ETAPA 1 e ETAPA 2) foram imediatamente processadas no laboratório, ou seja, não foram armazenadas. A Tabela 3 mostra os parâmetros físico-químicos utilizados, bem como as respectivas metodologias usadas para suas determinações. O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) foi calculado utilizando a Equação 9

$$NTK = NT - (NO_2^- - N + NO_3^- - N) \quad (9)$$

**Tabela 3** – Metodologias analíticas empregadas no monitoramento do reator

Parâmetro	Amostras	Método (APHA, 2012)	Equipamentos
<b>DQO</b>	Afluente e Efluente	5220-D	Espectrofotômetro Biochrom Libra S60
<b>COD</b>	Afluente e Efluente	5310-B	Analizador TOC-L CPH/CPN - Shimadzu
<b>SSV e SST</b>	Licor misto	2540-E/D	Balança: Sartorius - Extend; Estufa: Tecnal - TE 394/3; Mufla: SPLabor – SP 1200
<b>Turbidez</b>	Efluente	2130-B	Turbidímetro 2100P - Hach
<b>Cor</b>	Afluente e Efluente	2120-C	Espectrofotômetro Biochrom Libra S60
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Afluente e Efluente	4110-B	Cromatógrafo de íons Metrohm – 790 Personal IC
<b>N-Total</b>	Afluente e efluente	-	Analizador TOC-L CPH/CPN - Shimadzu
<b>ABS 254</b>	Afluente e Efluente	5910-B	Espectrofotômetro Biochrom Libra S60
<b>OD</b>	Licor misto	-	Sonda WTW – 700DO
<b>N<sub>2</sub>O</b>	Emissões e licor misto	Descrito no item 4.3	Cromatógrafo Shimadzu - modelo GC-2014

No reator estava submersa uma sonda de oxigênio dissolvido (OD) modelo 700DO (WTW) que foi instalada para o monitoramento do processo. As leituras de OD eram realizadas a cada minuto e exibidas num display conforme mostra a Figura 9, os dados eram

armazenados e posteriormente descarregados para um dispositivo móvel de memória (pen drive).



**Figura 9** – Equipamento para o monitoramento do oxigênio dissolvido

### 4.3 Amostragem do Óxido Nitroso

O monitoramento das emissões de óxido nitroso foi realizado durante as duas etapas analisadas. Uma vez que os estudos de Czepiel et al. (1995) e Brotto et al. (2010) concluíram que os tanques de aeração são os maiores contribuintes das emissões de óxido nitroso nas estações de tratamento de esgotos, no presente trabalho, optou-se por realizar o monitoramento da emissão deste gás apenas ao longo da fase aeróbia. Também foram realizadas amostragens do óxido nitroso no meio líquido no início e no fim da fase aeróbia.

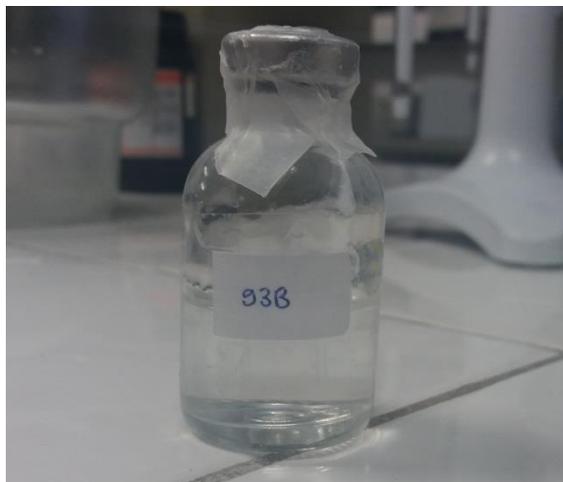
Para monitoramento do óxido nitroso emitido pelo reator foi adotado o método do funil emborcado para a coleta de óxido nitroso em superfícies turbulentas utilizado por Brotto et al. (2010) com adaptação para o diâmetro do reator. O funil conectado a uma mangueira foi inserido na posição emborcada dentro do reator e permaneceu parcialmente submerso no meio líquido. Na outra extremidade da mangueira foi conectada uma seringa que era usada para aspirar os gases emitidos.

A cada coleta, com o auxílio da seringa, os gases eram aspirados e desprezados 15 vezes com o intuito de garantir que o interior da mangueira estivesse completamente e unicamente preenchido pelos gases emitidos pelo reator. Isto assegurou que a amostra coletada não apresentasse diluição proveniente do ar atmosférico.

Após esse procedimento, os gases eram reservados dentro da seringa e, por meio de uma válvula de três vias, transferidos para frascos de vidro contendo solução salina, como mostra a Figura 10. Os frascos foram mantidos sob refrigeração até o momento da análise.

Para a determinação do óxido nitroso dissolvido no meio líquido, foi adotada a técnica do equilíbrio em *headspace* da seringa. Esta técnica foi utilizada por Guimarães e de Mello (2008) para água do mar e é também similar à utilizada por Czepiel et al. (1995) para extração de N<sub>2</sub>O do esgoto em estações de tratamento de esgotos. O procedimento consistiu na coleta de amostra de licor misto do RBS em uma seringa. Uma seringa de 60 mL foi preenchida pela metade com o licor misto do reator e completada com ar atmosférico. Após esta amostragem, a seringa foi fechada e agitada manualmente por 200 vezes, a fim de transferir o óxido nitroso presente no meio líquido para a fase gasosa. Esse é o número de agitações mais apropriado segundo a avaliação realizada por Ribeiro (2013). O ar contido no *headspace* da seringa foi

então transferido para outra seringa seca, realizando a junção destas por meio de válvulas de três vias. O ar foi então transferido para frasco de vidro previamente preparado com solução salina.



**Figura 10** – Frasco contendo solução salina para o armazenamento das amostras gasosas

Antes da análise, os frascos foram deixados à temperatura ambiente e inicialmente foram agitados manualmente por 200 vezes, de modo a transferir todo o óxido nitroso para a fase gasosa. Com o auxílio de uma seringa, a amostra gasosa foi aspirada do frasco e injetada no cromatógrafo gasoso. O cromatógrafo utilizado foi um Shimadzu, modelo GC-2014 provido de uma coluna empacotada com Porapak-Q, mantida a 80 °C, e equipado por um detector de captura de elétrons ( $^{63}\text{Ni}$ ), operado a 325 °C. Foi utilizado argônio com 5% de metano como gás de make-up e  $\text{N}_2$  como gás de arraste (White Martins Ltda), numa vazão de 40 mL/min. A curva analítica foi construída utilizando padrões de 250, 330, 1010 e 4988 ppb (White Martins Ltda). Os limites de detecção e quantificação foram 30 e 300 ppb, respectivamente.

#### 4.4 Cálculos de Fluxo, Concentração e Massa de $\text{N}_2\text{O}$

Para calcular os valores de fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  emitido utilizou-se a Equação 10 (BROTTO et al, 2010) descrita abaixo. Para a concentração atmosférica de óxido nitroso, foi adotado o valor de 335 ppb, indicado pela Administração Oceânica e Atmosférica Nacional dos Estados Unidos (NOAA, 2017).

$$F = \frac{Q_{ar\ funil} \times ([N_2O]_{bolhas} - [N_2O]_{atmosfera})}{A_{funil}} \quad (10)$$

Onde:

$Q_{ar}$  = Vazão de ar que passa no funil

$[N_2O]_{bolhas}$  = Concentração de  $\text{N}_2\text{O}$  nas bolhas desprendidas pelo reator

$[N_2O]_{atmosfera}$  = Concentração de  $\text{N}_2\text{O}$  no ar atmosférico

$A_{funil}$  = Área da seção transversal do funil

Para calcular a concentração de  $\text{N}_2\text{O}$  presente no meio líquido, foi utilizada a Equação 11 (BROTTO et al, 2010).

$$C = K_0 \times C_{hs} + \left[ \left( \frac{P}{R \times T} \right) \times (C_{hs} - C_{ar}) \right] \quad (11)$$

onde

$C_{hs}$  = Concentração de N<sub>2</sub>O no *headspace* da seringa após agitação

$C_{ar}$  = Concentração de N<sub>2</sub>O no ar atmosférico

$K_0$  = Coeficiente de solubilidade do N<sub>2</sub>O (Constante de Henry)

P = Pressão atmosférica

R = Constante universal dos gases

T = Temperatura do líquido na condição de equilíbrio

O cálculo da massa de óxido nitroso emitida a cada ciclo foi realizado por meio da integração da função que representa a concentração de N<sub>2</sub>O ao longo do tempo, conforme recomendado por Daudt (2015) com modificações como mostra a Equação 12.

$$m_{N_2O} = \int_{t_0}^{t_f} f(t) dt \times Q_{ar} \times t \quad (12)$$

Onde

$t_f$  = Tempo final (fim da fase aeróbia)

$t_0$  = Tempo inicial (início da fase aeróbia)

$Q_{ar}$  = Vazão de ar injetado no reator

t = Tempo de duração da fase aeróbia

#### 4.5 Respirometria

O catabolismo realizado pelos microrganismos nos sistemas biológicos requer a oxidação da matéria orgânica. A velocidade com a qual o oxigênio é consumido nesse processo pode ser avaliada através de testes respirométricos.

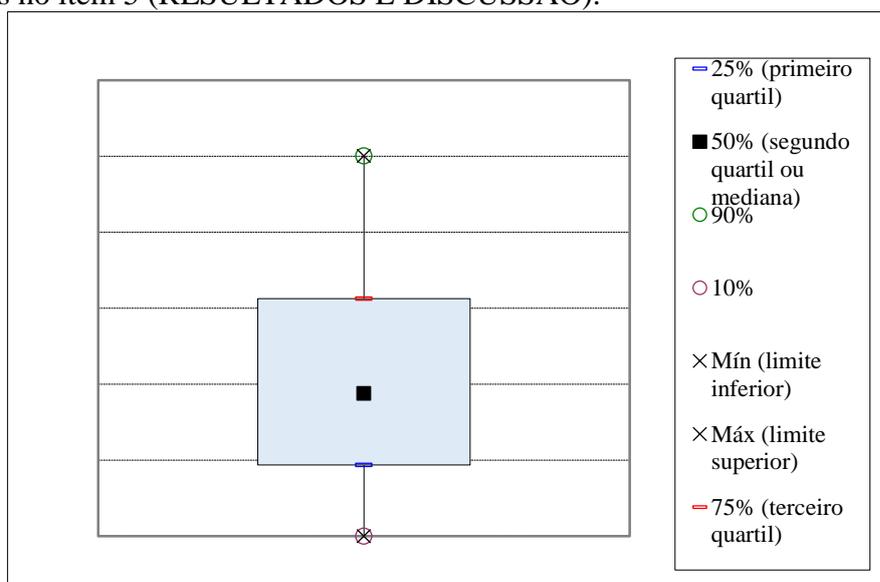
Neste trabalho os ensaios respirométricos foram realizados seguindo a metodologia descrita por Fernandes et al. (2001) com algumas adaptações. No fim de cada etapa, foram coletados cerca de 400 mL de lodo do RBS. O lodo foi mantido sob aeração semi-contínua, ou seja, alternância entre períodos com mistura e aeração e períodos só com mistura. A aeração foi realizada utilizando difusores de ar e a mistura foi feita por meio de um agitador magnético. A variação das concentrações de oxigênio dissolvido era monitorada através de uma sonda de OD, como mostrado na Figura 11. Essa operação ocorreu durante três dias sem adição de substrato, para que a biomassa ativa consumisse o material orgânico endógeno (metabolismo endógeno). Após este período foi adicionado 10 mL de esgoto sintético preparado conforme HÖLLER e TRÖSCH (2001) para avaliar a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO ou OUR) para degradar o substrato. A declividade da curva de decaimento do oxigênio dissolvido representa a TCO da biomassa calculada conforme a Equação 6 descrita no item 3.4.1.



**Figura 11** – Aparato utilizado para a realização dos ensaios respirométricos

#### 4.6 Tratamento Estatístico

Os resultados do experimento nas diferentes etapas foram representados em gráficos tipo *boxplot* a fim de ilustrar as diferenças no comportamento do reator na ausência e na presença de lixiviado. Na Figura 12 está apresentado um gráfico tipo *boxplot* genérico contendo uma legenda que traz o significado de cada símbolo usado nos gráficos a serem apresentados no item 5 (RESULTADOS E DISCUSSÃO).



**Figura 12** – Representação gráfica (*boxplot*) genérica com legenda contendo os símbolos

Os parâmetros físico-químicos (SSV, IVL, turbidez e as eficiências de remoção de COD, DQO, NT e NTK) e os resultados de emissão de óxido nitroso foram submetidos ao Teste de Shapiro-Wilk com nível de significância de 5% para avaliar se estas variáveis apresentaram distribuição normal. Para a verificação da significância da diferença entre as etapas (ETAPA 1 e ETAPA 2) do processo, foi realizada a análise de variância (ANOVA) ou Teste de Mann-Whitney utilizando o software estatístico PAST (HAMMER et al., 2001), de acordo com os resultados do teste de normalidade dos parâmetros. Para parâmetros com distribuição normal, foi usada a análise de variância e para os parâmetros que não seguiram distribuição normal, aplicou-se o Teste de Mann-Whitney. Na análise de variância, parâmetros que apresentaram valores de F superiores ao F crítico foram considerados diferentes entre si. Já no Teste de Mann-Whitney, essa interpretação foi feita quando os valores de p foram inferiores a 0,05.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização do Lixiviado

Na Tabela 4 são apresentados os resultados referentes à caracterização do lixiviado utilizado.

**Tabela 4** – Caracterização do lixiviado

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor médio</b>
<b>pH</b>	-	7,8
<b>DQO</b>	mg/L	10634
<b>COD</b>	mg/L	5538
<b>NT</b>	mg/L	1994
<b>Cor</b>	mg PtCo/L	16245
<b>Turbidez</b>	NTU	622
<b>Dureza</b>	mg CaCO <sub>3</sub> /L	1733
<b>Alcalinidade</b>	mg CaCO <sub>3</sub> /L	11055
<b>ABS 254</b>	-	34
<b>SST</b>	mg/L	370
<b>SSV</b>	mg/L	335
<b>SSF</b>	mg/L	35

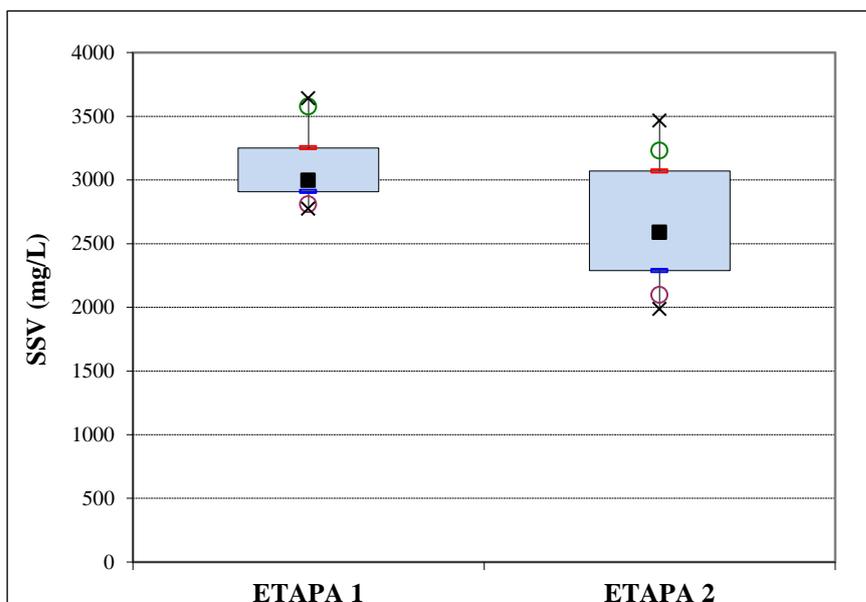
O pH do lixiviado se mostrou muito próximo ao reportado por Ehrig (1983) para lixiviados em fase metanogênica (pH = 8,0) e dentro da faixa indicada por Tchobanoglous e Kreith (2002) (entre 6,8 e 8) também para lixiviados onde a metanogênese é preponderante. O valor de DQO é característico de lixiviados de aterros que se encontram em operação a cerca de 5 a 10 anos como afirmado por Farquhar (1989) apud El-Fadel et al. (2002), porém é mais elevado que os valores observados por Lima (2017) e França (2016) ao caracterizar lixiviados coletados no mesmo aterro. Vale lembrar que a coleta do lixiviado utilizado neste trabalho foi realizada num período seco, ou seja, não há efeito de diluição proveniente de chuvas. A razão DQO/COD foi de 1,9, estando mais próximo dos valores encontrados para aterros antigos (1,16) do que de aterros jovens (4,0) (CAMERON E McDONALD, 1982). Destacam-se também valores muito elevados de cor, turbidez e alcalinidade.

O lixiviado coletado apresentou valor elevado de absorvância em 254 nm (ABS 254), o qual é similar ao descrito por Lima (2017). A absorvância em 254 nm indica a presença de ligações duplas e triplas, que são características de compostos aromáticos (ALATON, 2007).

## 5.2 Eficiência dos Processos

### 5.2.1 Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no reator

Na Figura 13 está apresentado o gráfico *boxplot* com as concentrações de SSV observadas no licor misto ao longo das duas etapas.



**Figura 13** – Representação gráfica (*boxplot*) das concentrações de SSV no licor misto ao longo das duas etapas

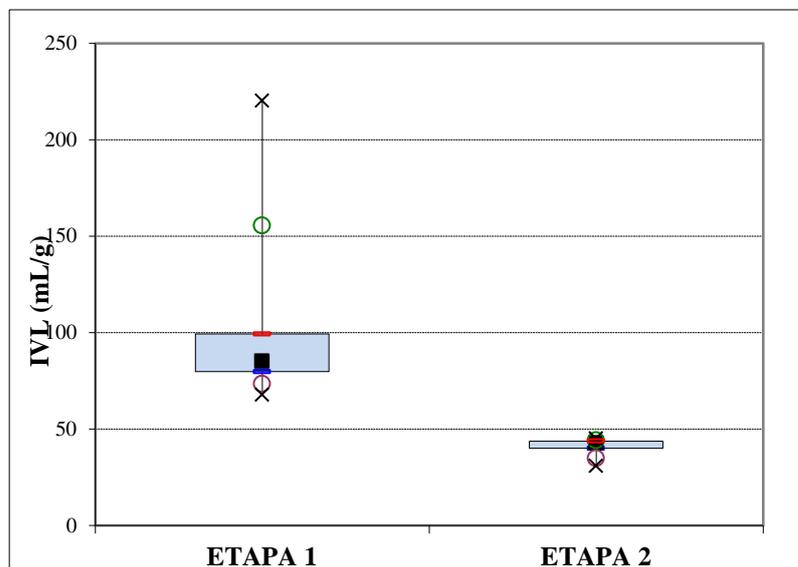
É possível observar que durante a ETAPA 1, os valores de concentração de SSV se mostraram ligeiramente superiores aos obtidos na ETAPA 2. Na ETAPA 1 o valor médio foi de 3108 mg/L, enquanto na ETAPA 2 foi de 2661 mg/L, e ambos se encontraram na faixa sugerida por Von Sperling (2002) para lodos ativados com aeração prolongada (entre 2500 e 4000 mg/L). No entanto, os valores na ETAPA 2 foram mantidos devido a redução no descarte de licor misto. Com isso, a idade do lodo ficou maior que 30 dias. A retirada do licor misto poderia ter posto o processo em colapso, prejudicando o trabalho. Esse resultado mostra que durante a ETAPA 2 houve menor produção de lodo em comparação com a ETAPA 1 (sem lixiviado).

