



**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**ALISSON SCHONS**

**TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E  
ESGOTO DOMÉSTICO UTILIZANDO OZÔNIO**

São Leopoldo  
2017



ALISSON SCHONS

TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO  
DOMÉSTICO UTILIZANDO OZÔNIO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

São Leopoldo  
2017

S371t

Schons, Alisson.

Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico utilizando ozônio / Alisson Schons. – 2017. 96 f. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2017.

“Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda”.

1. Aterro sanitário – Lixiviação. 2. Esgotos. 3. Águas residuais – Purificação – Tratamento biológico. 4. Ozônio.  
I. Título.

CDU 628.472.3

A dissertação de mestrado

**“TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO DOMÉSTICO  
UTILIZANDO OZÔNIO”**

apresentada por **Alisson Schons**

foi julgada e aprovada como atendimento parcial aos requisitos para a obtenção do grau de

**MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL** pela seguinte banca examinadora:



Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda  
Orientador e Presidente da Banca Examinadora  
Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS



Prof. Dr. José Roberto Guimarães  
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP  
(participação por webconferência\*)



Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes  
Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS

*\* Na presente sessão, fica o orientador autorizado a assinar pelo professor que integra a banca via webconferência.*

São Leopoldo, 24 de fevereiro de 2017.



“Eu tentei 99 vezes e falhei, mas na centésima tentativa eu consegui. Nunca desista de seus objetivos, mesmo que eles pareçam impossíveis. A próxima tentativa pode ser a vitoriosa.”

**Albert Einstein**



## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço a Deus e a minha professora Dr<sup>a</sup>. Luciana Paulo Gomes, que em 2013 deu-me a oportunidade de iniciar minhas atividades no laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos como Bolsista de Iniciação Científica. Por acreditar sempre no meu trabalho e pelo grande auxílio até hoje.

À minha família, em especial a minha mãe MarliseTeresinha Dewes e a minha namorada Andréia Ludwig, que sempre me apoiaram e deram forças para seguir em frente. Que mesmo em momentos especiais, quando estive ausente, puderam entender a situação.

Aos órgãos de fomento, UNISINOS e a CAPES que possibilitaram a bolsa para o mestrado e a pesquisa. Ao meu orientador professor Dr. Luis Alcides Shiavo Miranda pelo grande conhecimento passado, pelo auxílio nas pesquisas e principalmente pelo tempo dedicado e pela constante boa vontade em atender-me sempre que solicitado.

Ao Marcio pela grande ajuda na montagem do reator experimental e pela sua disponibilidade de tempo. À Aimée Reis, laboratorista do Laboratório de Saneamento Ambiental e amiga, pelo auxílio na elaboração dos reagentes e procedimentos experimentais.

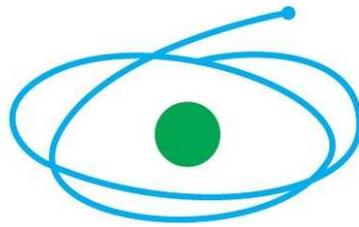
A empresa 3E Engenharia e AES Sul, que possibilitaram as folgas para realização dos experimentos, em especial aos colegas de trabalho Raquel Cabral, Francis Muller e Denise Oliveira pelo apoio. Também ao bolsista de iniciação Científica, Donério pela grande ajuda nas análises ambientais.

Aos meus colegas do mestrado Alini Diehl Camacho, Cleber Schutz e Daiane Westpal Padilha pelo companheirismo e amizade nesses dois anos de caminhada e muito aprendizado.

Agradeço principalmente a todas estas pessoas que de alguma forma puderam dar sua contribuição ao longo destes dois anos de mestrado em minha pesquisa. Um trabalho não pode ser realizado sem a ajuda de todas essas pessoas.



**FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA**



**CAPES**



**UNISINOS**

Somos infinitas possibilidades



## RESUMO

SCHONS, Alisson. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico utilizando ozônio**. São Leopoldo, 2017. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2017.

O lixiviado de aterro sanitário tem se caracterizado pela alta concentração de matéria orgânica recalcitrante, nitrogênio amoniacal e compostos tóxicos. Compostos orgânicos recalcitrantes são raramente removidos por processos tradicionais de tratamentos de efluentes, o que dificulta o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes. Da mesma forma, o descarte do esgoto doméstico gerado pelas comunidades precisa também de tratamentos prévios para não impactar o meio ambiente. Devido às características do esgoto doméstico, com baixas concentrações de matéria orgânica carbonácea e cor em relação ao lixiviado, vem permitindo que o tratamento combinado desses efluentes seja uma alternativa viável. Diante desse quadro, este trabalho visou à avaliação do tratamento combinado de esgoto doméstico da estação de tratamento de efluentes (ETE) da Unisinos e lixiviado bruto do aterro sanitário de São Leopoldo, utilizando ozônio ( $O_3$ ) como agente oxidante. Os efluentes foram tratados na unidade experimental composta por um reservatório com capacidade de até 500L e um reator cilíndrico de PVC com 250 mm de diâmetro e 2,20 m de altura, operando com fluxo ascensional, totalizando um volume de trabalho de 108 L e preenchido em 2/3 do seu volume total com Anel Pall de 1,5". Realizaram-se três ensaios em bateladas, com duração de cinco horas e três ensaios com duração de duas horas, com diferentes produções de  $O_3$  de 8,9; 9,6 e 10,5 g de  $O_3 \cdot h^{-1}$ , aplicados à mistura de 2% de lixiviado de aterro sanitário (LAS) ao esgoto doméstico (2 L de LAS e 158 L de esgoto). Cada ensaio foi realizado em duplicata, sendo monitorados os seguintes parâmetros: Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Cor Aparente e Verdadeira, Turbidez, pH e calculada as taxas de utilização e de perda de  $O_3$ . Os resultados evidenciaram que o tratamento por  $O_3$  pode ser uma alternativa de pré-tratamento de efluentes, obtendo remoções médias de DQO, DBO, CA, CV e Turbidez de até 46%, 51%, 86%, 86% e 81% respectivamente em cinco horas de ensaio e remoções médias de até 23%, 48%, 78%, 76% e 58% respectivamente em duas horas de ensaio. As maiores taxas de remoções foram alcançadas nos ensaios com maiores vazões de  $O_2$  e produções de  $O_3$  e nas duas primeiras horas de ensaio. Só foi possível o atendimento aos padrões de lançamentos de efluentes exigidos pela legislação vigente, nos ensaios com duração de cinco horas e com a maior produção de  $O_3$  e vazão de  $O_2$ . O sistema de tratamento também contribuiu para uma melhora na biodegradabilidade do efluente se analisada a relação DBO/DQO e cor. Quanto as taxas de utilização e de perda de  $O_3$ , verificou-se que a maior quantidade consumida de  $O_3$ , ocorreu para os parâmetros indicativos de matéria orgânica e para os ensaios com a menor produção de  $O_3$ .