Mesmo com o descarte menor de licor, houve maior variação de SSV durante a ETAPA 2, fato que pode ser atribuído à instabilidade do sistema observada logo após a adição do lixiviado. Esses são indicativos de que a ETAPA 1 ofereceu condições mais apropriadas ao desenvolvimento da população de microrganismos que a ETAPA 2.

Apesar disso, em ambas as etapas a relação SSV/SST se mostrou satisfatória, onde na ETAPA 1 foi de 75% e na ETAPA 2 de 72%, estando dentro do intervalo recomendado por Von Sperling (2002) que descreve valores médios entre 60% e 75%.

### 5.2.2 Índice Volumétrico de Lodo (IVL)

A quantificação do IVL leva em conta o SD30 que é de lodo sedimentado após 30 minutos. Na Figura 14 encontram-se representados os valores do IVL obtidos em cada etapa.

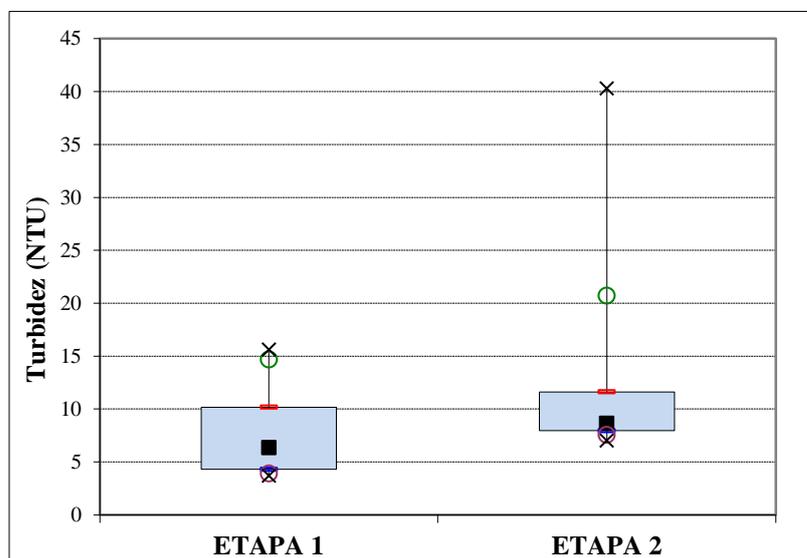


**Figura 14** – Representação gráfica (*boxplot*) dos valores de IVL observados ao longo das duas etapas

Os valores médios de IVL foram de 104 mL/g e 41 mL/g para a ETAPA 1 e ETAPA 2, respectivamente e o Mann-Whitney indicou diferença significativa entre as etapas ( $p = 0,0009$ ). De acordo com WEF (2008), o intervalo considerado ideal para os valores do IVL de um sistema de lodos ativados que opera adequadamente, compreende a faixa de 50 a 150 mL/g sendo que, valores ligeiramente mais altos ou inferiores não significam necessariamente uma operação ineficiente. Valores muito baixos do IVL podem indicar que os sólidos sedimentam demasiadamente rápido, não tendo tempo suficiente para arrastar partículas menores que, eventualmente, prejudicarão o efluente final elevando os valores de turbidez. Na ETAPA 2, os valores de IVL ficaram abaixo de 50 mL/g o que pode ter ocorrido em função do impacto do lixiviado à biomassa do lodo. Esse resultado confirma a reduzida taxa de produção de lodo obtida no monitoramento de SSV.

### 5.2.3 Turbidez

Na Figura 15 estão apresentados os valores de turbidez do efluente tratado obtidos ao longo das duas etapas.



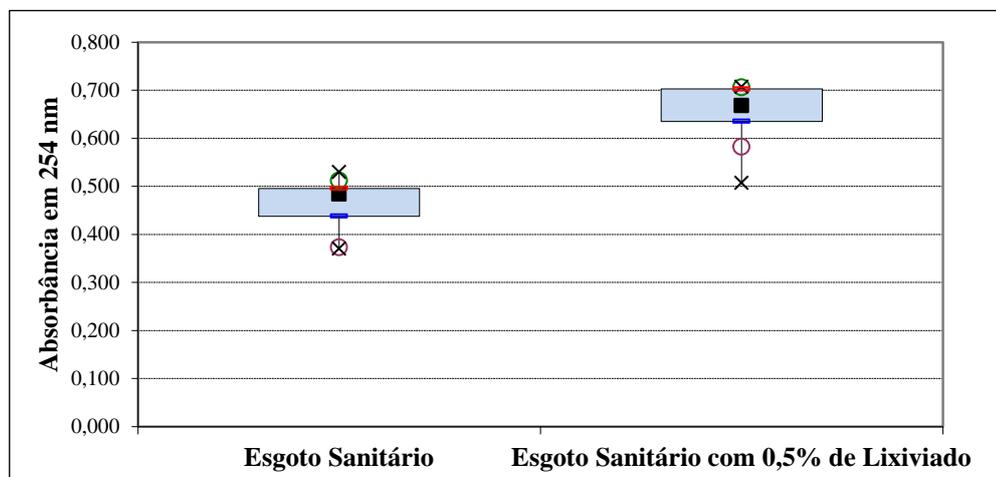
**Figura 15** – Representação gráfica (*boxplot*) dos valores de turbidez no efluente tratado ao longo das duas etapas

Esse resultado mostra que ao longo da ETAPA1 o valor médio foi de 8 NTU, enquanto na ETAPA 2, o valor foi de 13 NTU. Os processos das duas etapas analisadas foram capazes de gerar efluentes com valores médios de turbidez em conformidade com o que é preconizado nos critérios mais restritivos da resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005). Na ETAPA 2, houve apenas um valor que excedeu ligeiramente o limite estabelecido para o descarte de efluentes líquidos em corpos receptores de classe 1, que prevê valores de turbidez inferiores à 40 NTU.

O teste de Mann-Whitney mostra que os valores de turbidez encontrados nas duas etapas foram semelhantes ( $p = 0,1563$ ), ainda que na segunda etapa este parâmetro tenha apresentado ligeiro aumento. Tal aumento pode ser atribuído ao impacto provocado pelo lixiviado à biomassa do lodo que foi igualmente evidenciada pela redução dos SSV e também aos baixos valores de IVL, que denotam uma sedimentação excessivamente rápida, sendo ineficiente para arrastar partículas menores que tendem a permanecer no efluente tratado.

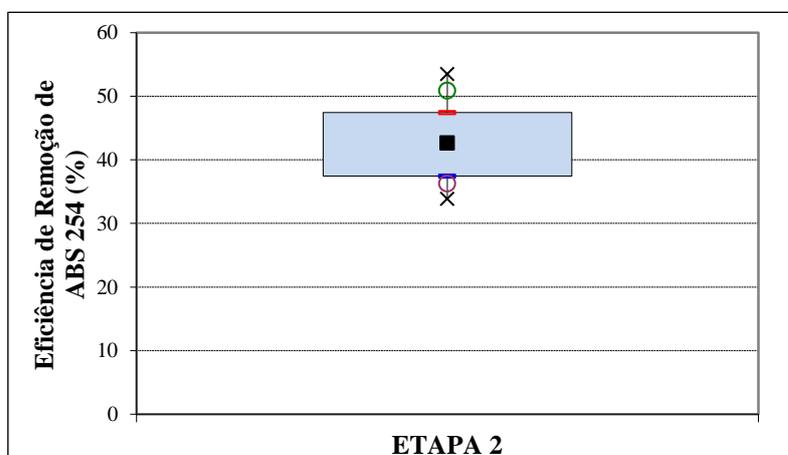
## 5.2.4 Absorbância em 254 nm

As substâncias húmicas apresentam grande variabilidade em sua composição, contendo percentuais variados de carbono orgânico húmico, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos. Sua quantificação também é complexa, sendo adotados para este fim, parâmetros substitutivos como cor verdadeira, absorbância em 254 nm (ABS 254), COD, entre outros (TANGERINO e DI BERNARDO, 2005). No presente trabalho foram adotados os parâmetros absorbância em 254 nm e cor verdadeira como indicadores da remoção destas substâncias ao longo da ETAPA 2, ou seja, com a presença do lixiviado que é um potencial contribuidor de matéria orgânica aromática. Confirmando essa afirmação, os valores apresentados na Figura 16 mostram que a adição de um pequeno percentual de lixiviado (0,5% em volume) foi suficiente para causar um incremento (cerca de 30%) do parâmetro absorbância em 254 nm.



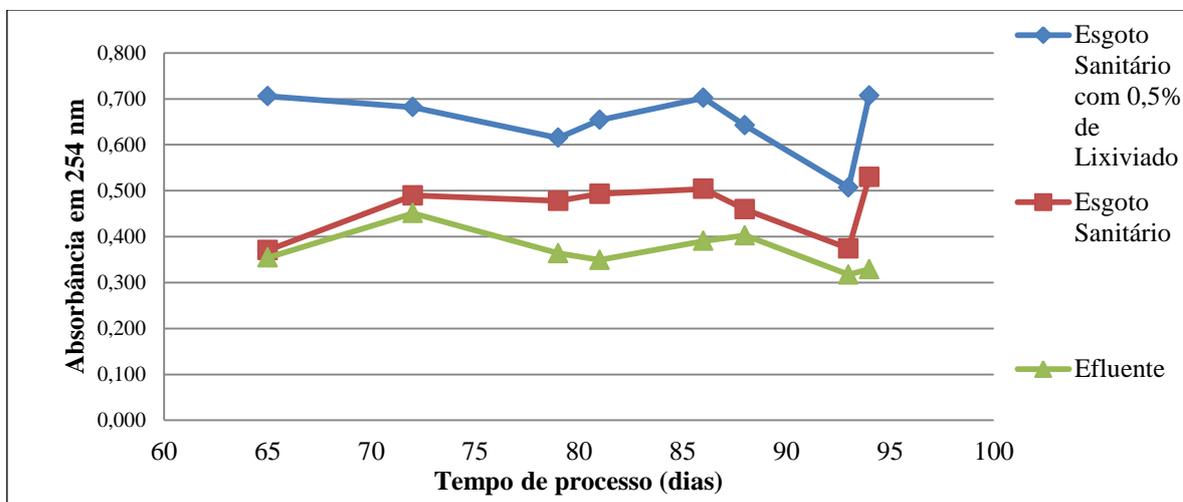
**Figura 16** – Representação gráfica (*boxplot*) dos valores de ABS 254 no esgoto sanitário e no afluente (esgoto sanitário + 0,5% de lixiviado) ao longo da ETAPA 2

Na Figura 17 é possível observar que o RBS operando com tempo de retenção hidráulica de 6 horas alcançou uma eficiência de remoção média de 43% da absorbância em 254 nm, ou seja, remoção de compostos aromáticos. Nascentes (2013) obteve remoção média de 70% com um reator contínuo operando com TRH de 23 horas e sua conclusão foi de que maiores tempos de retenção podem conferir maiores eficiências de remoção.



**Figura 17** – Representação gráfica (*boxplot*) da eficiência de remoção de ABS 254 ao longo da ETAPA 2

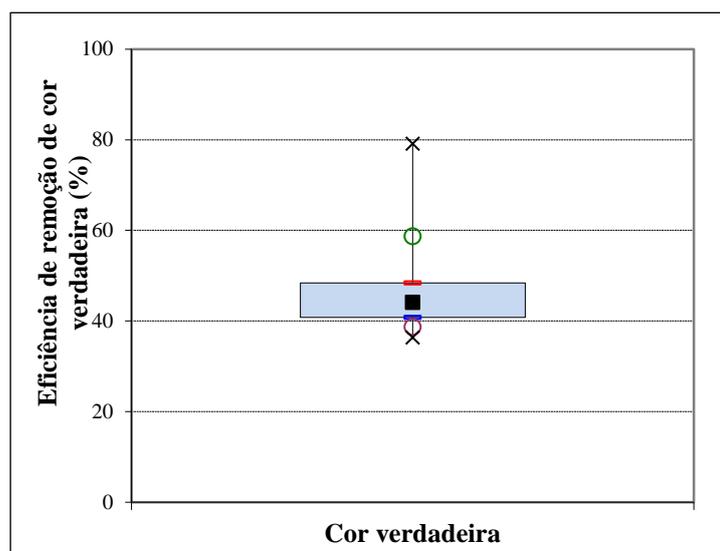
É importante ressaltar que, ainda que o valor de eficiência não tenha sido elevado, o processo se mostrou capaz de amortizar o efeito da adição do lixiviado. Na Figura 18 observa-se que o efluente tratado apresentou valores de ABS 254 inferiores aos valores do esgoto sanitário.



**Figura 18** – Valores de ABS 254 na mistura de esgoto sanitário + 0,5% de lixiviado, no esgoto sanitário e no efluente ao longo da ETAPA 2

### 5.2.5 Remoção de Cor

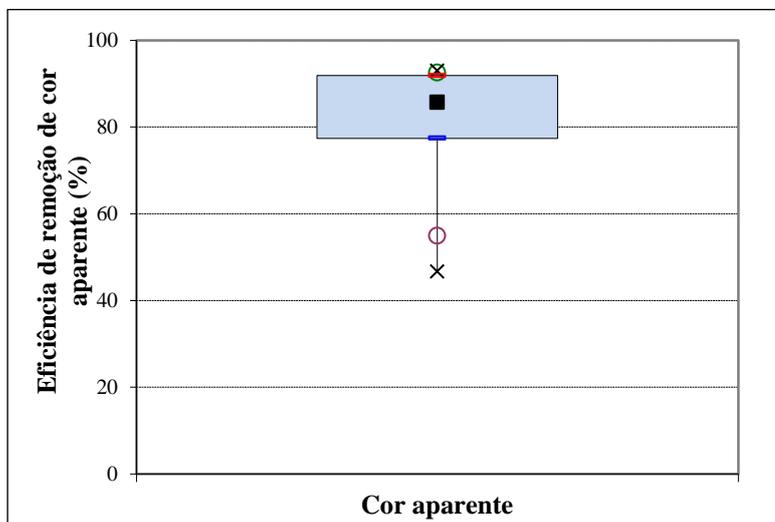
A cor em lixiviados de aterros sanitários também está relacionada à concentração de substâncias húmicas, conferindo recalcitrância a esse efluente (CHEIBUB et al., 2014). Na Figura 19 são mostrados os resultados de eficiência de remoção de cor verdadeira, onde o seu valor médio foi de 48%.



**Figura 19** – Representação gráfica (*boxplot*) da eficiência de remoção de cor verdadeira ao longo da ETAPA 2

Na Figura 20 são apresentados os resultados de eficiência de remoção de cor aparente (sem filtração), cujo valor médio foi de 80%. É interessante destacar que este valor é muito

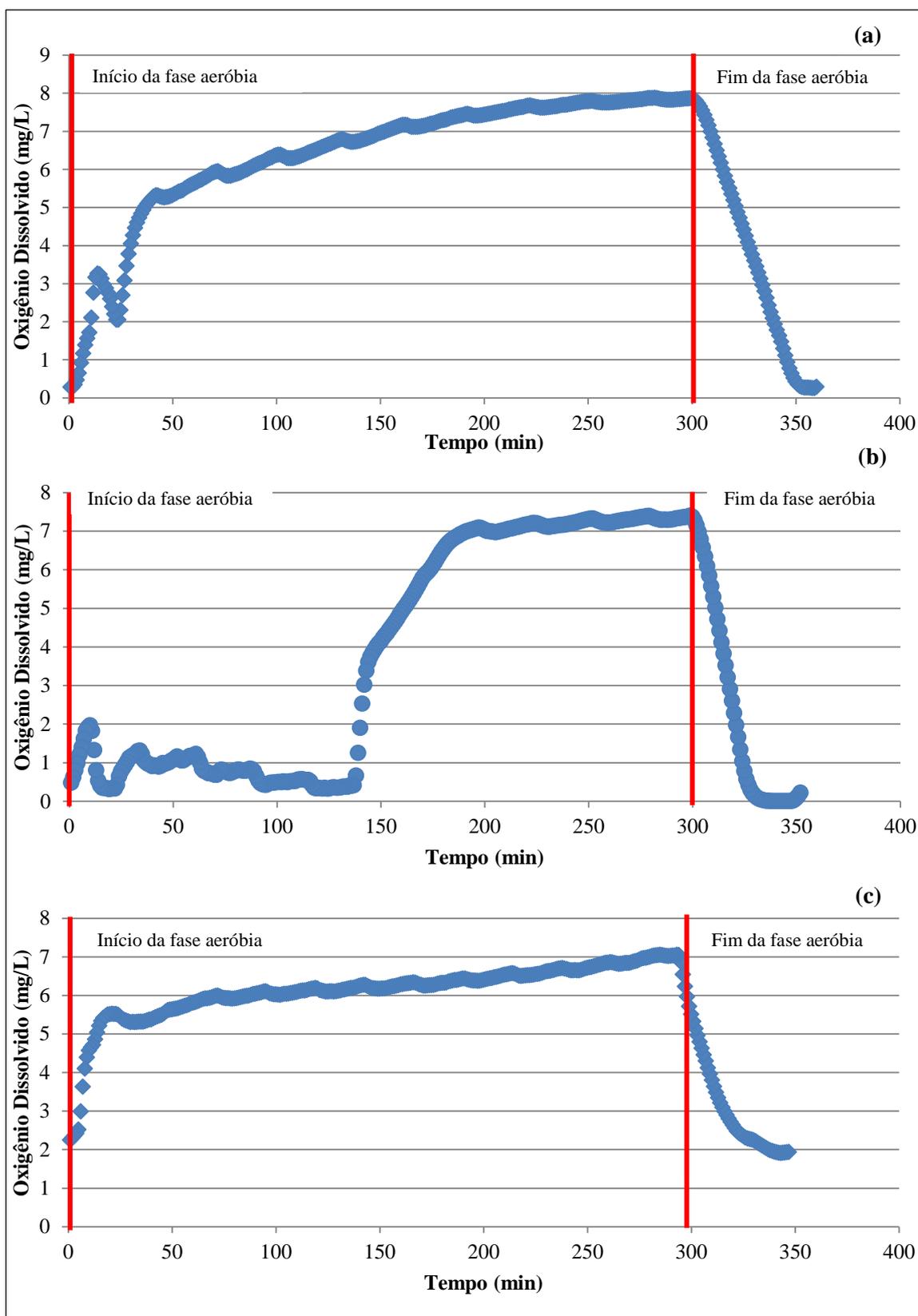
superior ao relatado por Dias (2017) que utilizando um RBS com adição de carvão ativado em pó (material adsorvente com elevada capacidade de remover cor), obteve eficiência de remoção média de 44%.