Palavras-chave: Lixiviado; Processo Oxidativo Avançado; Ozônio.



## ABSTRACT

SCHONS, Alisson. **Treatment of leachate landfill combined with domestic wastewater using ozone**. São Leopoldo, 2017. 100 f. Dissertação (Master Degree in Civil Engineering) – Postgraduate Civil Engineering Program, Unisinos, São Leopoldo. 2017.

Landfill leachate has been characterized by the high concentration of recalcitrant organic matter, ammoniacal nitrogen and toxic compounds. Recalcitrant organic compounds are rarely removed by traditional effluent treatment processes. In addition, the treatment of the leachate is colloquial to meet the discharge standards of the effluent. Likewise, the domestic sewage disposal generated by the communities also needs previous treatments to avoid impacts on the environment. Due to the characteristics of domestic sewage, with low concentrations of organic carbon in relation to the leachate, it has allowed the combined treatment of these effluents to be a viable alternative. In view of this situation, this work had the objective of evaluating the combined treatment of domestic sewage of (ETP) and the raw leachate of the San Leopoldo landfill using ozone ( $O_3$ ) as an oxidizing agent. Three batch trials were carried out with a scheduled duration of five hours and three trials lasting two hours, with different yields of  $O_3$  of 8.9, 9.6 and 10.5 g of  $O_3 \cdot h^{-1}$ , applied to the mixture Of 2% of landfill leachate) For domestic sewage (2L of LAS and 158L of sewage). Each assay was performed in duplicate and the following parameters were monitored: Oxygen Chemical Demand, Biochemical Oxygen Demand, Apparent and True Color, Turbidity, pH and calculated  $O_3$  utilization and loss rates. The results showed that the treatment with  $O_3$  can be an excellent alternative of pretreatment of effluents, obtaining average removals of COD, BOD, CA, CV and Turbidity of up to 46%, 51%, 86%, 86% and 81 % Respectively. Average test and removal hours of up to 23%, 48%, 78%, 76% and 58%, respectively, in two hours of testing. The highest removal rates were obtained in the tests with higher flows of  $O_2$  and yields of  $O_3$  and in the first two hours of the test. It was only possible to meet the effluent release standards required by current legislation, in trials with a duration of five hours and with the highest production of  $O_3$  and  $O_2$ . The treatment system also contributed to an improvement in the biodegradability of the effluent if the BOD/COD ratio was analyzed. As for the rates of use and loss of  $O_3$ , it was verified that the highest amount of  $O_3$  occurred for the parameters indicative of organic matter and for the tests with lower production of  $O_3$ . The higher the  $O_3$  production, the higher the  $O_3$  loss and the greater oxidant loss may have been due to volatilization in the effluent accumulation reservoir, since there was no gas loss due to Off-gas and the method used Not Detected The residual ozone.

Key-words: Leachate; Advanced Oxidation Process; Ozone.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Estrutura de um ácido húmico. ....	28
Figura 2: Índice de tratamento de esgoto sanitário no Brasil. ....	31
Figura 3: Fluxograma dos processos oxidativos avançados. ....	35
Figura 4: Produção do ozônio por meio do efeito Corona. ....	37
Figura 5: Exemplos de oxidação direta com ozônio. ....	38
Figura 6: Reações de decomposição de ozônio formando espécies radicalares. ....	39
Figura 7: Aterro sanitário de São Leopoldo mostrando o ponto de coleta de lixiviado. ....	48
Figura 8: Estação de tratamento de esgotos – ETE Unisinos. ....	48
Figura 9: Etapas metodológicas da pesquisa. ....	49
Figura 10: Bomba helicoidal de recirculação do reservatório para o reator experimental. ....	50
Figura 11: Sistema experimental de oxidação via O <sub>3</sub> para o tratamento dos efluentes. ....	51
Figura 12: Detalhes da unidade experimental. ....	52
Figura 13: Anel Pall utilizado no reator experimental. ....	53
Figura 14: Frasco lavador de gases para coleta do ozônio gasoso. ....	54
Figura 15: Ensaio de calibração do gerador de ozônio. ....	56
Figura 16: Fluxômetro para medição da vazão de oxigênio. ....	57
Figura 17: Comportamento dos parâmetros de cor e turbidez ao longo do ensaio preliminar. ....	60
Figura 18: Comportamento dos parâmetros de DQO e DBO ao longo do ensaio preliminar. ....	61
Figura 19: Remoções médias em 5 horas e ao final do ensaio preliminar. ....	62
Figura 20: Caracterização dos efluentes. ....	63
Figura 21: Médias de remoções ao final dos ensaios 1, 2 e 3. ....	65
Figura 22: Comportamento do parâmetro de CA ao longo dos ensaios. ....	67
Figura 23: Comportamento do parâmetro de CV ao longo dos ensaios. ....	67
Figura 24: Amostras de CA no tempo inicial e final dos ensaios. ....	68
Figura 25: Comportamento do parâmetro de turbidez ao longo dos ensaios. ....	69
Figura 26: Comportamento do parâmetro de DQO ao longo dos ensaios. ....	71
Figura 27: Relação DBO/DQO ao longo dos ensaios. ....	72
Figura 28: Comportamento do parâmetro de pH ao longo dos ensaios. ....	74
Figura 29: Comportamento da temperatura ao longo dos ensaios. ....	75
Figura 30: Médias de remoções ao final dos ensaios 4, 5 e 6. ....	76
Figura 31: Comportamento do parâmetro de CA ao longo dos ensaios. ....	78
Figura 32: Comportamento do parâmetro de turbidez ao longo dos ensaios. ....	79
Figura 33: Comportamento do parâmetro de DBO ao longo dos ensaios. ....	80
Figura 34: Comportamento do parâmetro de DQO ao longo dos ensaios. ....	80
Figura 35: Relação DBO/DQO ao longo dos ensaios. ....	81
Figura 36: Comportamento do parâmetro de pH ao longo dos ensaios. ....	82
Figura 37: Taxa de utilização de O <sub>3</sub> por parâmetro no ensaio 1, 2 e 3 (g de O <sub>3</sub> /parâmetro/L.h). .....	84
Figura 38: Taxa de utilização de O <sub>3</sub> por parâmetro no ensaio 4, 5 e 6 (g de O <sub>3</sub> /parâmetro/L.h). .....	85



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização de aterros sanitários entre a fase nova e antiga.....	28
Tabela 2: Características típicas do lixiviado de aterros sanitários Brasileiros.....	29
Tabela 3: Potencial de Redução (SHE). .....	33
Tabela 4: Sistemas típicos de POA.....	34
Tabela 5: Especificações e características do Anel Pall (1,5'').....	53
Tabela 6: Parâmetros, métodos de análises e frequência das análises que serão realizadas. ...	58
Tabela 7: Média geral e remoção durante o ensaio preliminar.....	59
Tabela 8: Caracterização do lixiviado e esgoto sanitário utilizado na pesquisa.....	62
Tabela 9: Médias gerais no T0 e médias de remoções ao longo dos ensaios 1, 2 e 3. ....	64
Tabela 10: Resultados obtidos para os parâmetros de CA e CV por outros autores. ....	66
Tabela 11: Resultados obtidos para os parâmetros de DBO e DQO por outros autores. ....	70
Tabela 12: Médias gerais no T0 e médias de remoções ao longo dos ensaios 4, 5 e 6. ....	77
Tabela 13: Taxa de utilização e de perda de ozônio nos ensaios 1, 2 e 3.....	83
Tabela 14: Taxa de utilização e de perda de ozônio nos ensaios 4, 5 e 6.....	83



## LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BJ	Bomba Jacuzzi
BL	Borda livre
BN	Bomba Netzsch
CA	Cor aparente
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
CV	Cor verdadeira
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de tratamento de efluentes
eV	Elétron-volt
HT	Altura Total
HU	Altura Útil
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
KI	Iodeto de potássio
LAS	Lixiviado de aterro sanitário
NTU	Nephelometric Turbidity Units
•OH	Radical Hidroxila
O <sub>3</sub>	Ozônio
PC	Painel de controle
POA	Processo oxidativo avançado
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
pH	Potencial Hidrogeônico
RSU	Resíduo sólido urbano
SHE	Standard hydrogen electrode
SGA	Sistema de Gestão Ambiental
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
U.S EPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultravioleta
VT	Volume Total
VTR	Volume Total do Reator
VUR	Volume Útil do Reator



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>21</b>
1.1	OBJETIVOS .....	23
1.1.1	<i>Objetivo geral.....</i>	23
1.1.2	<i>Objetivos específicos .....</i>	23
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>24</b>
2.1	GERAÇÃO DE LIXIVIADOS E ESGOTOS DOMÉSTICOS .....	24
2.1.1	<i>Composição e características gerais de lixiviados de aterro sanitário.....</i>	26
2.1.2	<i>Composição e características gerais de esgotos domésticos.....</i>	30
2.2	PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS .....	32
2.2.1	<i>Oxidação com o ozônio (O<sub>3</sub>).....</i>	36
2.3	TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADOS E ESGOTOS DOMÉSTICOS .....	42
2.4	LEGISLAÇÃO AMBIENTAL PERTINENTE.....	45
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>47</b>
3.1	LIXIVIADOS E ESGOTOS UTILIZADOS NO EXPERIMENTO .....	47
3.2	DELINEAMENTO E ORGANIZAÇÃO EXPERIMENTAL.....	49
3.2.1	<i>Calibração do gerador de O<sub>3</sub> .....</i>	55
3.2.2	<i>Parâmetros e métodos de análise .....</i>	58
<b>4</b>	<b>APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS .....</b>	<b>59</b>
4.1	ENSAIO PRELIMINAR .....	59
4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES.....	62
4.3	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DOS ENSAIOS 1, 2 E 3 .....	64
4.3.1	<i>Remoção de cor .....</i>	66
4.3.2	<i>Remoção de turbidez .....</i>	69
4.3.3	<i>Remoção de matéria orgânica – DBO e DQO .....</i>	70
4.3.4	<i>pH e temperatura.....</i>	74
4.4	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DOS ENSAIOS 4, 5 E 6 .....	76
4.5	DETERMINAÇÃO DAS TAXAS DE UTILIZAÇÃO E PERDA DE OZÔNIO .....	83
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>87</b>
5.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	88
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>89</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, o desenvolvimento da indústria e o desenvolvimento contínuo das comunidades urbanas conduziu um aumento na geração de resíduos sólidos urbanos e industriais. A maioria desses resíduos que não é retirada das esteiras em cooperativas de reciclagem, ou é disposta de forma passiva no meio ambiente ou tem como destinação final adequada a disposição em aterros sanitários. Apesar das vantagens dessa disposição e método, os aterros sanitários geram inúmeros impactos ambientais, além da geração de lixiviados altamente recalcitrantes e poluentes.

Os lixiviados de aterros sanitários (LAS) podem ser definidos como líquidos gerados na degradação de resíduos dispostos e águas pluviais que entram no aterro, gerando um líquido de coloração escura, odor desagradável e composição variável que geralmente apresenta elevados teores de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e compostos tóxicos (GOMES, 2006). O lixiviado de aterro sanitário é atualmente considerado um problema ambiental devido ao seu potencial de contaminação dos recursos hídricos, sendo que sua destinação inadequada traz problemas ambientais na ordem sanitária, econômica e estética, o que torna necessário seu tratamento antes de lançá-lo em corpos receptores (LANGE E AMARAL, 2009).

Da mesma forma que o lixiviado, o esgoto doméstico gerado pelas comunidades precisa também de tratamentos prévios para não impactar o meio ambiente. A precariedade do tratamento dos esgotos sanitários no país, principalmente em pequenas cidades, aliadas a falta de recursos financeiros e planejamento, necessita de apoio tecnológico e científico, sendo motivo de preocupação e atenção. A falta de tratamentos de esgoto doméstico no Brasil tem contribuído para alterar a qualidade das águas nos rios.

Nesse contexto, o tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico vem sendo cada vez mais empregado para resolver o problema de implantar, operar e monitorar uma estação de tratamento de lixiviados em aterros sanitários. Esta alternativa para o tratamento de lixiviado consiste no seu lançamento junto ao afluente da estação de tratamento de esgoto (ETE) ou seja, na sua diluição, devendo resultar em um efluente tratado e que atenda a legislação. Trata-se de uma forma de reduzir custos de implantação de unidades de tratamento nos aterros, economia de áreas e custos operacionais por longo período de tempo. Entretanto, ainda existem pontos a serem estudados, especialmente sobre os impactos ambientais que pode causar.