**Figura 20** – Representação gráfica (*boxplot*) da eficiência de remoção de cor aparente ao longo da ETAPA 2

### 5.2.6 Oxigênio Dissolvido (OD)

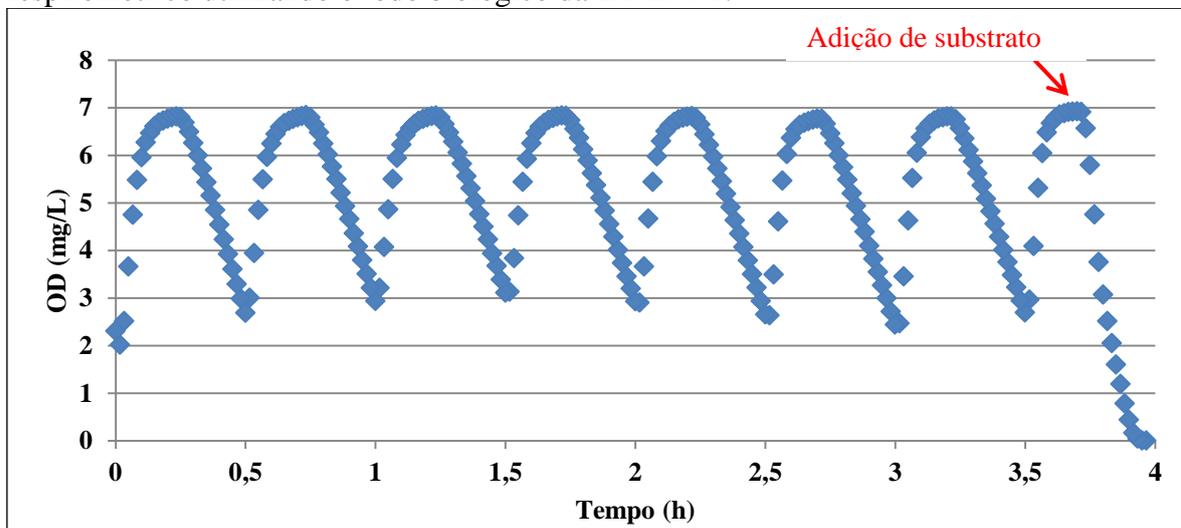
As concentrações de oxigênio dissolvido no meio líquido foram monitoradas ao longo das duas etapas. Durante a ETAPA 1, na ausência de lixiviado, as concentrações de OD atingiram valores superiores a 2,0 mg/L decorridos poucos minutos do início da batelada (em média 10 minutos), conforme pode ser visto no perfil típico de concentração de OD nesta etapa na Figura 21 (a). A única exceção foi a batelada monitorada no 30º dia de processo (Figura 21 (b)), onde as concentrações de OD só superaram 2,0 mg/L após 140 minutos de processo. É interessante ressaltar que a concentração de DQO afluente registrada nessa data foi superior a 1000 mg/L, o maior registrado ao longo de todo experimento. Durante a ETAPA 2, foi comum observar valores de concentração de OD próximos de 3,0 mg/L no início da fase aeróbia. Esse comportamento coincide com os baixos valores de DQO afluente medida (resultado que será mostrado no item 5.2.8). Na Figura 21 (c) observa-se um perfil típico das concentrações de OD durante a ETAPA 2. Esse comportamento denota a atividade metabólica dos microrganismos mediante as concentrações de material orgânico afluente. É provável que, embora tenha o lixiviado tenha causado certo impacto à biomassa do RBS, a atividade metabólica foi mantida, refletindo os valores de OD. Por outro lado, os elevados valores de OD na ETAPA 2 podem ser reflexo da menor concentração de biomassa (SSV) comparado ao experimento na ETAPA 1.



**Figura 21** – Perfis das concentrações de OD: (a) típico da ETAPA 1; (b) ETAPA 1 com alta carga; (c) típico da ETAPA 2

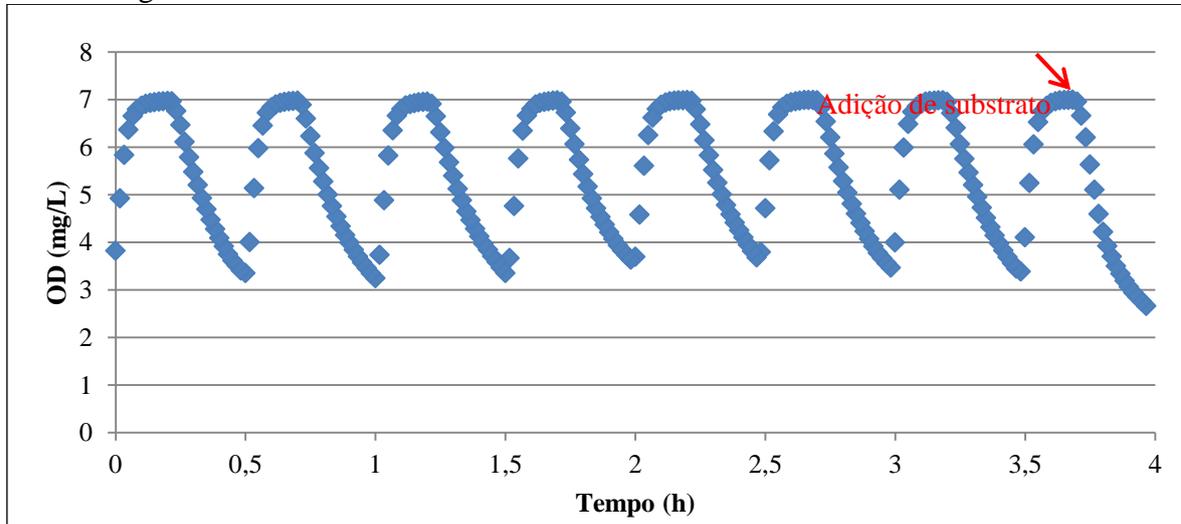
### 5.2.7 Respirometria

A Figura 22 mostra as concentrações de oxigênio dissolvido durante o ensaio respirométrico utilizando o lodo biológico da ETAPA 1.



**Figura 22** – Concentrações de OD durante o ensaio respirométrico da ETAPA 1

Observa-se que após a adição do substrato a concentração de OD chegou a zero, indicando intensa atividade metabólica dos microrganismos. Na Figura 23 são apresentados os valores de concentração de oxigênio dissolvido ao longo do ensaio respirométrico com o lodo biológico da ETAPA 2.

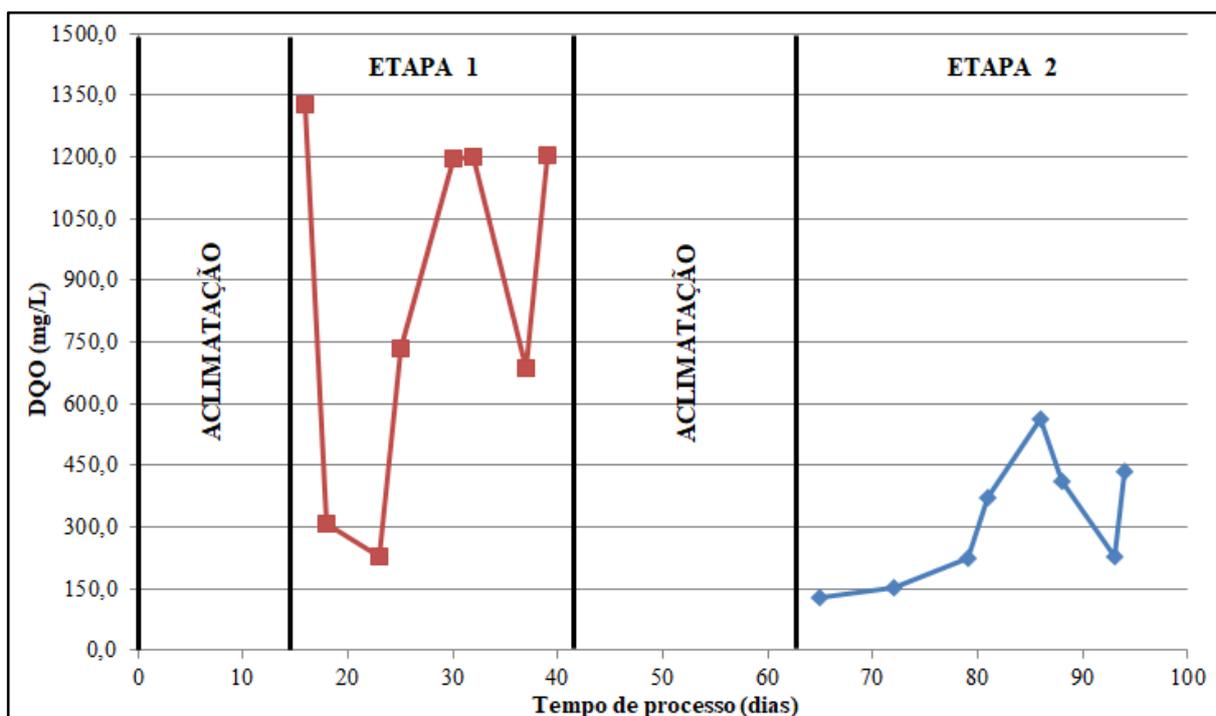


**Figura 23** – Concentrações de OD durante o ensaio respirométrico da ETAPA 2

Após a adição de substrato, o menor valor de concentração de OD registrado foi de 2,7 mg/L, denotando atividade metabólica menos pronunciada. Utilizando a Equação 6 no intervalo compreendido entre a adição do substrato e o fim do ensaio, obteve-se o valor de taxa de consumo de oxigênio de 34,9 mg O<sub>2</sub>/L.h na ETAPA 1 e 27,4 mg O<sub>2</sub>/L.h na ETAPA 2. Em geral, nos processos de lodos ativados, a taxa de consumo de oxigênio assume valores entre 30 e 100 mg O<sub>2</sub>/L.h, sendo o primeiro valor considerado uma taxa baixa e o segundo, uma taxa alta (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Os resultados indicam que o percentual de lixiviado aplicado provocou efeito tóxico à biomassa afetando sua atividade metabólica uma vez que a taxa de consumo de oxigênio foi um pouco menor que a reportada na literatura.

### 5.2.8 Remoção da matéria orgânica

Os valores de DQO afluente observados na primeira etapa foram muito distintos dos valores obtidos na segunda etapa, como pode ser observado na Figura 24. Enquanto na ETAPA 1 o valor médio de DQO do esgoto bruto foi de 860 mg/L, na ETAPA 2 a mistura de esgoto com 0,5% de lixiviado correspondeu a um valor médio de 314 mg/L. Este mesmo resultado foi observado em relação a matéria orgânica em termos de COD. O COD afluente na ETAPA 1 foi de 102 mg/L e na ETAPA 2 de 87 mg/L.

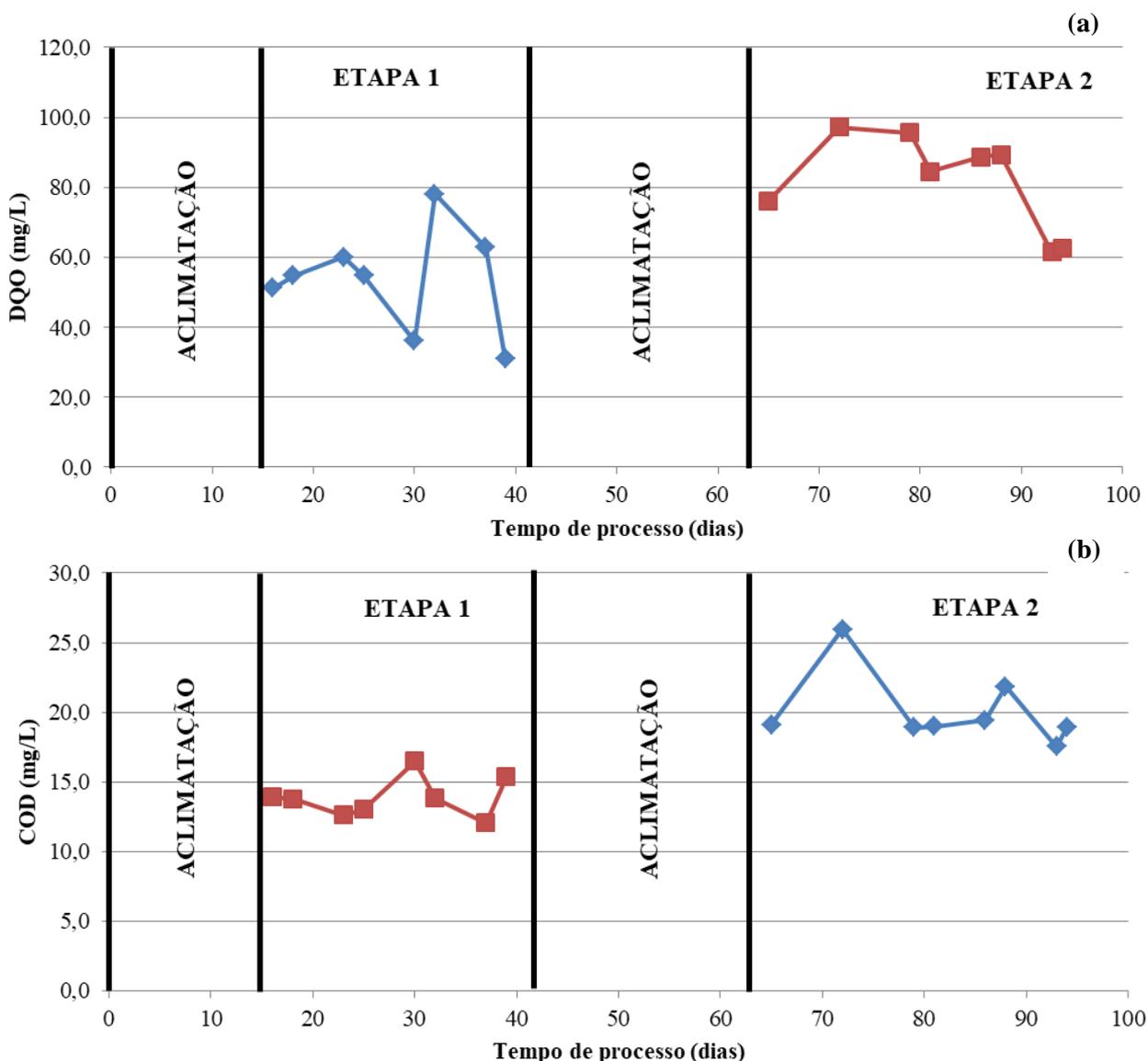


**Figura 24** – Concentrações de DQO afluente ao longo do tempo de processo nas duas etapas

Isso se deve aos ajustes operacionais adotados na ETE-Fiocruz no período em que a ETAPA 2 foi realizada. Esses ajustes incluíam interrupções da entrada de esgoto na elevatória para a instalação de novas bombas, o que provocou um acúmulo de esgoto bruto na elevatória reduzindo sua carga por degradação no armazenamento. Isto justifica a redução na carga do esgoto que alimentou o reator na ETAPA 2.

Durante a ETAPA 1, foram alcançadas elevadas eficiências de remoção de DQO e COD, sendo o valor médio de 90% e de 83%, respectivamente. Já na ETAPA 2, o percentual médio de remoção de DQO foi de 67% e de COD foi de 72%.

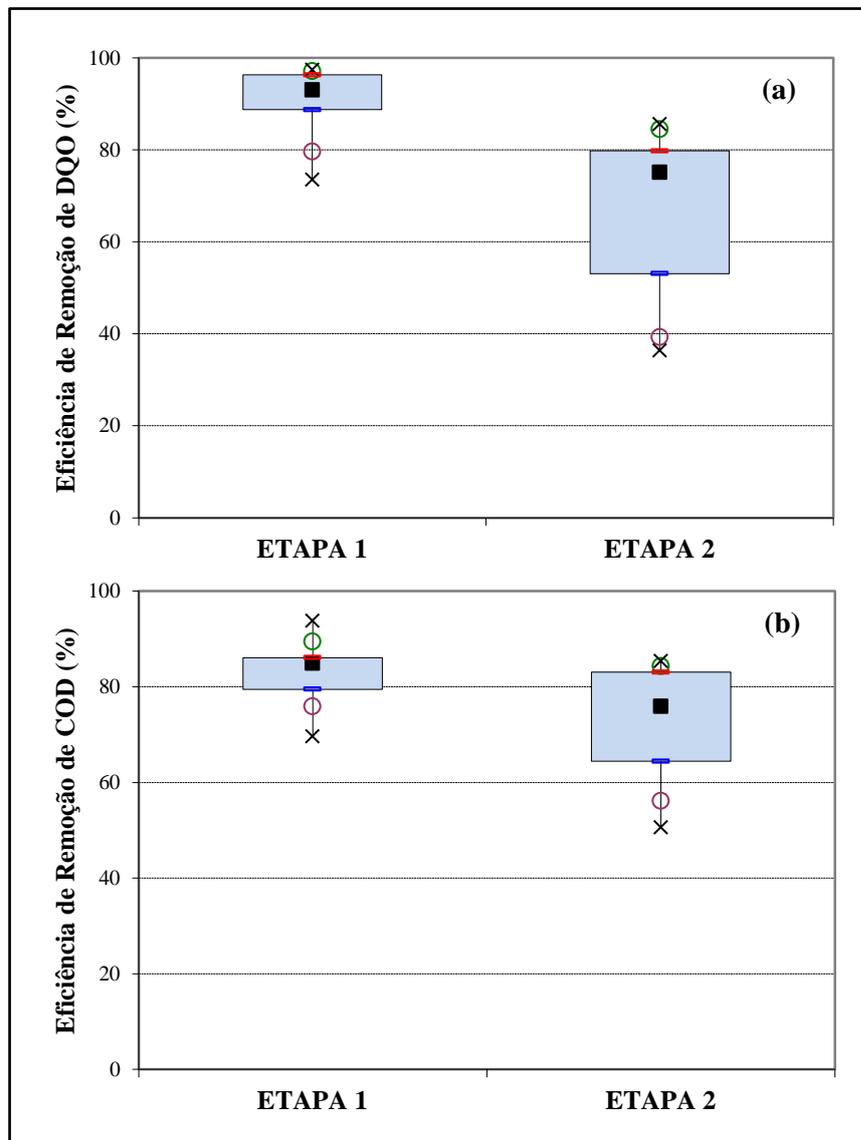
Apesar desse decréscimo de eficiência observado na segunda etapa, ao longo de todo experimento o processo foi capaz de reduzir as concentrações de DQO a valores inferiores a 100 mg/L, como pode ser visto na Figura 25 (a). Já em relação a COD, os valores do efluente tratado em ambas as etapas foram inferiores a 30 mg/L (Figura 25 (b)).



**Figura 25** – Concentrações de matéria orgânica no efluente tratado ao longo do tempo de processo nas duas etapas: (a) DQO; (b) COD

O estudo do PROSAB (GOMES, 2009) realizado com RBS operando com uma alimentação proveniente da ETE – Icaraí, que consistia na mistura de esgoto doméstico e lixiviado, com a proporção de lixiviado na mistura na faixa de 0,5 a 1,0% relatou uma eficiência de remoção de DQO de 86%. Além disso, esses efluentes tratados tinham valores médios de DQO de 54 mg/L. Logo, os valores de eficiência de remoção de DQO obtidos neste trabalho foram abaixo do encontrado por Gomes (2009), além da concentração dos efluentes tratados estarem acima do relatado por este autor. Mannarino et al. (2013) realizaram experimentos em escala piloto utilizando uma alimentação com a mesma procedência do estudo do PROSAB. Foi empregado o processo de lodos ativados em regime de aeração prolongada para tratar lixiviado juntamente com esgoto doméstico. Os autores relataram eficiências de DQO de até 79%, que foram mais próximos dos resultados do presente trabalho. Nas Figuras 26 (a) e (b) é possível observar maior dispersão dos resultados de eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO e COD) encontrados na segunda etapa. Esta característica pode estar associada à menor afinidade entre os microrganismos e o material a ser degradado, pois além da adição de lixiviado, houve alteração da concentração de matéria orgânica presente no esgoto utilizado nesta etapa. Mesmo com o tempo de

aclimatação empregado quando o lixiviado entrou no sistema, a biomassa do reator foi impactada.

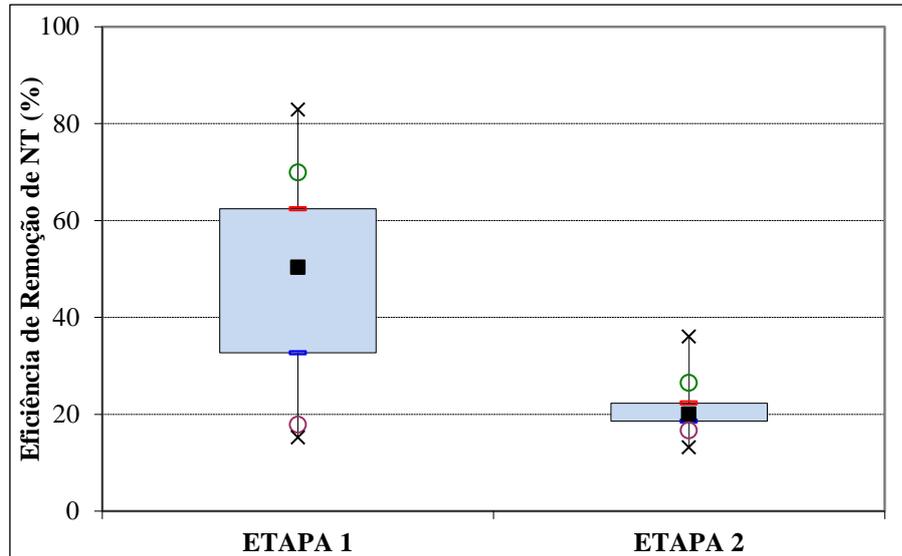


**Figura 26** – Representação gráfica (*boxplot*) das eficiências de remoção de DQO (a) e COD (b) ao longo das duas etapas

O teste de Mann-Whitney mostra que os valores das eficiências de remoção de DQO observados nas duas etapas foram significativamente diferentes ( $p = 0,0074$ ) e a análise de variância indica que as eficiências de remoção de COD obtidas nas duas etapas foram semelhantes.

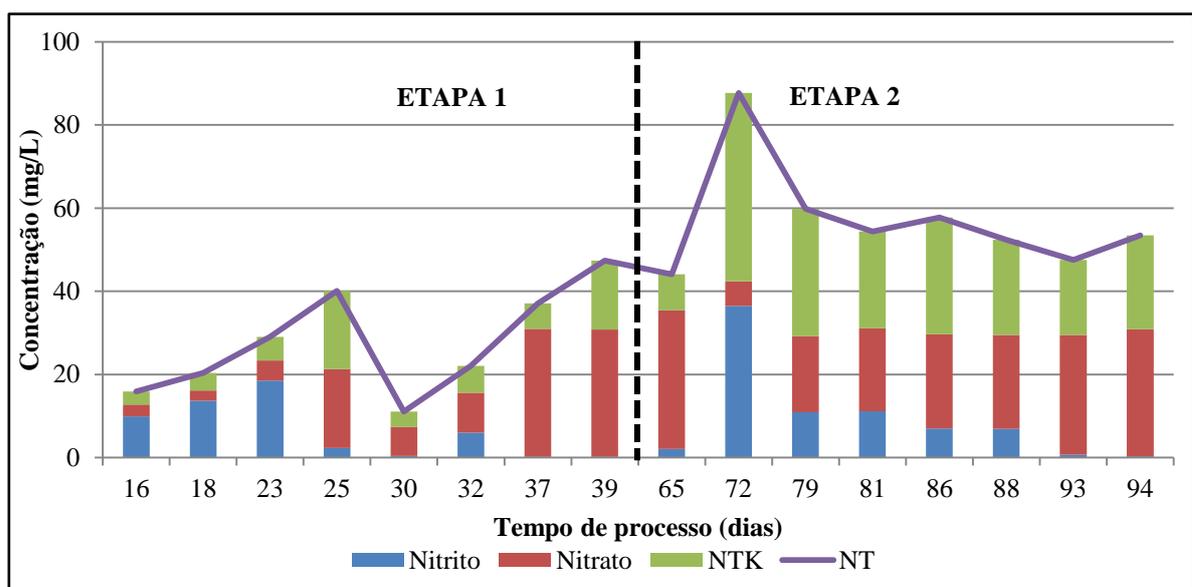
### 5.2.9 Remoção de Nitrogênio Total (NT) e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Na Figura 27 é possível observar que a eficiência de remoção de nitrogênio total foi sensivelmente impactada pelas condições da ETAPA 2. O valor médio de eficiência de remoção durante a ETAPA 1 foi de 48%, no entanto, ao longo da ETAPA 2 foi de apenas 22%. O teste de Mann-Whitney reforça que os resultados de eficiência são significativamente diferentes ( $p = 0,0313$ ).



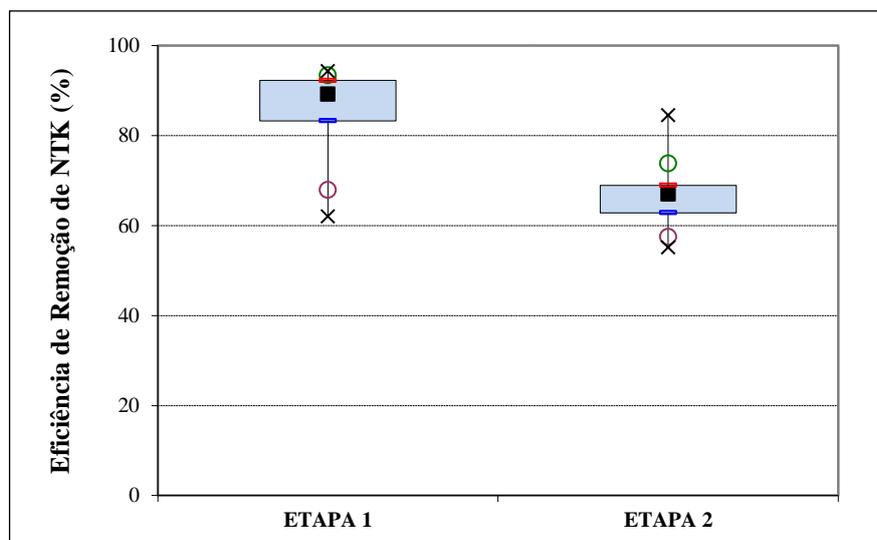
**Figura 27** – Representação gráfica (*boxplot*) da eficiência de remoção de NT ao longo das duas etapas

Observando a Figura 28 que apresenta as concentrações de nitrito, nitrato, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio total nos efluentes tratados das etapas 1 e 2, respectivamente, nota-se que as formas nitrogenadas oxidadas estão em concentrações elevadas, representando a quase totalidade do nitrogênio presente no efluente final.



**Figura 28** – Concentrações de nitrito, nitrato, NTK e NT efluentes ao longo do tempo de processo

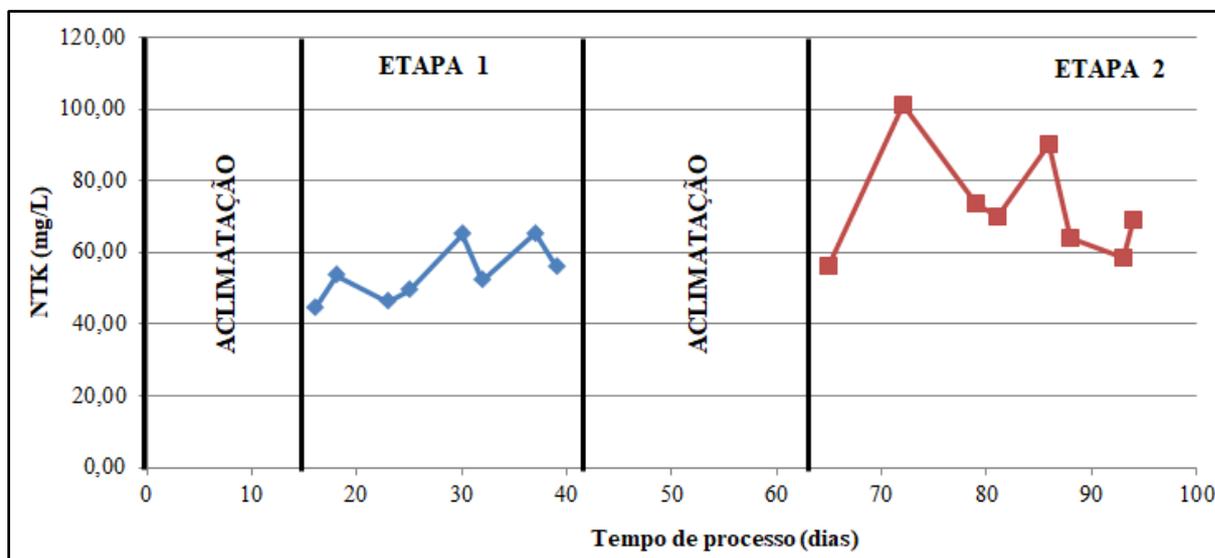
Sendo assim, é possível que o processo de conversão de nitrogênio que se mostrou menos eficiente foi a desnitrificação, responsável por converter o nitrato em  $N_2$ . O fator mais evidente para esse resultado é a concentração de oxigênio dissolvido que foi muito superior à concentração recomendada para a desnitrificação (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). A metodologia empregada nesse trabalho previa o estabelecimento de condições anóxicas no reator em intervalos regulares de 15 minutos. Para tal, o difusor de bolha fina permaneceria desligado enquanto apenas o difusor de bolha grossa seria acionado, promovendo somente a mistura. No entanto, em virtude das elevadas vazões de ar empregadas, a ação do difusor de bolha grossa foi suficiente para aerar o sistema, mantendo as concentrações de oxigênio dissolvido muito elevadas. Desse modo, a atividade metabólica predominante foi a nitrificação. Na Figura 29 são apresentados os valores de eficiência de oxidação de NTK nas duas etapas.



**Figura 29** – Representação gráfica (*boxplot*) da eficiência de remoção de NTK

A média de eficiência de remoção de NTK na ETAPA 1 foi de 85%, porém durante a ETAPA 2 o valor médio caiu para 67%. Esse valor é um pouco inferior ao reportado por FRANCO (2009), que obteve eficiências de remoção de 82% e 91% ao avaliar o cotratamento utilizando 0,5 a 1,0% e 2,0 a 2,5% de lixiviado respectivamente. Estes resultados mostraram que apesar do lixiviado ter causado sensível impacto à biomassa provocando alterações a determinados parâmetros operacionais (SSV, IVL, principalmente), a taxa de nitrificação permaneceu. Considerando que a concentração de DQO na ETAPA 2 foi mais reduzida, é provável que os microrganismos nitrificantes, que possuem reduzida taxa de crescimento, possam ter ocorrido e não serem afetados pelo lixiviado. Como esses organismos são autotróficos quimiolitotróficos aeróbios, a baixa carga pode ter favorecido o seu estabelecimento.

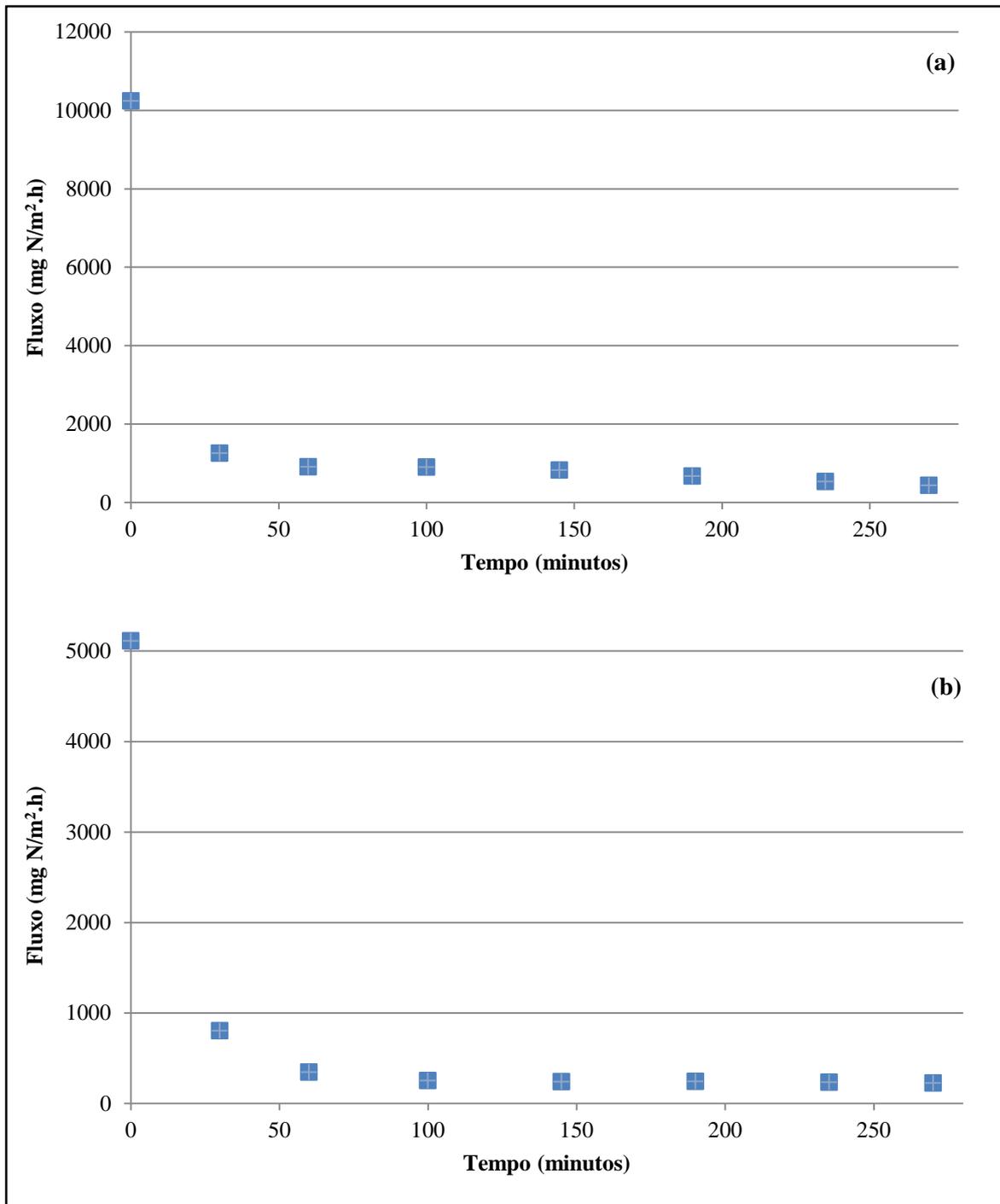
Destaca-se ainda que as concentrações de NTK afluentes na ETAPA 2 (média de 73 mg/L) foram maiores que as da ETAPA 1 (média de 54 mg/L) como pode ser visto na Figura 30. O teste de Mann-Whitney demonstra que há diferença significativa entre as eficiências obtidas nas duas etapas ( $p = 0,0101$ ).