No Brasil o seu emprego está sendo cada vez mais difundido. Os aterros sanitários da Salvaterra, em Juiz de Fora (MG), CTR-BR040, em Belo Horizonte (MG), o aterro do Morro

do Céu, em Niterói (RJ) e o aterro de Gramacho no Rio de Janeiro. São exemplos Brasileiros de experiências de tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico (FERREIRA et al. 2005; SANTOS, 2010; ALBUQUERQUE, 2012). Devido às características do lixiviado, contendo substâncias recalcitrantes e refratárias aos microorganismos em sistemas de tratamento biológico convencionais, são necessários tratamentos adicionais aos sistemas convencionais como os Processos Oxidativos Avançados (POA).

Os POA são considerados tecnologias limpas, que utilizam combinações de oxidantes como: ozônio e peróxido de hidrogênio ( $O_3/H_2O_2$ ), ozônio e reagente de fenton ( $O_3/H_2O_2/Fe^{2+}$ ), entre outros. Resultam na geração de agentes oxidantes, radicais hidroxila ( $\bullet OH$ ), oxidantes que conseguem destruir as moléculas orgânicas mais difíceis de serem removidas por processos biológicos de tratamento. O ozônio ( $O_3$ ) é uma alternativa para o tratamento de água, esgoto doméstico, efluente industrial e lixiviados. Porém, o principal interesse no uso do  $O_3$  para tratamento de efluentes, deve-se ao elevado potencial de redução (2,07 eV/SHE).

O  $O_3$  é um gás instável de elevado poder de redução, sendo que essas duas características o tornam atrativo para o tratamento de esgoto doméstico e lixiviado. Preethi et al. (2009), definem a ozonização como um processo de tratamento promissor devido às suas características únicas, como a não geração de lodo, o elevado potencial para remoção de cor e de matéria orgânica em uma única etapa e a fácil decomposição do ozônio residual.

Diante desse quadro, este trabalho visou à avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado do aterro sanitário de São Leopoldo e esgoto doméstico da estação de tratamento da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), utilizando  $O_3$  como agente oxidante em um reator cilíndrico de PVC, preenchido em 2/3 do seu volume total com Anel Pall de 1,5". Foram testadas diferentes vazões de  $O_2$  aplicados na mistura dos efluentes. O trabalho apresenta uma revisão bibliográfica a respeito das principais características dos dois efluentes, processos oxidativos avançados e tratamentos combinados de lixiviados e esgotos domésticos.

## 1.1 Objetivos

A seguir passa-se a apresentar os objetivos da dissertação.

### 1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o tratamento combinado de esgoto doméstico da ETE da Unisinos e lixiviado bruto de aterro sanitário com ozônio.

### 1.1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos são:

- a) avaliar a eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em diferentes concentrações de ozônio;
- b) avaliar a remoção de matéria orgânica carbonácea, cor e turbidez na mistura afluyente;
- c) identificar a melhor concentração de ozônio para tratamento da mistura esgoto doméstico e lixiviado.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Neste capítulo, é abordada uma revisão na literatura sobre os termos relevantes relacionados ao projeto de pesquisa, de forma a buscar contribuições para a construção do conhecimento em relação ao tema abordado. Os conceitos dizem respeito à lixiviados de aterro sanitário e esgoto doméstico, POA e tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico.

### **2.1 Geração de lixiviados e esgotos domésticos**

De acordo com o novo relatório da Organização das Nações Unidas, a população mundial já ultrapassa mais de 7,2 bilhões de habitantes e chegará em 9,6 bilhões de habitantes em 2050 (UN, 2013). Com esse crescimento populacional verifica-se um aumento na geração de resíduos sólidos urbanos e industriais. A maioria desses resíduos que não é retirada das esteiras em cooperativas de reciclagem, ou é disposta de forma passiva no meio ambiente ou tem como destinação final adequada a disposição em aterros sanitários.

Dentro de aterros sanitários, processos químicos, biológicos e físicos acontecem, os quais estimulam a degradação de resíduos sólidos e resultam na geração de lixiviados e gases, além de ter uma impermeabilização para proteger o solo, devem conter drenos para a coleta dos gases e lixiviados gerados.

A NBR 8419:1992 define aterro sanitário como a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Esse método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992).

Enquanto países desenvolvidos estão extinguindo os aterros sanitários, investindo em tecnologias mais limpas para resolver a problemática da destinação e reciclagem dos resíduos sólidos urbanos (RSU), o Brasil progride lentamente, ou seja, ainda não conseguiu desativar todos os lixões em operação. Além do mais, a lei 12.305/2010 define como disposição final ambientalmente adequada: distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010).

Somente podem ser encaminhados aos aterros sanitários os rejeitos, “resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010). Observada esta condição na PNRS, a maioria das centrais de triagem tem uma eficiência de reciclagem muito baixa, deixando passar muito material que poderia ser reciclado, ou que a população poderia ter reutilizado.

Vale lembrar que mesmo quando o aterro sanitário encerra suas atividades a geração de lixiviado não se extingue, em geral, quanto mais antigo o aterro, menos biodegradável se torna esse efluente, necessitando de processos de tratamentos mais complexos. Essa complexidade nas características do lixiviado é originada pelos tipos de resíduos depositados e, portanto fará a composição do lixiviado a ser tratado. Outros fatores podem alterar a composição do lixiviado como o clima, que altera a entrada e saída de água no aterro devido à precipitação e evaporação, variações meteorológicas sazonais, idade, profundidade do resíduo aterrado, da operação realizada e grau de compactação dos resíduos (SILVA et al. 2004).

Pode-se afirmar que a poluição local causada pelos aterros sanitários, relacionada à área de disposição final de RSU causa mau cheiro, presença de animais que funcionam como vetores de doenças, áreas no entorno perdem o atrativo principalmente comercial e industrial, riscos de explosão, elevado potencial de poluição do solo e do lençol freático, ainda são fontes de emissão de gases de efeito estufa ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2$  e outros compostos), considerados responsáveis pelo aquecimento global e geração de lixiviados altamente tóxicos e poluentes.

Além da problemática gerada pela geração de lixiviados de aterro sanitário, a crescente urbanização e centros urbanos são os principais responsáveis pela deteriorização dos recursos hídricos. Recursos que possibilitam a vida nas comunidades e que hoje se tornaram receptores de toda espécie de descarte resultante de atividades humanas. Em geral as comunidades produzem dois tipos de efluentes, o esgoto doméstico e o industrial.