**Figura 30** - Concentrações de NTK afluente ao longo das duas etapas

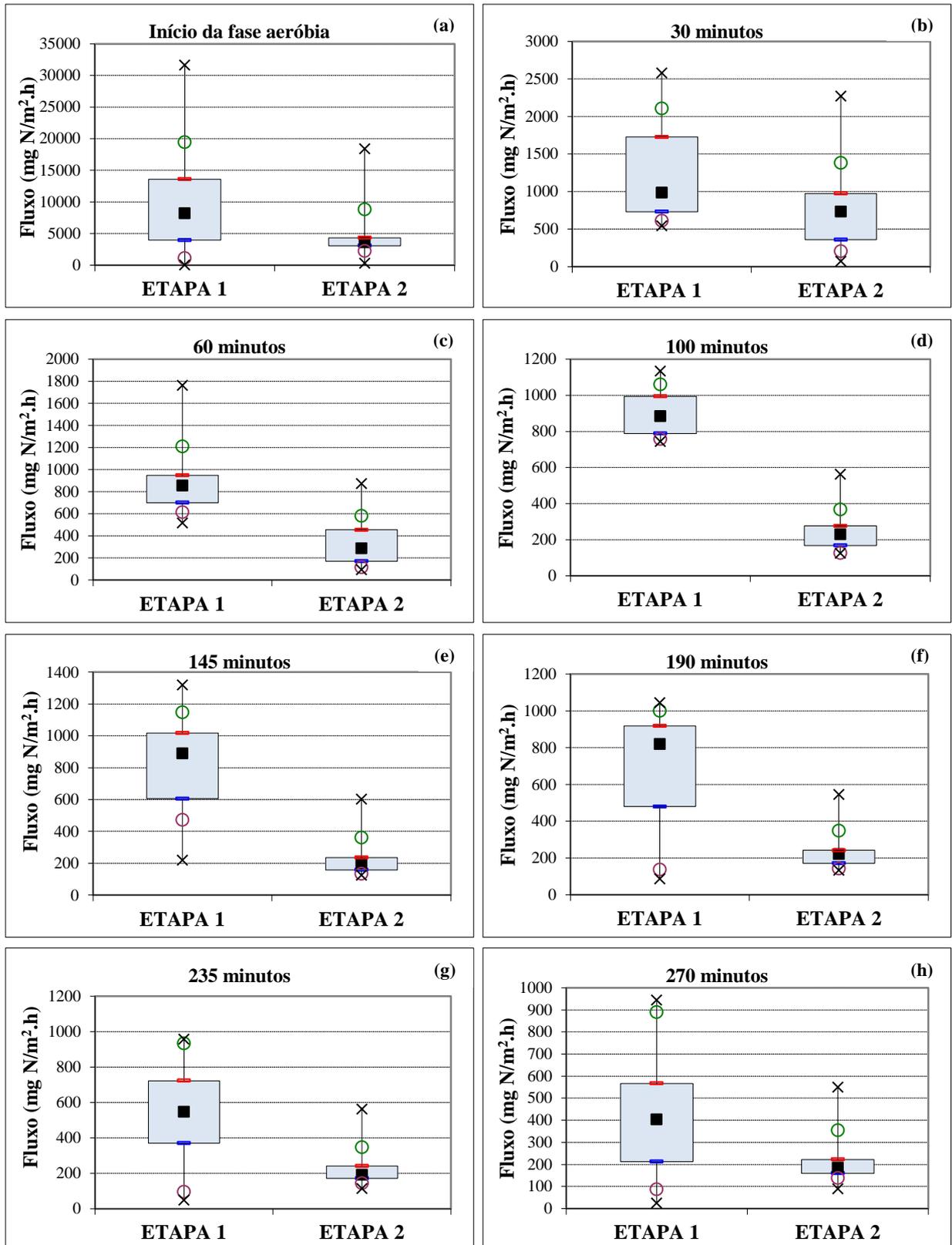
### 5.2.10 Emissões de Óxido Nitroso

O fluxo médio de óxido nitroso na ETAPA 1 iniciou com 10239 mg N/m<sup>2</sup>.h (tempo 0), atingindo valores de 1258, 909, 903, 823, 674 e 531 mg N/m<sup>2</sup>.h com 30, 60, 100, 145, 190 e 235 minutos, respectivamente e terminando com 433 (tempo = 270 minutos) como mostra a Figura 31 (a). Já na ETAPA 2 o fluxo médio de óxido nitroso iniciou com 5110 mg N/m<sup>2</sup>.h (tempo 0), atingindo valores de 803, 345, 252, 240, 243 e 235 mg N/m<sup>2</sup>.h com 30, 60, 100, 145, 190 e 235 minutos, respectivamente e terminando com 225 (tempo = 270 minutos) como ilustrado na Figura 31 (b). Nas duas etapas foi observado um pico de emissão no início do processo e após 60 minutos a emissão ficou estabilizada apresentando pouca variação. No entanto, a queda na ETAPA 2 foi mais acentuada do que na ETAPA 1. Este resultado mostra que nos primeiros instantes já havia óxido nitroso no reator e que o fenômeno de transferência do óxido nitroso do meio líquido para a atmosfera foi impulsionado pela elevada vazão de ar empregada. Já os valores intermediários observados ao longo do processo refletem a geração desse gás em virtude da conversão do material nitrogenado afluente pela nitrificação.



**Figura 31** – Fluxo médio de óxido nitroso: (a) ETAPA 1; (b) ETAPA 2

A Figura 32 a-h mostra a magnitude das emissões de óxido nitroso nas etapas 1 e 2.

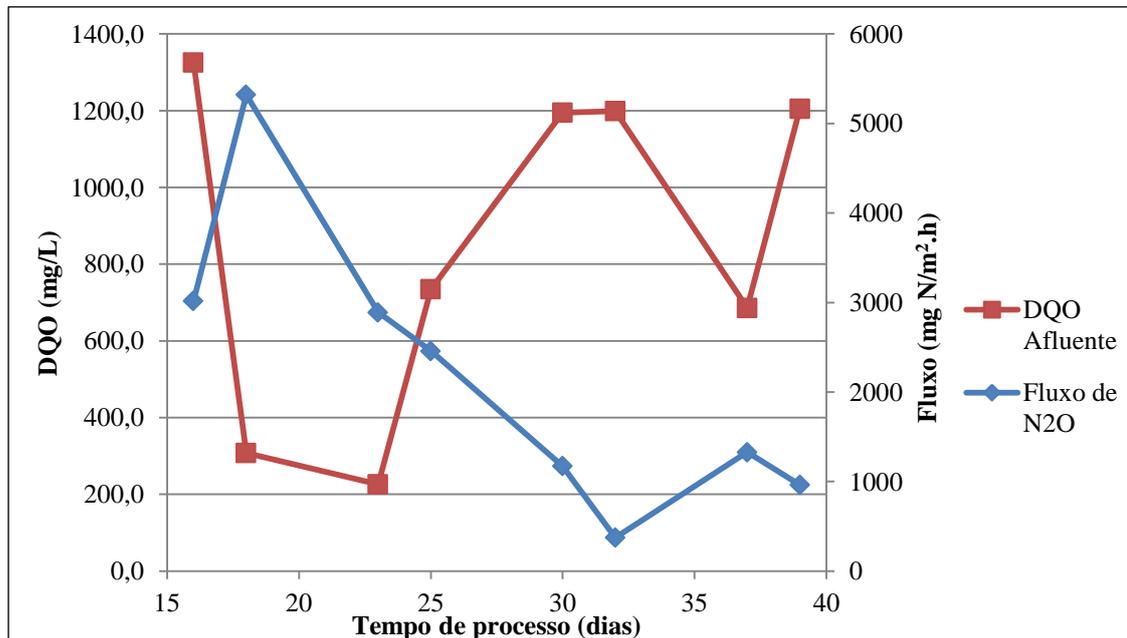


**Figura 32** – Representação gráfica (*boxplot*) dos fluxos médios de óxido nítrico nas duas etapas em diferentes momentos da fase aeróbia: (a) início da fase (0 minutos); (b) 30 minutos; (c) 60 minutos; (d) 100 minutos; (e) 145 minutos; (f) 190 minutos; (g) 235 minutos; (h) 270 minutos.

Em todas as amostragens realizadas, os fluxos de emissão de óxido nitroso da ETAPA 1 se mostraram numericamente maiores que os da ETAPA 2. No entanto, o teste de Mann-Whitney mostra que essas emissões nas duas etapas foram semelhantes no início e no fim da fase aeróbia (até 30 minutos iniciais e após 190 minutos). Já as emissões observadas no intervalo de 60 a 145 minutos apresentam diferenças significativas entre as etapas. Essas diferenças observadas entre as duas etapas podem estar associadas à atividade de nitrificação aparentemente maior na ETAPA 2.

Observa-se que em todos os intervalos analisados há maior dispersão dos resultados na ETAPA 1. Uma explicação para esse comportamento pode estar relacionada às variações das concentrações de DQO afluente, ora comprometendo o OD com a oxidação de matéria orgânica carbonácea (DQO afluente elevada), ora permitindo a ocorrência mais efetiva de nitrificação (DQO afluente baixa).

Em relação à ETAPA 1, onde foram medidas as maiores emissões, foi possível estabelecer um paralelo entre o presente trabalho e os estudos realizados por Ribeiro et al. (2013). Esses autores monitoraram as emissões de  $N_2O$  em uma ETE que operava com processo de lodos ativados convencional e tanque de aeração dividido em diferentes zonas. As zonas do tanque de aeração que apresentaram as maiores emissões foram as que estavam distantes do local da entrada de esgoto bruto, ou seja as que receberam as concentrações de DQO mais baixas. Esse cenário se assemelha aos dias de processo do presente estudo em que a concentração de DQO afluente foi baixa. O comportamento oposto também é verdadeiro, nas zonas mais próximas da entrada de esgoto foram observados menores fluxos de óxido nitroso, como o que ocorreu nos dias de processo em que a concentração de DQO afluente foi alta. Na Figura 33 é possível observar o impacto da concentração de DQO afluente sobre o fluxo de emissão de  $N_2O$ .



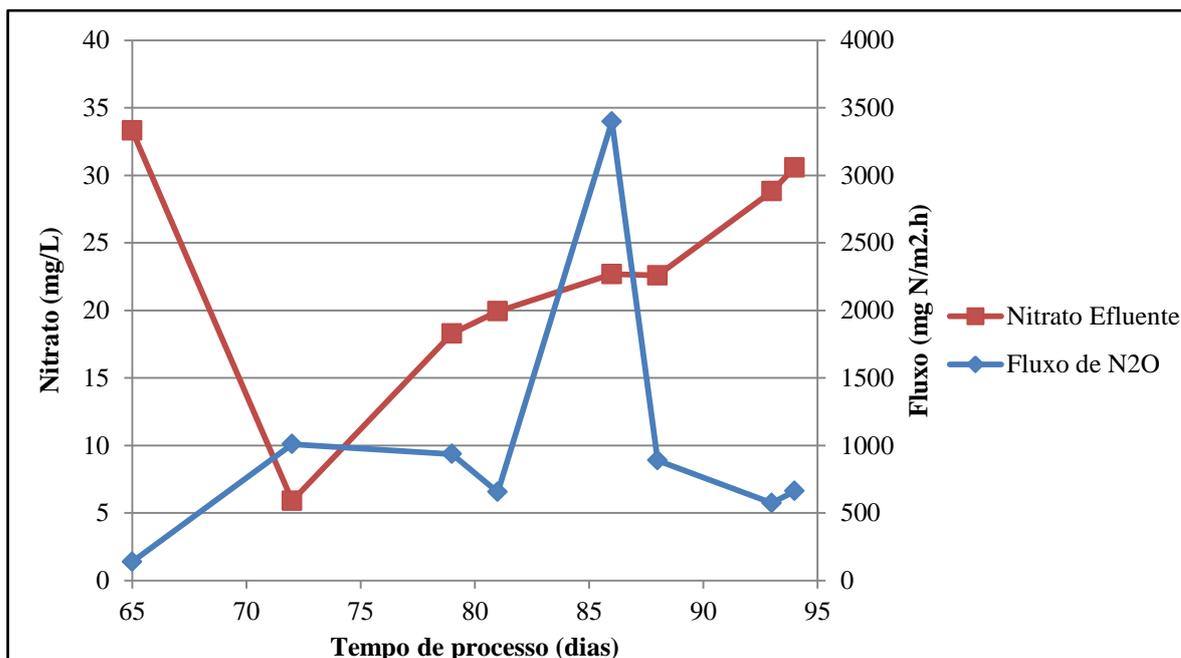
**Figura 33** – Comparação entre as concentrações de DQO afluente e os fluxos médios de emissão ao longo da ETAPA 1

Burgess et al. (2002) afirmam que alterações na carga, principalmente quando relacionadas ao aporte de nitrogênio amoniacal, podem resultar em aumento das emissões de  $N_2O$ . Ribeiro et al. (2017) monitoraram as emissões de óxido nitroso provenientes de uma ETE que recebia de forma intermitente lixiviado de aterro na proporção de 1%. Os autores observaram valores significativamente maiores de fluxo de  $N_2O$  durante os períodos em que a

estação recebia o lixiviado, quando comparados aos períodos em que o afluente era composto apenas de esgoto. Além disso, um fenômeno que é comumente relatado por diversos autores (BURGESS et al., 2002; KAMPSCHREUR et al., 2009; ABOOBAKAR et al., 2013; RIBEIRO et al., 2017) ao estudarem processos submetidos à choques de carga orgânica, como se espera observar com a adição de lixiviado de aterro sanitário, é a redução das concentrações de oxigênio dissolvido. A diminuição da concentração de oxigênio dissolvido presente no meio líquido tem como consequência o acúmulo de nitrito, que é um dos fatores associados a aumentos de emissão de óxido nitroso.

No presente trabalho, durante a ETAPA 2 (com a adição do lixiviado), não se observou diminuição das concentrações de OD e tampouco aumento nas emissões de óxido nitroso. Uma provável justificativa para esse comportamento seriam as menores concentrações de matéria orgânica afluente durante a ETAPA 2 que, mesmo com a aplicação do lixiviado, não foi suficiente para suplantar essa redução. Além disso, com a suspensão do descarte de lodo nesta etapa, o longo tempo de retenção de sólidos (idade do lodo) pode ter favorecido o estabelecimento de bactérias nitrificantes, fato que está associado a menores emissões de óxido nitroso (KAMPSCHREUR et al., 2009).

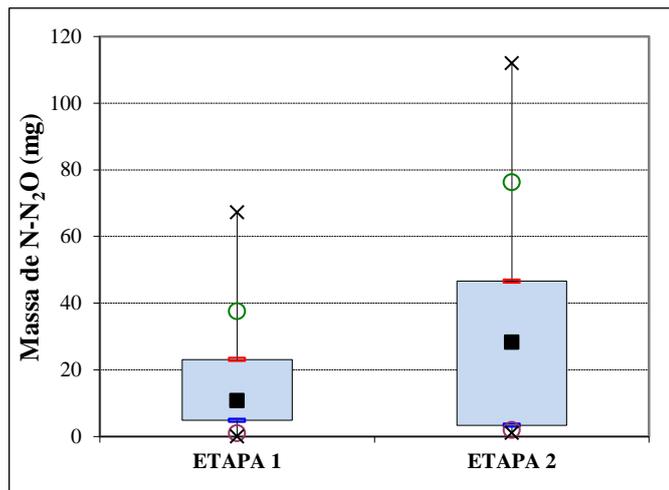
De fato, ao longo da ETAPA 2, a nitrificação que se mostrou um fator preponderante nas emissões de óxido nitroso. Como pode ser observado na Figura 34, o aumento dos valores de concentração de nitrato no efluente tratado coincide com diminuições do fluxo de óxido nitroso, à exceção do 86º dia de processo.



**Figura 34** – Comparação entre as concentrações de nitrato efluxante e os fluxos médios de emissão ao longo da ETAPA 2

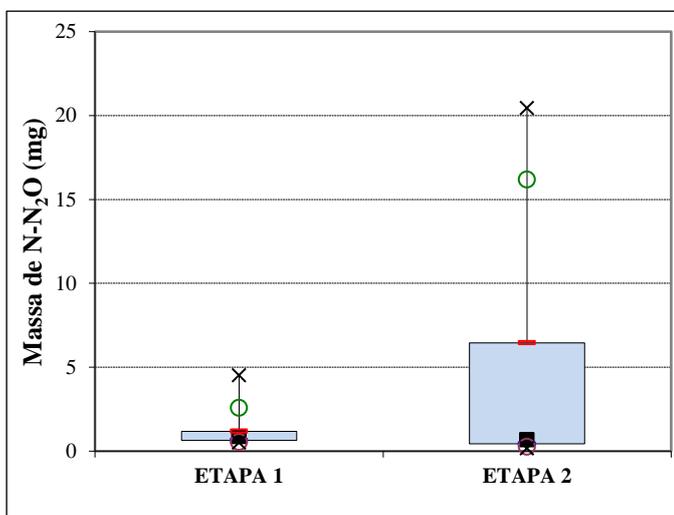
Alguns estudos reportam ainda que as emissões de N<sub>2</sub>O estão associadas às maiores taxas de oxidação do nitrogênio amoniacal (LAW et al., 2012; RIBEIRO, 2013), o que é corroborado pelas eficiências médias de remoção de NTK observadas nas etapas 1 e 2 discutidas no item 5.2.9.

Na Figura 35 estão apresentados os valores de massa de óxido nitroso contidos no meio líquido no início da fase aeróbia nas duas etapas.



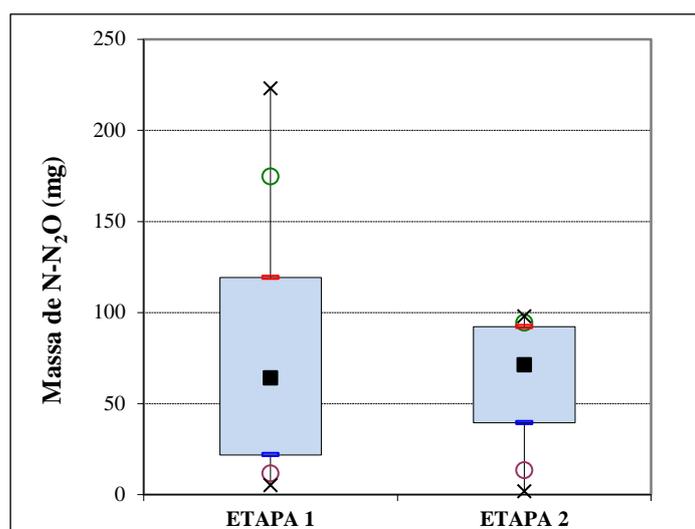
**Figura 35** – Representação gráfica (*boxplot*) da massa de N<sub>2</sub>O contida no meio líquido no início da fase aeróbia

Os valores médios de massa de N<sub>2</sub>O contidos no meio líquido nas etapas 1 e 2 foram de 18 mg e 35 mg, respectivamente. Os valores da ETAPA 2 se mostraram maiores e mais dispersos que os da ETAPA 1 em função das maiores concentrações de nitrogênio amoniacal afluyente nessa etapa. Ainda assim, o teste de Mann-Whitney indica que não há diferença significativa entre as massas nas duas etapas ( $p = 0,4948$ ). A Figura 36 ilustra os valores de massa de óxido nitroso contidos no meio líquido no fim da fase aeróbia nas duas etapas.



**Figura 36** – Representação gráfica (*boxplot*) da massa de N<sub>2</sub>O contida no meio líquido no fim da fase aeróbia

Os valores médios de massa de N<sub>2</sub>O contidos no licor misto no final do processo (efluente tratado com lodo) nas etapas 1 e 2 foram de 1,3 mg e 5,1 mg, respectivamente. Novamente observa-se que os valores da ETAPA 2 se mostraram maiores que os da ETAPA 1. Esse fato também pode estar associado com a maior carga nitrogenada afluyente. Igualmente ao observado no início da fase aeróbia, o teste de Mann-Whitney indica que não houve diferença significativa entre as massas nas duas etapas ( $p = 0,7132$ ). Na Figura 37 são apresentados os valores de massa total de óxido nitroso emitido durante a fase aeróbia nas duas etapas.



**Figura 37** – Representação gráfica (*boxplot*) da massa de N<sub>2</sub>O emitida em cada ciclo nas duas etapas

Nota-se maior dispersão dos dados na ETAPA 1, esse comportamento reforça a afirmação de que as emissões observadas durante essa etapa estão relacionadas com a variação da carga orgânica afluyente. O valor médio de massa de óxido nitroso emitida durante a ETAPA 1 foi de 82 mg N-N<sub>2</sub>O/ciclo enquanto que na ETAPA 2 foi de 61 mg N-N<sub>2</sub>O/ciclo, porém não há diferença significativa entre as massas nas duas etapas, segundo a análise de variância. Estes resultados são ligeiramente inferiores aos relatados por Daudt (2009) ao monitorar as emissões de óxido nitroso provenientes de um processo de lodos ativados com lodo granular observando valores médios de 90 mg N-N<sub>2</sub>O/ciclo. Vale destacar que no presente estudo foram utilizadas altas taxas de aeração assim com os experimentos de Daudt (2009), no entanto as emissões foram menores, muito provavelmente pelos demais fatores experimentais (DQO, SSV, entre outros).

Portanto, este estudo mostrou que a adição de 0,5% (v/v) de lixiviado ao esgoto sanitário em um RBS aeróbico não causou grandes impactos negativos ao processo, além de não ser um fator relevante na emissão de óxido nitroso.

As constatações obtidas com os resultados deste trabalho sugerem que em períodos de carga orgânica reduzida, como o que se observa em épocas de elevado índice pluviométrico ou nos momentos de baixa carga diária em uma Estação de Tratamento de Esgotos, a adição de lixiviado pode não comprometer a qualidade do efluente tratado além de promover sutis reduções nas emissões de óxido nitroso.

## 6 CONCLUSÕES

Este trabalho analisou a influência do lixiviado de aterro sanitário em um reator em batelada sequencial (RBS) em escala piloto. Na ausência de lixiviado, o RBS obteve eficiências satisfatórias de remoção de matéria orgânica (DQO e COD), bem como de NTK. No entanto, a eficiência de remoção de NT foi baixa, em virtude das condições operacionais (altas taxas de aeração) que tornaram o processo aeróbio.

Com a adição de lixiviado (0,5% v/v), a biomassa do reator foi impactada (redução de SSV e TCO) o que ocasionou uma redução nas eficiências de remoção de matéria orgânica e NTK. Por outro lado, as emissões de óxido nitroso foram menores do que as observadas no processo sem lixiviado, resultado que não corrobora o que é relatado pela literatura. Esse fenômeno pode ser atribuído às menores concentrações de matéria orgânica afluyente e à elevada idade do lodo que podem ter propiciado nitrificação completa e, conseqüentemente, menores fluxos de emissão. Sendo assim, a concentração de lixiviado utilizada no RBS, apesar de ter afetado sua eficiência, não comprometeu a qualidade do efluente tratado em relação aos parâmetros analisados neste trabalho. Os resultados indicam ainda que a adição de lixiviado de aterro sanitário pode ser uma estratégia interessante para promover reduções das emissões de óxido nitroso numa estação de tratamento de esgoto em períodos de carga orgânica reduzida.

Seria importante a realização de um monitoramento de óxido nitroso em ciclos sucessivos para observar a sua ocorrência durante a sedimentação (provavelmente por desnitrificação). Esta estratégia teria como intuito observar o impacto dos processos que ocorrem durante a sedimentação de um ciclo ao outro. Além disso, seria fundamental avaliar o impacto de dosagens mais elevadas de lixiviado de aterro sanitário a este tipo de processo (RBS) em relação às eficiências, a qualidade do efluente tratado e às emissões de óxido nitroso.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento**. NBR 8419, 1984.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Resíduos Sólidos - Classificação**. NBR 10004, 2004.
- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2016**. São Paulo: ABRELPE, 2017.
- ABOUBAKAR, A.; CARTMELL, E.; STEPHENSON, T.; JONES, M.; VALE, P.; DOTRO, G. Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant. **Water Research**, v. 47, p. 524-534, 2013.
- ALATON, I.A. Degradation of a commercial textile biocide with advanced oxidation processes and ozone, **Journal of Environmental Management**, v. 82, n. 2, p. 145-154, 2007.
- AL-REKABI, W. S.; QIANG, H.; QIANG, W. W. Review on sequencing batch reactors. **Pakistan Journal of Nutrition**, p 11-19, 2007.
- APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. New York: 22nd ed., 2012.
- BASSIN, J. P. **Remoção Biológica de Nutrientes em Sistemas Compactos e Estudo da Diversidade Microbiana por Técnicas de Biologia Molecular**. Tese de Doutorado em Engenharia Química. UFRJ/COPPE, 2012.
- BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 3. ed., Ed. Wiley-Liss, New York, 2005.
- BOCCHIGLIERI, M.M. **O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos**. Tese de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública. USP, 2010.
- BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 8 de outubro de 2017.
- BRASIL. Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol\\_lanceflue\\_30e31mar11.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf)>. Acesso em 8 de outubro de 2017.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.** Diário Oficial da União, Brasília, 8 de janeiro de 2007. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm)>. Acesso em 11 de setembro de 2017

BRASIL. Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.** Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm)>. Acesso em 12 de setembro de 2017.

BRASIL, ANA - Agência Nacional de Águas. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas.** Brasília, DF. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017.

Brasil, Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos.** Brasília, DF. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2016.

BRENNAN, R.B.; CLIFFORD, E.; DEVROEDT, C.; MORRISON, L.; HEALY, M.G. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 64-72, 2017

BROTTO, A.C.; DE MELLO, W.Z.; KLIGERMAN, D.C.; PICCOLI, A.S. Nitrous oxide emissions from activated sludge wastewater treatment plant with prolonged aeration process. **Química Nova**, v. 33, p. 618-623, 2010.

BURGESS, J.E.; COLLIVER, B.B.; STUETZ, R.M.; STEPHENSON, T. Dinitrogen oxide production by a mixed culture of nitrifying bacteria during ammonia shock loading and aeration failure. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 29, n. 6, p. 309-313, 2002.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.) et al. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

ÇEÇEN, F.; ÇAKIROGLU, D. Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. **Biotechnology Letters**, v. 23, p. 821-826, 2001.

CHAUDHARI, L.B.; MURTHY, Z.V.P. Treatment of landfill leachates by nanofiltration. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 5, p. 1209-1217, 2010.

CHEIBUB, A.F.; CAMPOS, J.C.; FONSECA, F.V. Removal of COD from a stabilized landfill leachate by physicochemical and advanced oxidative process. **Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 49, n. 14, p. 1718-1726, 2014.

CZEPIEL, P.; CRILL, P.; HARRISS, R. Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment. **Environmental Science & Technology**, v. 29, p. 2352-2356, 1995.

COSTA, F.M.; CAMPOS, J.C.; FONSECA, F.V.; BILA, D.M. Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Foto-Fenton Solar. **Revista Ambiente & Água**, v.10, n.1, 2015.

DAUDT, G.C. **Desempenho e emissões de óxido nitroso de reator em bateladas sequenciais com grânulos aeróbios para tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental UFSC, 2015.

DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; DEL BORGHI, M. Combined Treatment of Leachate from Sanitary Landfill. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**, v. 17, n. 4, p. 277-283, 2003.

DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G.L.; BASSIN, J.P. **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

DIAS, A.C. **Lodos Ativados com Adição de Carvão Ativado no Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental UFRRJ, 2017.

ECKENFELDER, W.W. **Industrial Water Pollution Control**. Singapore: McGraw Hill, 1989.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre -sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v.22, p.269-282, 2002.

EHRIG, H.J. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. **Waste Management & Research**, v. 1, p. 53-68, 1983.

FERNANDES, J.G.S; VAN HAANDEL, A.; CAVALCANTI, P.F.F.; COURA, L.R. Utilização da respirometria no controle operacional de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias - a experiência da Cetrel. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.6, n.3 e n.4, p.131-137, 2001.

FERREIRA, J.A; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T.C.A.; CAMPOS, J.C.; LIMA, P.Z.M. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2001.

FIGUEROA, L.A.; SILVERSTEIN, J. The effect of particulate organic matter on biofilm nitrification. **Water Environment Research**, v. 64, p. 728-733, 1992.

FRANÇA, F.O.M. **Avaliação de atividade estrogênica e toxicidade de lixiviados de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação do Programa de Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

FRANCO, R.S.O. **Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto**. Dissertação de Mestrado. Programa

de Pós-graduação do Programa de Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

GOMES, P.C.R. **Remoção de Nutrientes em Reatores Sequenciais de Batelada (RSB)**. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. UnB, 1997.

GOMES, L.P. (coord) et al. **Resíduos Sólidos. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. PROSAB 5. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GRISEY, E.; BELLE, E.; DAT, J.; MUDRY, J.; ALEYA, L. Survival of pathogenic and indicator organisms in groundwater and landfill leachate through coupling bacterial enumeration with tracer tests. **Desalination**, v.261, p. 162–168, 2010.

GUIMARÃES, G.P.; DE MELLO, W.Z. Fluxos de óxido nitroso na interface ar-mar na Baía de Guanabara. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1613-1620, 2008.

GUO, J.-S.; ABBAS A.A.; CHEN, Y.P.; LIU, Z.P.; FANG, F.; CHEN, P. Treatment of landfill leachate using a combined stripping, fenton, SBR, and coagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, p. 699-705, 2010.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

HASEBORG, E.; ZAMORA, T.M.; FRÖHLICH, J.; FRIMEL, F.H. Nitrifying microorganisms in fixed-bed biofilm reactors fed with different nitrite and ammonia concentrations. **Bioresource Technology**, New York, 101, 1701-1706, 2010.

HÖLLER, S.; TROSCHE, W. Treatment of urban wastewater in a membrane bioreactor at high organic loading rates. **Journal of Biotechnology**, 2001.

IBGE, 2017- **Contas Nacionais Trimestrais** - Indicadores de Volume e Valores Correntes Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 02 de outubro de 2017.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change; **Climate Change 2007: The Physical Science Basis - Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, Cambridge, 2007.

IPCC. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KAMPSCHREUR, M.J.; TEMMINK, H.; KLEEREBEZEM, R.; JETTEN, M.S.M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. **Water Research**, v. 43, p. 4093-4103, 2009.

KIELING, D.D. **Estudo da remoção biológica de nitrogênio a partir de lodo nitrificante cultivado em meio autotrófico sob condições anóxicas.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Química. CT/UFSC, Florianópolis, 2004.

KJELDSEN, 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, n. 4, p. 297-336, 2002.

KOOPS, H; POMMERENING-RÖSER, A. Distribution and icophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species. **FEMS Microbiology Ecology**, n.37, p. 1-9, 2001.

LAW, Y.; YE, L.; PAN, Y.; YUAN, Z. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 367, p. 1265-1277, 2012.

LI, X.Z.; ZHAO, Q.L.; HAO, X.D. Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. **Waste Management**, v. 19, p. 409–415, 1999.

LIMA, L.S.M.S. **Quantificação e remoção de substâncias húmicas em lixiviados provenientes de aterros de resíduos sólidos urbanos.** Tese de Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. EQ/UFRJ, Rio de Janeiro, 2017.

MANNARINO, C.F. **Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Esgoto Doméstico Utilizando Indicadores Físico-Químicos e Biológicos.** Tese de Doutorado em Saúde Pública e Meio Ambiente. ENSP/FIOCRUZ, 2010.

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; MOREIRA, J.C.; Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cadernos de Saúde Coletiva**, v.19, n.1, p.11-19, 2011.

MANNARINO, C.F.; MOREIRA, J.C.; FERREIRA, J.A.; ARIAS, A.R.L. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. **Ciência e saúde coletiva**, v. 18, n. 11, 2013.

McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J. **Solid waste landfill engineering and design.** New Jersey: Prentice Hall, 1995.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos.** 5ª edição. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. Bookman, 2016.

MONTEIRO, J.P.H.; MANSUR, G.L. **Manual de gestión integrada de residuos sólidos municipales em ciudades de América Latina y el Caribe.** IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal, Rio de Janeiro, 2006.

NASCENTES, A.L. **Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico.** Tese de Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. EQ/UFRJ, 2013.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION - NOAA. Disponível em: <<http://www.esrl.noaa.gov/gmd/hats/combined/N2O.html>>. Acesso em: 6 de janeiro de 2018.

OLIVEIRA, A.C.DEL G. **Bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas na remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário em reator de leito móvel**. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento. CTU/UEL, 2012.

PINTO, M.S. **A coleta e disposição do lixo no Brasil**. Rio de Janeiro: FGV, 1979.

RAMALHO, R.S. **Introduction to Wastewater Treatment Processes**. 2.a ed., New York, Academic Press, 1977.

RAVISHANKARA, A.R.; DANIEL, J.S.; PORTMAN, R.W. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): the dominant ozone depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, v. 326, p. 123-125, 2009.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n.3, p. 468-493, 2008.

RIBEIRO, R.P. **Emissões de Óxido Nitroso do Tanque de Aeração de uma Estação de Tratamento de Esgotos com Sistema de Lodos Ativado Convencional**. Dissertação de Mestrado em Geociências. UFF, 2013

RIBEIRO, R.P.; de MELLO, W.Z.; ALVIM, R.B.; ANDRADE, S.A.; BROTTTO, A.C.; KLIGERMAN, D.C.; OLIVEIRA, J.L.M.; de ALMEIDA, P.A. Emissões de óxido nitroso do tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgotos com sistemas de lodos ativado convencional. **Química Nova**, v. 36, n. 7, p. 998-1003, 2013.

RIBEIRO, R.P.; ALVIM, R.B.; ANDRADE, S.A.; KLIGERMAN, D.C.; de ALMEIDA, P.A.; OLIVEIRA, J.L.M.; de MELLO, W.Z. Controlling factors of nitrous oxide emissions from a conventional activated sludge wastewater plant. **ENGEVISTA**, v. 17, n. 3, p. 375-384, 2015.

RIBEIRO, R.P.; BUENO, R.F. ; PIVELI, R.P. ; KLIGERMAN, D.C. ; MELLO, W.Z.; OLIVEIRA, J.L.M. The response of nitrous oxide emissions to different operating conditions in activated sludge wastewater treatment plants in Southeastern Brazil. **Water Science and Technology**, v. 76, p. 2337-2349, 2017.

SAN, I.; ONAY, T.T. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 87, p. 259-271, 2001.

SEEG/economic activity. Disponível em: <[http://plataforma.seeg.eco.br/economic\\_activity](http://plataforma.seeg.eco.br/economic_activity)> Acesso em: 5 de janeiro de 2018.

SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G.L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate, **Chemosphere** v.55, p. 207-214, 2004.

SPONZA, D. T.; AĞDAĞ, O. N. Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2157-2165, 2004.

SYAKILA, A.; KROEZE, C. The global nitrous oxide budget revisited. **Greenhouse Gas Measurement and Management**, v. 1, p. 17-26, 2011.

STROKAL, M.; KROEZE, C. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions from human waste in 1970–2050. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 9-10, p. 108-121, 2014.

TANGERINO, E.P.; DI BERNARDO, L. Remoção de substâncias húmicas por meio da oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio e FiME. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.4, p. 290-298, 2005.

TATSI, A.A.; ZOUBOULIS, A.I.; MATIS, K.A.; SAMARAS, P. Coagulation-flocculation pre-treatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere**, v.53, p.737-744, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. New York: McGraw-Hill, 2002.

TEIXEIRA, C.P. de A.B.; JARDIM, W. de F., **Processos Oxidativos Avançados: conceitos teóricos. Caderno temático**, v. 3. Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Instituto de Química – IQ, Laboratório de Química Ambiental – LQA. Campinas, 2004.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação**. UFPB. Campina Grande, Brasil, 1999.

VAN HAANDEL, A.C.; VAN DER LUBBE, J.G.M. **Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems**. 2. ed. London: IWA Publishing, 2012.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; JETTEN, M.S.M. Microbiological conversions in nitrogen removal. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 1, p. 1-7, 1998.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v.4 - Lodos Ativados, DESA, UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 2002.

WEF- **Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants**, Manual of Practice, MOP-11, 2008.

WRAGE, N.; VELTHOF, G.L.; VAN BEUSICHEM, M.L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, p. 1723-1732, 2001.

YE, R.W.; THOMAS, S.M. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. **Current Opinion in Microbiology**, v. 4, n. 3, p. 307-12, 2001.