O esgoto doméstico pode ser caracterizado como uma água resíduária contaminada, resultante das mais variadas atividades humanas domésticas, que utilizam a água para algum fim, sendo posteriormente lançado no sistema de esgotamento sanitário ou em alguns casos in natura no meio ambiente, podendo ou não passar por um sistema de tratamento, para reduzir a carga de poluentes.

De acordo com estudos do Trata Brasil, realizado com as cem maiores cidades do país, representando 40% da população brasileira. Mostram que 50,3% da população em 2015 recebiam o serviço de coleta dos esgotos, ou seja, cem milhões de pessoas ainda não tem acesso à coleta. Outro dado significativo, é que a média das cem cidades brasileiras em tratamento dos esgotos foi de 50,26%, enquanto a média de esgoto tratado no país está em 42,67%. Apenas 10 delas tratam acima de 80% (BRASIL, 2017).

### 2.1.1 Composição e características gerais de lixiviados de aterro sanitário

O lixiviado é um líquido de cor escura, de odor desagradável, proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos (LANGE E AMARAL, 2009).

São inúmeras as dificuldades encontradas pelos pesquisadores e engenheiros para se tratar o lixiviado de aterro sanitário, essas dificuldades podem estar relacionadas principalmente pelo fato de ser um problema relativamente novo, de acordo com Povinelli e Sobrinho (2009), pois na década de 1970, quando começou a implantação de aterros sanitários com impermeabilização da base, ele simplesmente não existia.

Porém, considerando os aterros sanitários como métodos seguros de disposição de resíduos sólidos sobre o solo, o lixiviado é drenado, não podendo ser lançado em um corpo hídrico. Suas características requerem um tratamento especial devido ao seu potencial poluidor ao meio ambiente.

De acordo com Kjeldsen et al. (2002) os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos refratários como ácidos fúlvicos e húmicos), macro componentes inorgânicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ), metais potencialmente tóxicos ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ), e compostos orgânicos xenobióticos originários de RSU e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros).

Em geral, os lixiviados de aterros sanitários são constituídos principalmente de compostos biodegradáveis e compostos recalcitrantes. Pode ser considerado biodegradável quando é susceptível a decomposição de microorganismos, os quais podem usar esses

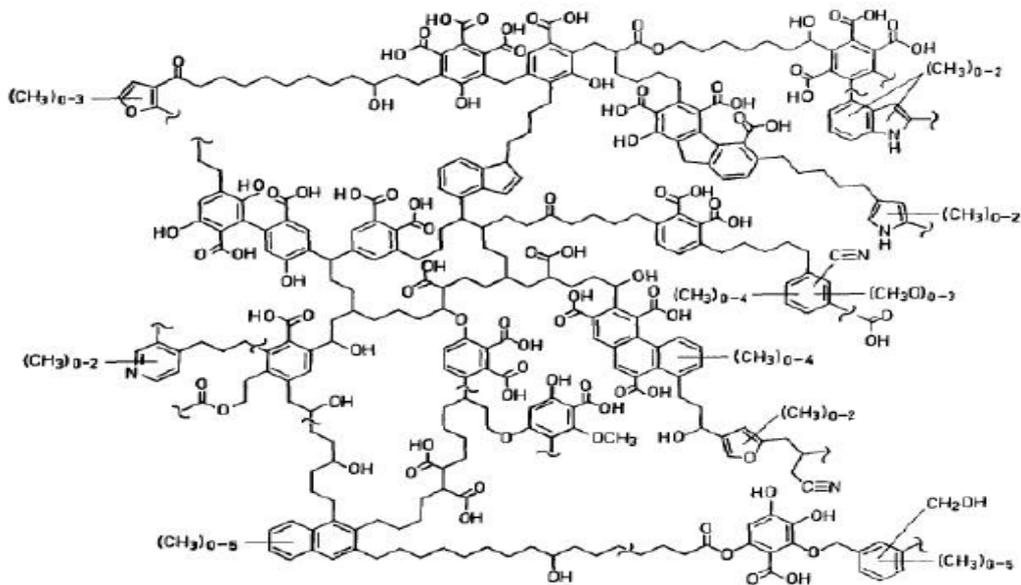
compostos como fonte de energia e carbono. Após ocorrer a degradação estes compostos podem ser transformados em outros produtos como  $H_2O$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$ . Já os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem à biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente. Tais compostos não são considerados tóxicos, mas resistentes ao ataque metabólico (SCHOENELL, 2013).

Em geral os compostos recalcitrantes podem ser definidos como compostos orgânicos difíceis de serem tratados por processos biológicos convencionais, necessitando de tratamentos mais complexos. Tal fato pode ser atribuído à presença de ácidos húmicos e fúlvicos. Substâncias húmicas podem ser definidas como a fração orgânica mais estabilizada. Já as substâncias húmicas de acordo com Stevenson (1982) podem ser definidas como uma série de substâncias de elevado peso molecular, tendo uma variação na coloração de amarelo ao preto, formadas por reações de síntese secundária. O autor indica que os principais elementos encontrados em ácidos fúlvicos e húmicos são o carbono (C) e o oxigênio ( $O_2$ ).

Essas substâncias húmicas podem ter origem em vários materiais orgânicos, incluindo microorganismos, resíduos biológicos e pesticidas, entre outros. Schulten e Schnitzer (1993) caracterizaram substâncias húmicas de lixiviados de aterros sanitários de diferentes idades. Os pesquisadores constataram que a quantidade de compostos aromáticos e o tamanho molecular das substâncias húmicas aumentam com a idade do aterro, com isso os pesquisadores observaram que o ácido húmico possui em sua estrutura ligações duplas intercaladas com ligações simples (KANG et al. 2002). A oscilação entre essas ligações (duplas e simples) gera ondas eletromagnéticas responsáveis pela cor em compostos orgânicos.

Por meio destes dados atribui-se ao parâmetro de cor aparente um indicativo de matéria orgânica recalcitrante do lixiviado, já que uma porção de matéria orgânica recalcitrante corresponde a ácidos húmicos, e essas substâncias são responsáveis pela conferência de cor ao lixiviado (QUEIROZ et al. 2011). A Figura 1 apresenta uma estrutura de ácido húmico, onde percebe-se a predominância de C e  $O_2$ , além da presença de hidrogênio (H), nitrogênio (N) e enxofre (S).

Figura1: Estrutura de um ácido húmico.



Fonte: Schulten e Schnitzer (1993).

Além de compostos recalcitrantes o lixiviado contém altas concentrações de nitrogênio amoniacal e que desse fato provêm vários problemas. Efluentes com altas concentrações de nitrogênio amoniacal de acordo com Lange e Amaral (2009), quando descartados em corpos receptores de água, sem prévios tratamentos podem estimular o crescimento de algas, provocar depleção do oxigênio dissolvido e ser tóxica à biota dos ecossistemas aquáticos. Ainda pode causar problemas de odor e serem tóxicas às bactérias decompositoras em sistemas de tratamento biológico.

Sabe-se que, quanto mais antigo for o aterro sanitário, mais recalcitrante são os compostos e substâncias do lixiviado, embora alguns aterros sanitários com células recentes, também estão produzindo lixiviados com estas características dentro de um a dois anos de operação. A Tabela 1 apresenta a caracterização da fase ácida e metanogênica de aterros sanitários.

Tabela 1: Caracterização de aterros sanitários entre a fase nova e antiga.

Fase	Caracterização
Ácida	Características de aterros novos; pH baixo, porém DBO, DQO, COT, nutrientes e metais potencialmente tóxicos deverão ser elevados.
Metanogênica	Características de aterros antigos; pH varia entre 6,5 e 7,5 e os valores de DBO, DQO, COT, e nutrientes tendem a ser menores.

Fonte: Alves et al. (2012).

A relação DBO/DQO esta ligada a instabilidade do aterro e pode indicar o tipo de tratamento mais adequado a ser utilizado além de classificar o lixiviado em novo ou estabilizado. Em aterros sanitários jovens e ainda não estabilizados tendem a ter uma relação DBO/DQO acima de 0,4 e 0,6 sendo indicadores de melhor biodegradabilidade, indicando-se o tratamento biológico como o mais adequado (IWAI, 2005).

Conforme a idade do aterro aumenta, a matéria orgânica vai se estabilizando, restando compostos recalcitrantes de difícil degradação biológica. Conforme Iwai (2005), em aterros antigos a mesma relação situa-se na faixa entre 0,05 e 0,2, indicando um efluente de difícil degradação e possuindo compostos recalcitrantes, para estes casos indicam-se tratamentos físico-químicos. Há uma tendência a se tratar aterros com alta relação DBO/DQO, de forma biológica, e com baixa relação de forma físico-química. A Tabela 2 apresenta as características típicas do lixiviado de aterros sanitários Brasileiros na fase ácida e metanogênica.

Tabela 2: Características típicas do lixiviado de aterros sanitários Brasileiros.

Parâmetros	Fase ácida		Fase metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	4,4	8,4	5,9	9,2
Alcalinidade total (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	170	32000	125	20200
Turbidez (ntu)	100	540	0,02	620
Condutividade (uS/cm)	230	45000	100	45000
DBO (mg/L)	1	55000	3	17200
DQO (mg/L)	90	100000	20	35000
NTK (mg/L)	1,7	3000	0,6	5000
NAT (mg/L)	0,07	2000	0,03	3000
Nitrito (mg/L)	-	-	ND	70
Nitrato (mg/L)	ND	260	ND	270
Fósforo Total (mg/L)	ND	45	ND	80
Cloreto (mg/L)	275	4700	20	6900
ST (mg/L)	400	45000	200	29000
STV (mg/L)	78	26700	75	20700
STF (mg/L)	40	28400	100	17000
SST (mg/L)	10	7000	7	12400
Fe Total (mg/L)	ND	1400	0,01	720
Cd Total (mg/L)	ND	0,1	ND	0,6
Cu (mg/L)	ND	0,8	ND	2,9
Cr (mg/L)	ND	1,2	ND	1
Mn Total (mg/L)	ND	115	ND	30
Ni (mg/L)	ND	6,5	ND	1,4
Zn (mg/L)	ND	27	ND	35
Pb Total (mg/L)	ND	1,5	ND	6,7
CT (NMP/100mL)	200	5 x 10 <sup>7</sup>	ND	2 x 10 <sup>8</sup>

Fonte: Souto (2009).

De acordo com o estudo realizado por Gomes (2009), foi possível obter dados gerais dos aterros estudados e os resultados da caracterização convencional dos respectivos lixiviados.

Por meio deste estudo pode se ter uma visão geral indicando que os lixiviados investigados apresentam elevada concentração de matéria orgânica em termos de DQO, DBO e nitrogênio.

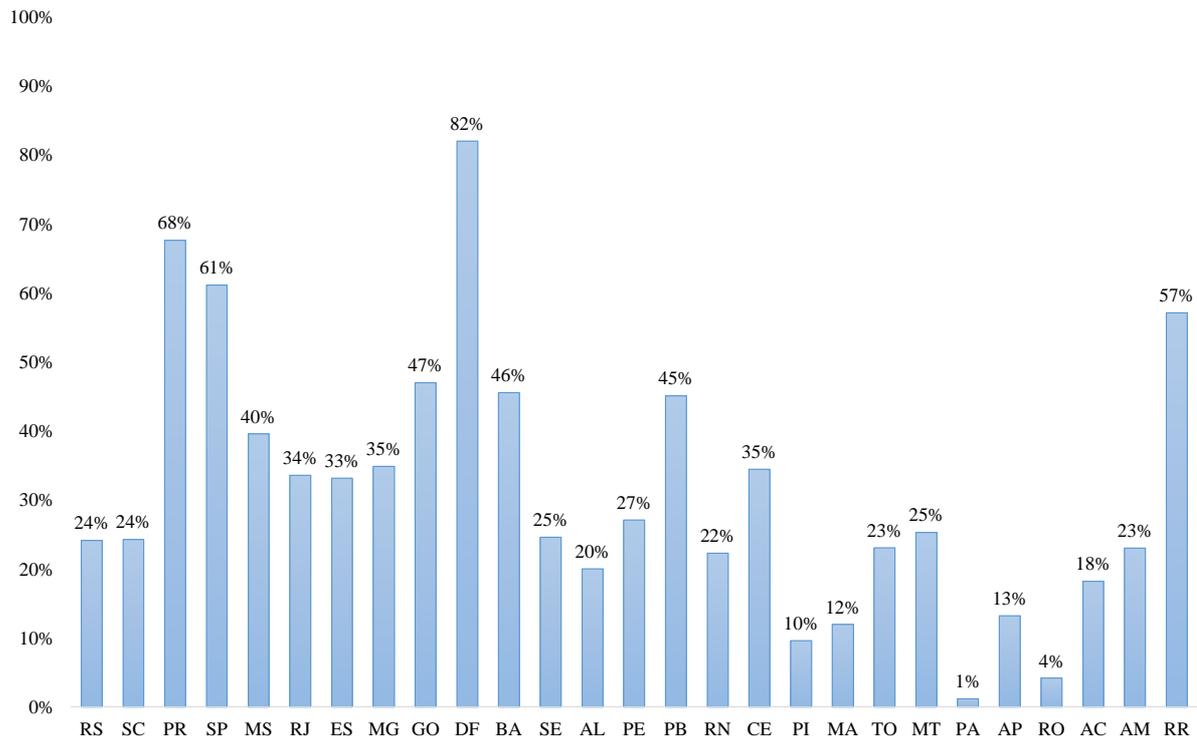
Diante da problemática ambiental do lixiviado produzido por meio da degradação de diferentes resíduos combinados com a água que infiltram no aterro sanitário. Fazem-se necessários estudos que possam ajudar no tratamento deste efluente, removendo alguns poluentes como, por exemplo: compostos recalcitrantes, metais potencialmente tóxicos, amônia, matéria orgânica e inorgânica. Ou ainda, há carência de processos que reduzam as características poluidoras dos efluentes antes do lançamento em corpos hídricos, adequando-se à legislação vigente.