## **ANEXOS**

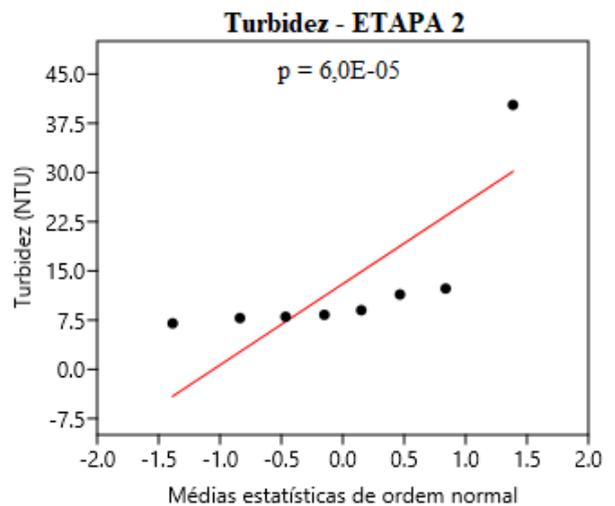
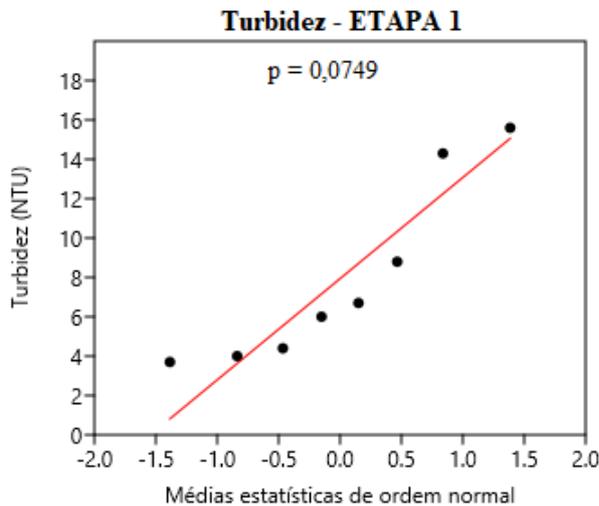
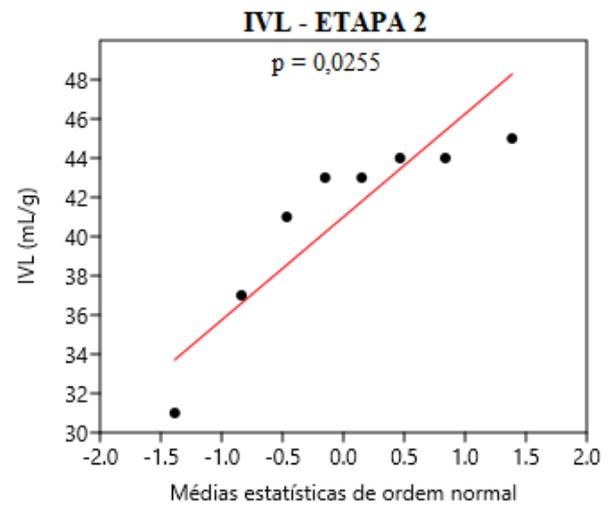
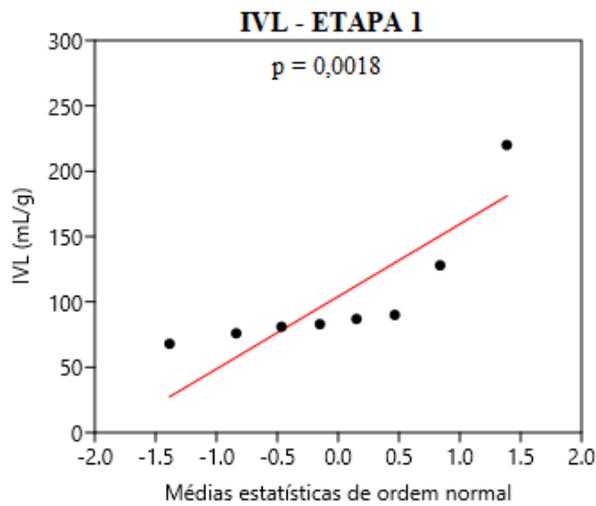
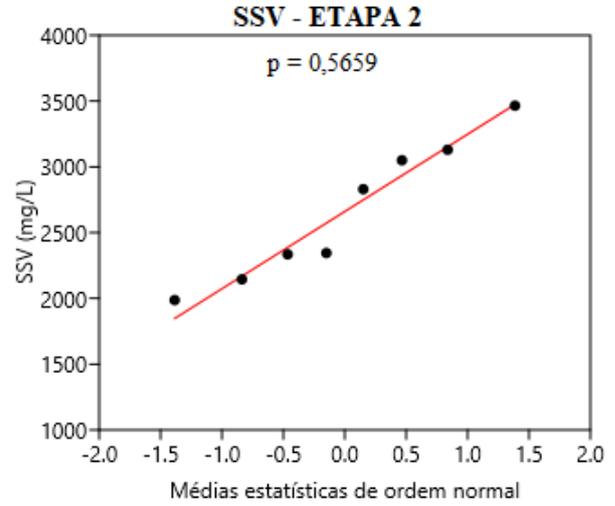
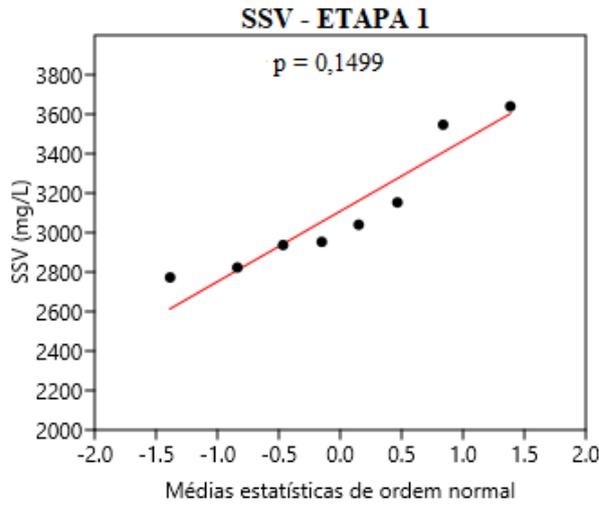
**A - Tabela das análises estatísticas dos parâmetros**

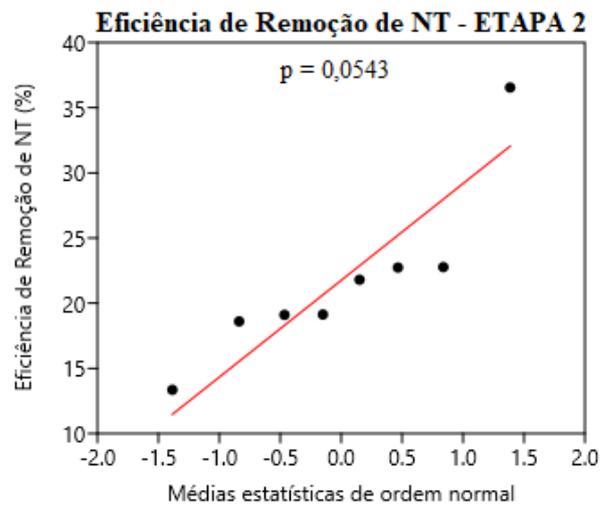
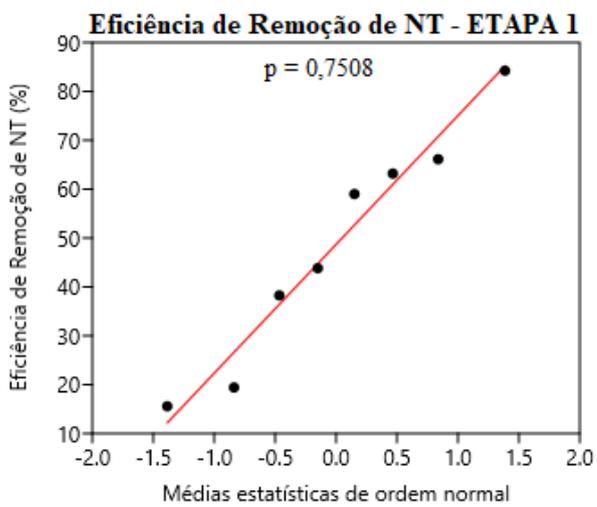
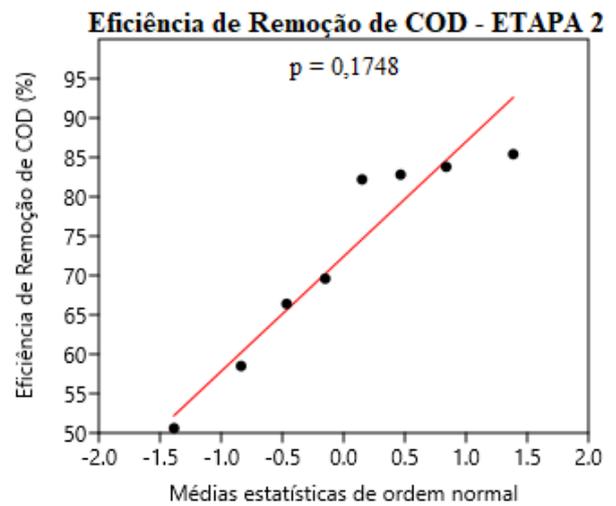
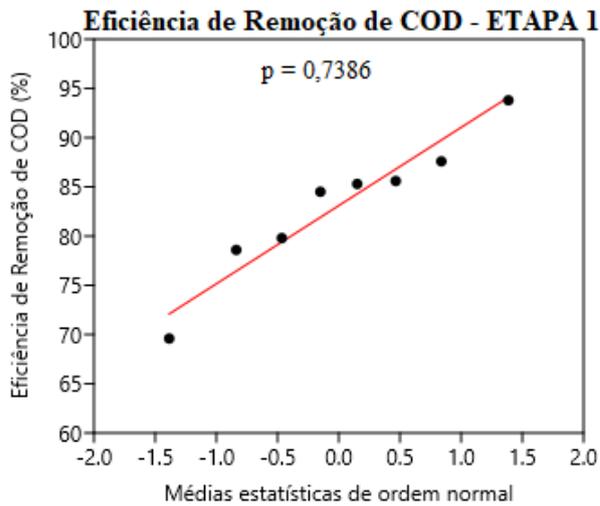
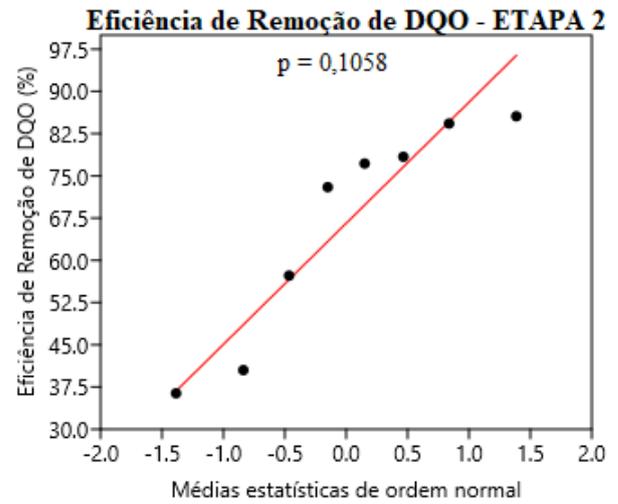
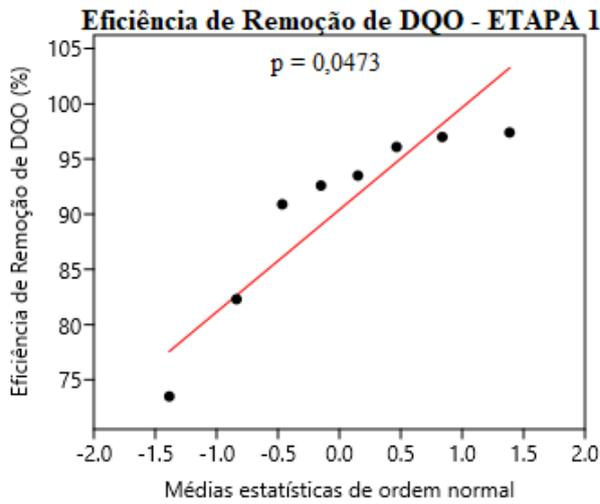
**B - Gráficos dos testes de normalidade aplicados aos parâmetros analisados nas duas etapas**

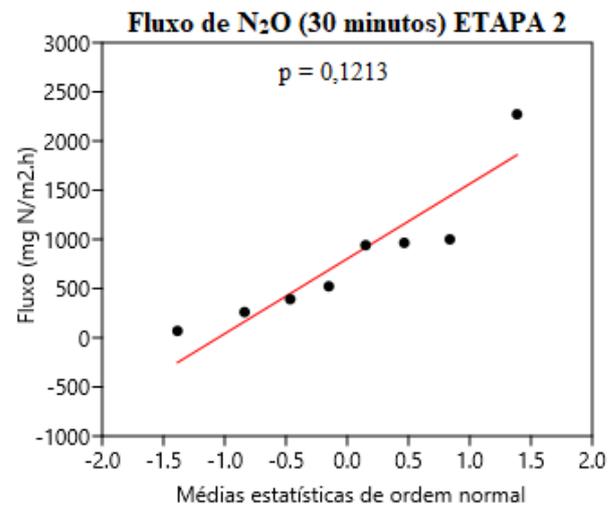
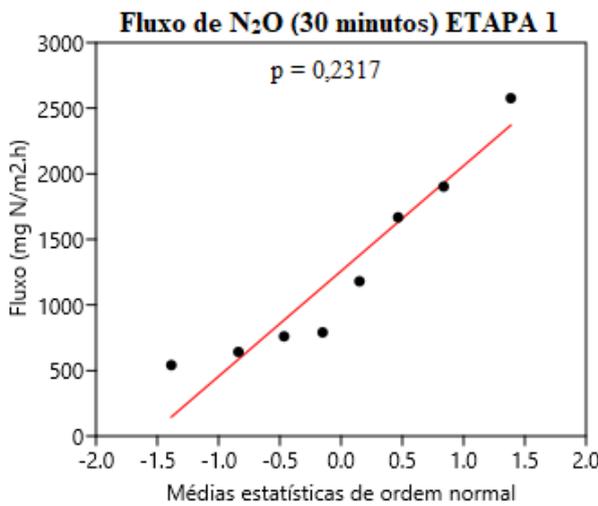
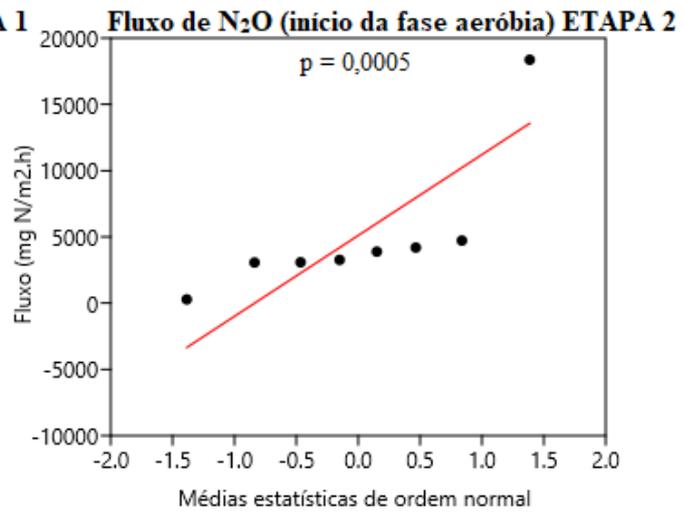
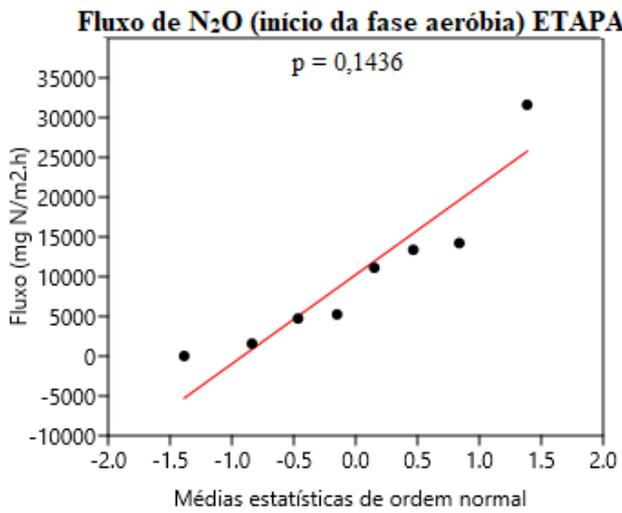
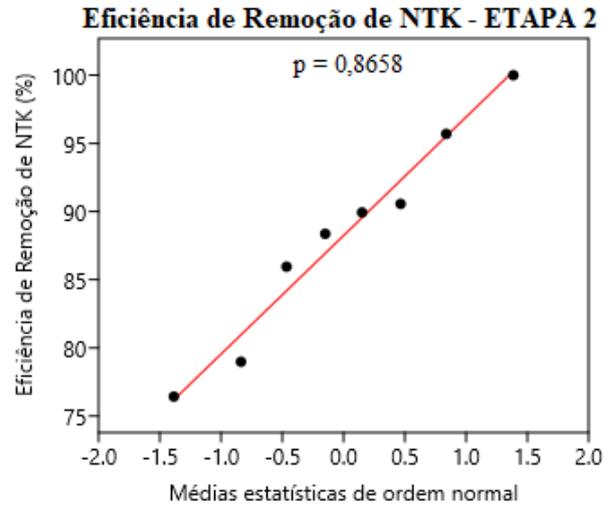
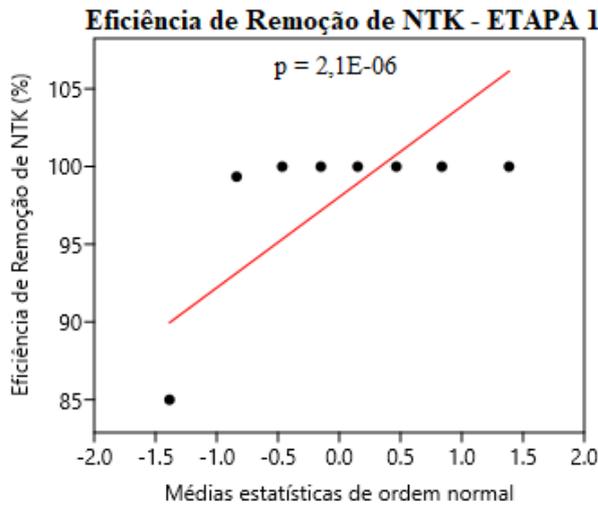
**ANEXO A – Tabela das análises estatísticas dos parâmetros**

<b>Parâmetro</b>	<b>Teste Comparativo</b>	<b>p</b>	<b>F</b>	<b>F crítico</b>	<b>Interpretação</b>
SSV	ANOVA	0,0611	4,1480	4,6000	São semelhantes
IVL	Mann-Whitney	0,0009	-	-	Não são semelhantes
Turbidez	Mann-Whitney	0,1563	-	-	São semelhantes
Eficiência de Remoção de DQO	Mann-Whitney	0,0074	-	-	Não são semelhantes
Eficiência de Remoção de COD	ANOVA	0,0636	4,0571	4,6001	São semelhantes
Eficiência de Remoção de NT	Mann-Whitney	0,0313	-	-	Não são semelhantes
Eficiência de Remoção de NTK	Mann-Whitney	0,0101	-	-	Não são semelhantes
Fluxo de N <sub>2</sub> O (início da fase)	Mann-Whitney	0,2272	-	-	São semelhantes
Fluxo de N <sub>2</sub> O (30 minutos)	Mann-Whitney	0,1893	-	-	São semelhantes
Fluxo de N <sub>2</sub> O (60 minutos)	Mann-Whitney	0,0039	-	-	Não são semelhantes
Fluxo de N <sub>2</sub> O (100 minutos)	Mann-Whitney	0,0009	-	-	Não são semelhantes
Fluxo de N <sub>2</sub> O (145 minutos)	Mann-Whitney	0,0039	-	-	Não são semelhantes
Fluxo de N <sub>2</sub> O (190 minutos)	Mann-Whitney	0,0661	-	-	São semelhantes
Fluxo de N <sub>2</sub> O (235 minutos)	Mann-Whitney	0,1412	-	-	São semelhantes
Fluxo de N <sub>2</sub> O (270 minutos)	Mann-Whitney	0,2272	-	-	São semelhantes
Massa de N <sub>2</sub> O no meio líquido no início da fase	Mann-Whitney	0,4948	-	-	São semelhantes
Massa de N <sub>2</sub> O no meio líquido no fim da fase	Mann-Whitney	0,7132	-	-	São semelhantes
Massa de N <sub>2</sub> O emitida em cada ciclo	ANOVA	0,4997	0,4801	0,4600	São semelhantes