### 2.1.2 Composição e características gerais de esgotos domésticos

Da mesma forma que o lixiviado, o esgoto doméstico gerado pelas comunidades precisa também de tratamentos prévios para não impactar o meio ambiente. A precariedade do tratamento dos efluentes no país, principalmente em pequenas cidades, aliadas a falta de recursos financeiros e planejamento, necessita de apoio tecnológico e científico, sendo motivo de preocupação e atenção. A falta de tratamentos de esgoto doméstico no Brasil tem contribuído para alterar a qualidade das águas nos rios.

Um estudo realizado pelo Trata Brasil (2017) e o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2017) mostram que somente no estado do Rio Grande do Sul são coletados apenas 29,40 % do esgoto doméstico e tratados apenas 24,15%. Um índice baixo de tratamento que vem contribuindo para a deterioração dos recursos hídricos. O sudeste é a região que concentra a maior parte das cidades sem saneamento e a situação mais crítica está localizada nas cidades do norte e nordeste do país, com várias capitais ocupando as piores colocações conforme Figura 2.

Figura 2: Índice de tratamento de esgoto sanitário no Brasil.



Fonte: Trata Brasil (2017) e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) 2017.

Para avaliar o tamanho do impacto causado pelo mau planejamento urbano, aliado ao saneamento básico. No Rio Grande do Sul, três dos dez rios mais poluídos do Brasil Rio dos Sinos (4º lugar), Rio Gravataí (5º lugar) e Rio Caí (8º lugar). Em alguns trechos destes rios citados a água está classificada como imprópria para o consumo, mas continua sendo coletada, tratada e distribuída para as comunidades (IBGE, 2013). Entretanto o não tratamento adequado de esgoto sanitário levou ao comprometimento da qualidade da água para o abastecimento público.

Spilki (2015) mostrou que o esgoto doméstico pode ser o maior vilão para o Rio dos Sinos em São Leopoldo. O levantamento foi realizado em dois anos, avaliando a água coletada em nove municípios da bacia hidrográfica do rio dos Sinos, concluindo que a população tem grande responsabilidade sobre a situação atual. Foram encontradas nestas análises: Adenovírus humano, que pode causar gastroenterite e diarreia e está presente na população sadia. Adenovirus aviário, bovino e canino. Cada um deles pode causar diferentes manifestações químicas nos animais. Este problema pode estar relacionado ao mau manejo dos dejetos em propriedades rurais.

A falta de saneamento básico pode causar outras doenças como diarreia infecciosa, cólera, hepatite, leptospirose e esquistossomose. De acordo com a ABNT NBR 9648:1986, o

esgoto doméstico pode ser caracterizado como um despejo líquido resultante da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas. Já o esgoto sanitário pode ser definido como um despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária.

Em relação à caracterização do esgoto doméstico, de modo geral, todo esgoto doméstico pode possuir 99,9% de água e 0,1% de sólidos (70% de sólidos orgânicos, como proteínas, carboidratos e gorduras, e 30% de sólidos inorgânicos, como areia, sais e metais). A água nada mais é do que um meio de transporte das inúmeras substâncias orgânicas e inorgânicas e microrganismos eliminados pelo homem diariamente, sendo os sólidos responsáveis pela deterioração da qualidade da água (SAEP, 2014).

Balkema et al. (2001) classifica os esgotos domésticos em águas cinzas e negras. As águas cinzas são oriundas da pia, chuveiro, máquina de lavar roupas, entre outros. Já as águas negras são resultantes do vaso sanitário. A GTZ (2006) classifica os esgotos domésticos em quatro diferentes classificações de águas residuais, devido ao estudo elas possuem características diferentes devido ao seu uso: água negra: uma mistura de fezes e urina com ou sem água de lavagem, possuem elevada concentração de matéria orgânica e presença de microrganismos patogênicos; água amarela: somente urina; água marrom: somente fezes; e água cinzenta: água doméstica, provenientes de pias, tanques, lavatórios, chuveiros, podem possuir produtos químicos resultantes de produtos de limpeza e higiene e sólidos suspensos (cabelos, fios tecidos, etc...), gorduras, óleos e graxas.

Os lixiviados podem atingir um índice muito superior de poluição em relação ao esgoto doméstico, tais fatos estão relacionados às características que compõem cada efluente. Tornando-se as características do esgoto um atrativo para tratamentos de lixiviados em conjunto com esgotos domésticos, diluindo-se o lixiviado ao esgoto. Porém, estudos devem ser realizados para analisar a mistura resultante desses tratamentos e os impactos ambientais que podem ou não causar aos corpos hídricos.

## **2.2 Processos oxidativos avançados**

Alguns autores comprovam a dificuldade de alcançar alta eficiência de remoção de matéria orgânica presente em lixiviados de aterro utilizando apenas sistemas de tratamento biológicos, sendo necessária a conjugação de sistemas físico-químicos como pré ou pós-

tratamento dos sistemas biológicos (LANGE E AMARAL, 2009). Assim, os Processos Oxidativos Avançados (POA), tem se mostrado eficientes na degradação de contaminantes.

Silva (2009) define os POA como tecnologias limpas e altamente eficientes, pois envolvem a geração de radical hidroxila ( $\bullet\text{OH}$ ) altamente oxidante que destroem as moléculas orgânicas presentes em águas contaminadas, sendo largamente empregados no tratamento de águas de subsolo e de superfícies contaminadas, efluentes industriais, água potável, lixiviados de aterros sanitários e esgoto doméstico, uma vez que estes processos são extremamente eficientes para destruir substâncias orgânicas de difícil degradação biológica, e muitas vezes, em baixa concentração. O que torna uma opção para aumentar a biodegradabilidade do lixiviado, principalmente quando possui compostos recalcitrantes.