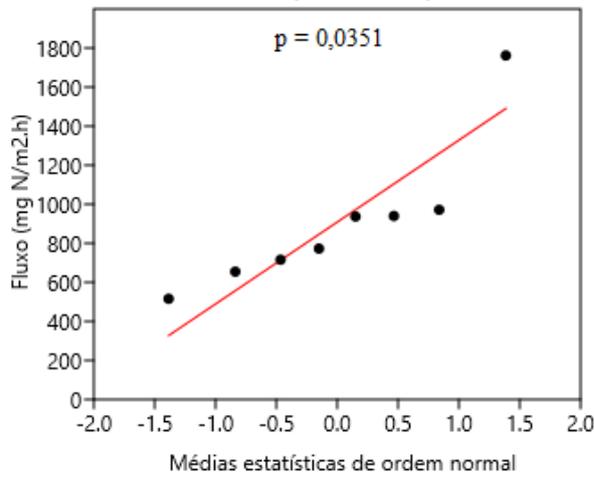
**ANEXO B – Gráficos dos testes de normalidade aplicados aos parâmetros analisados nas duas etapas, onde  $p > 0,05$  indica distribuição normal**



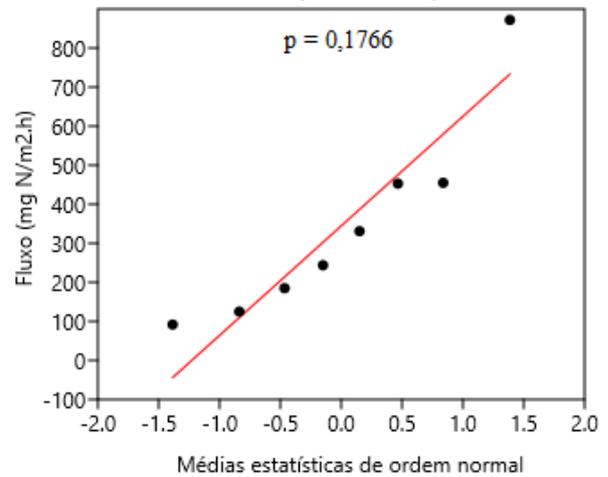




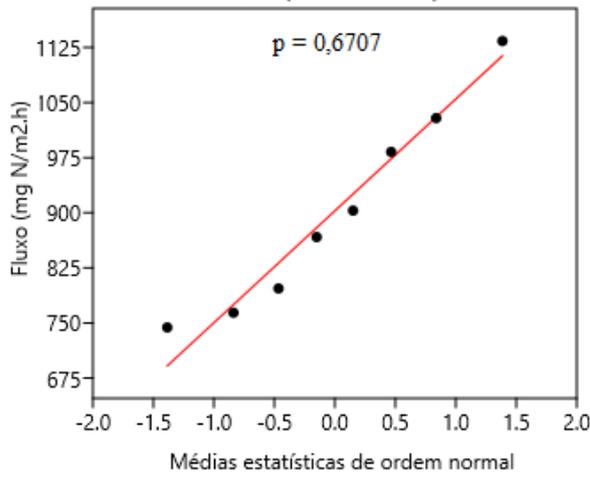
**Fluxo de N<sub>2</sub>O (60 minutos) ETAPA 1**



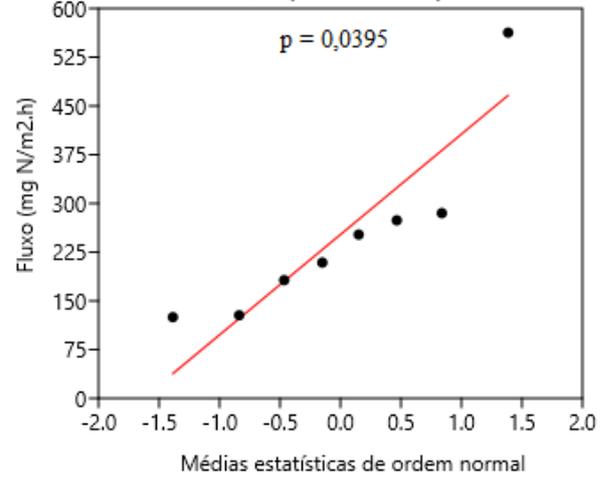
**Fluxo de N<sub>2</sub>O (60 minutos) ETAPA 2**



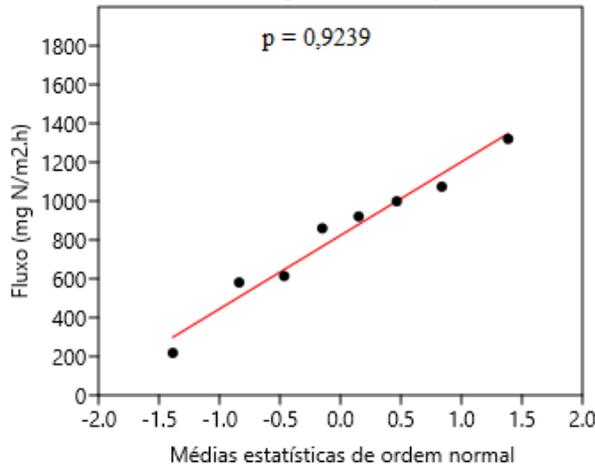
**Fluxo de N<sub>2</sub>O (100 minutos) ETAPA 1**



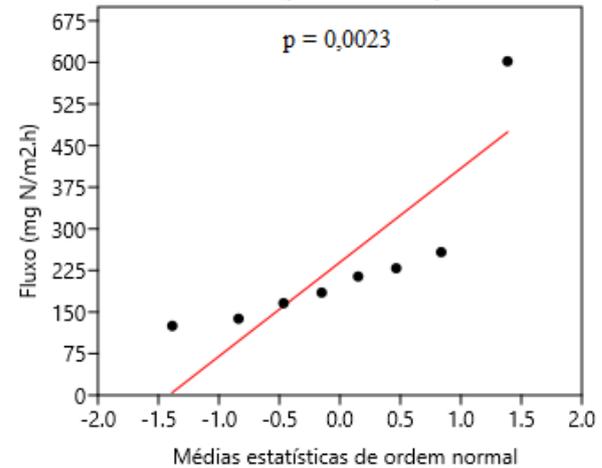
**Fluxo de N<sub>2</sub>O (100 minutos) ETAPA 2**

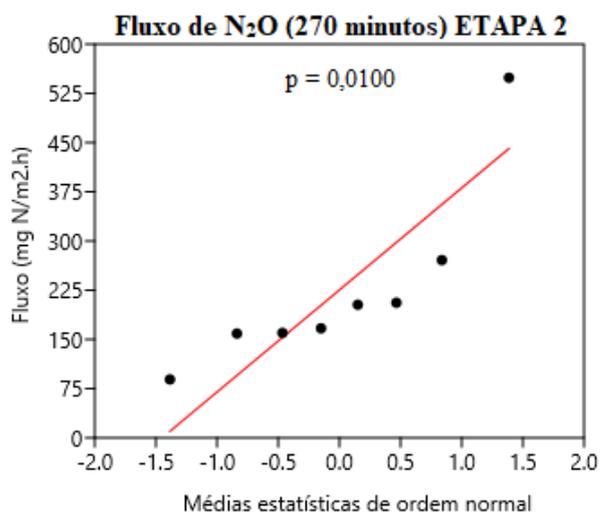
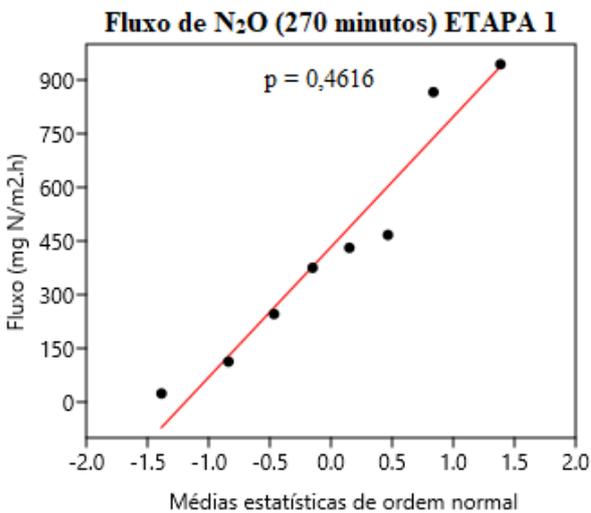
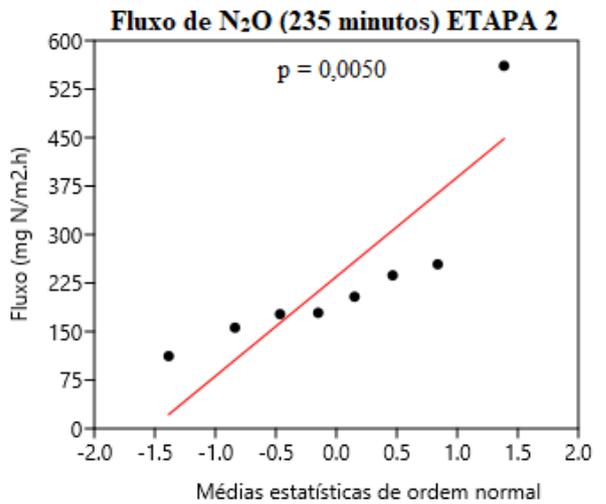
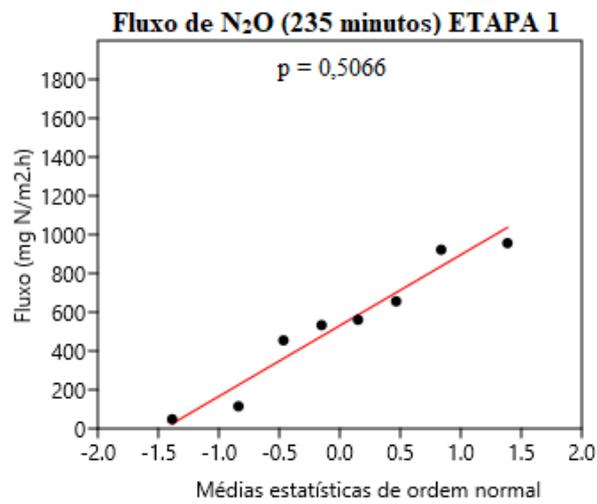
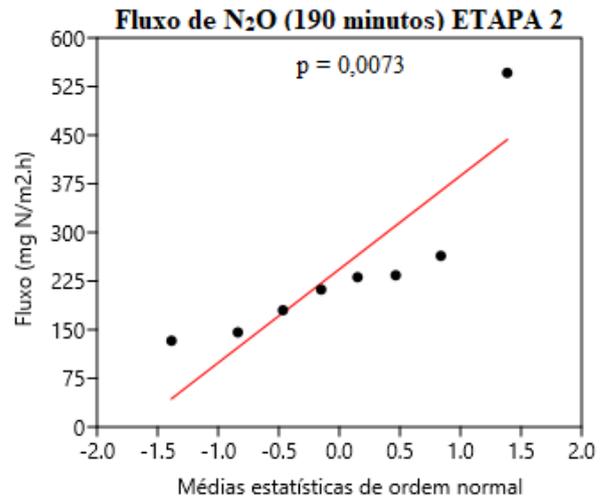
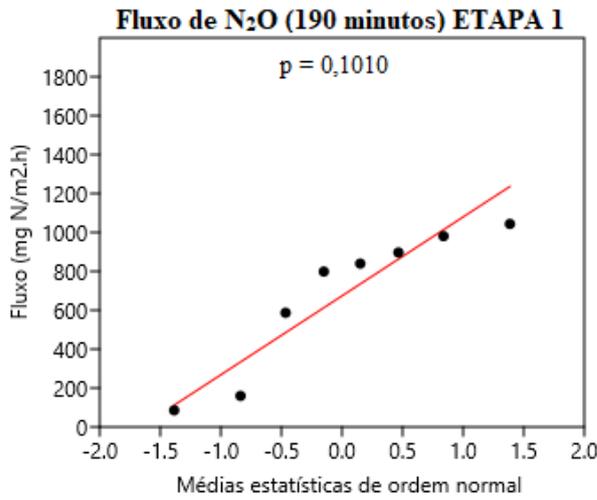


**Fluxo de N<sub>2</sub>O (145 minutos) ETAPA 1**

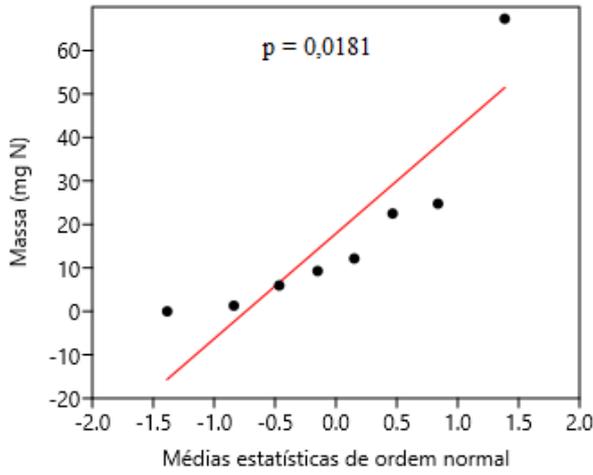


**Fluxo de N<sub>2</sub>O (145 minutos) ETAPA 2**

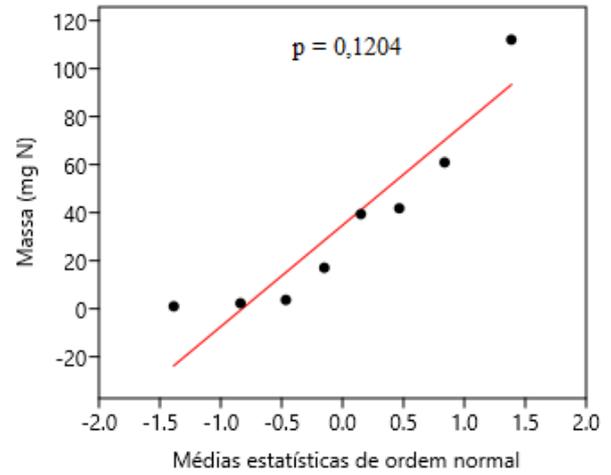




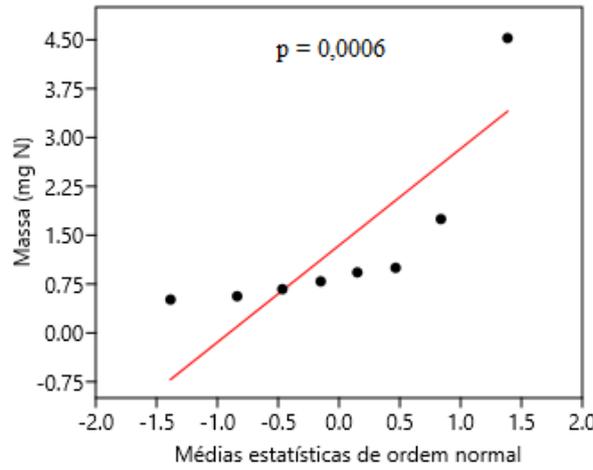
**Massa de N<sub>2</sub>O no meio líquido no início da fase aeróbia - ETAPA 1**



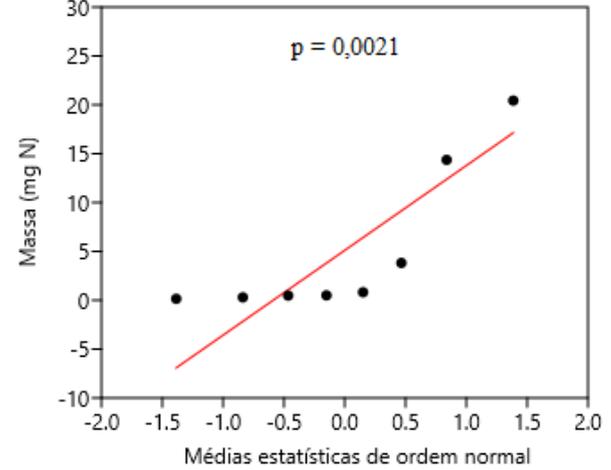
**Massa de N<sub>2</sub>O no meio líquido no início fase aeróbia - ETAPA 2**



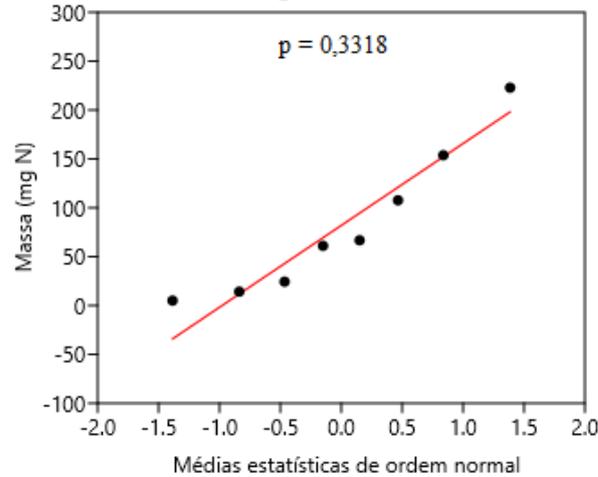
**Massa de N<sub>2</sub>O no meio líquido no fim da fase aeróbia - ETAPA 1**



**Massa de N<sub>2</sub>O no meio líquido no fim da fase aeróbia - ETAPA 2**



**Massa de N<sub>2</sub>O emitida - ETAPA 1**



**Massa de N<sub>2</sub>O emitida - ETAPA 2**