De acordo com Silva (2009), os POA envolvem a geração de radicais livres que rapidamente reagem com as moléculas orgânicas, por adição a dupla ligação, troca de elétrons ou por abstração do átomo de hidrogênio em moléculas alifáticas. De acordo com Fioreze et al. (2014), o resultado é a formação de radicais orgânicos que reagem com o oxigênio, iniciando uma série de reações de degradação que resultam em dióxido de carbono e água. A Tabela 3 apresenta o potencial de redução de diversos oxidantes na água, dos quais alguns são usados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Tabela 3: Potencial de Redução (SHE).

Oxidante	Potencial de Redução (eV)
Flúor	3,03
Radical Hidroxila ( $\bullet\text{OH}$ )	<b>2,80</b>
Oxigênio atômico	2,42
Ozônio ( $\text{O}_3$ )	<b>2,07</b>
Peróxido de Hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ )	1,77
Íon Permanganato	1,67
Dióxido de Cloro	1,50
Cloro	1,36
Oxigênio ( $\text{O}_2$ )	1,23
Iodo	0,54

Fonte: Adaptado de Schoennel (2013), Teixeira e Jardim (2004).

Hassemer (2006) destaca que a grande vantagem dos POA deve-se ao fato de ser um processo destrutivo, ou seja, o contaminante não é simplesmente transferido de fase, mas sim degradado através de uma sequência de reações químicas.

De acordo com Teixeira e Jardim (2004), os POA podem se caracterizar por transformar a grande maioria dos contaminantes orgânicos em  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  e ânions inorgânicos (Equação 1). Por meio de reações de degradação que envolvem espécies transitórias, principalmente os

radicais hidroxilas, esses radicais possuem um potencial de redução de 2,8 eV, sendo o segundo oxidante mais forte, ficando atrás apenas do flúor. Promovendo a degradação de inúmeros poluentes, geralmente em tempos menores se comparados a outros processos de tratamento.



O  $\bullet\text{OH}$  é comumente formado por meio de reações que resultam da combinação de oxidantes como o  $\text{O}_3$  e o  $\text{H}_2\text{O}_2$ , com radiação ultravioleta (UV) ou visível (Vis), e catalisadores, como ions metálicos ou semicondutores como dióxido de titânio ( $\text{TiO}_2$ ) e óxido de zinco ( $\text{ZnO}$ ) (FIOREZE, 2014). Segundo Pacheco e Zamora (2004) em função do elevado poder oxidante (2,8 eV), o  $\bullet\text{OH}$  pode ser extremamente reativo, o que faz com que reaja rapidamente com inúmeras substâncias orgânicas, levando a sua completa degradação e devido a sua alta reatividade deve ser gerado in situ. Os POA podem se dividir em sistemas homogêneos e heterogêneos, conforme apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Sistemas típicos de POA.

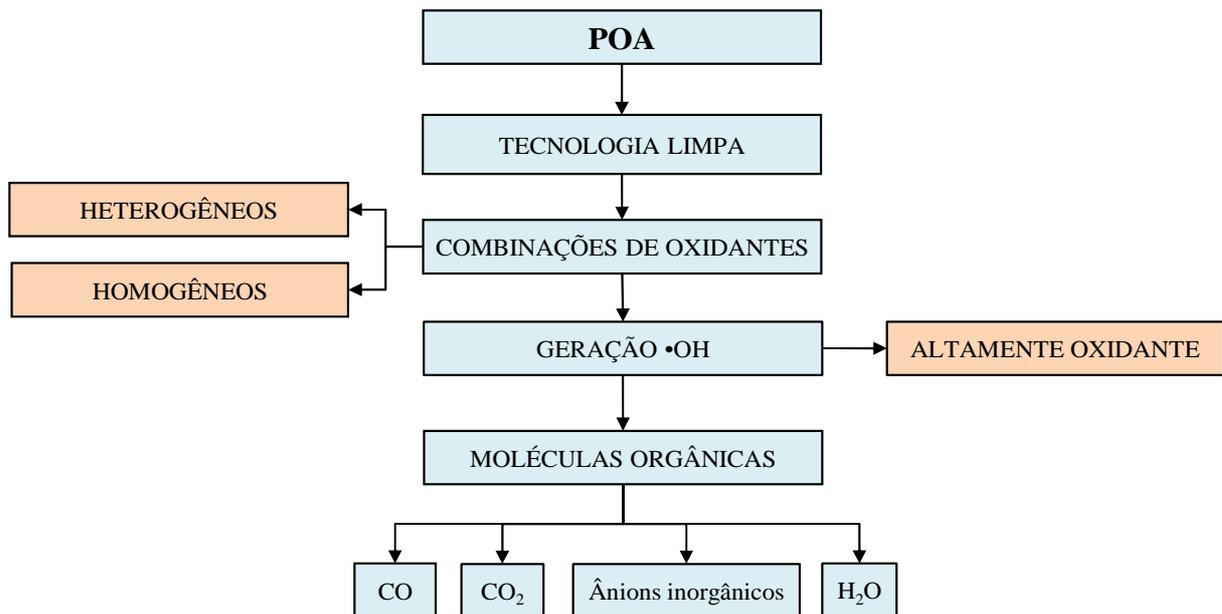
Processo	Homogêneo	Heterogêneo
Com irradiação	$\text{O}_3/\text{UV}$	Fotocatálise heterogênea ( $\text{TiO}_2/\text{O}_2/\text{UV}$ )
	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	
	$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	
	Foto-Fenton	
Sem irradiação	$\text{O}_3/\text{HO}^{-}$	$\text{O}_3/\text{catalisador}$
	$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$	
	Reagente de Fenton	

Fonte: Souza (2010).

Os sistemas de tratamento homogêneos podem ser classificados em dois mecanismos distintos: fotólise direta com ultravioleta (UV), onde a luz é a única fonte capaz de produzir a destruição do poluente. Geralmente possui uma eficiência mais baixa se comparada à geração de  $\bullet\text{OH}$ . E geração de radical hidroxila, que possui um elevado poder oxidante, vida curta e é o responsável pela oxidação dos compostos orgânicos. Pode ser gerado devido à presença de fortes oxidantes como,  $\text{H}_2\text{O}_2$  e  $\text{O}_3$ , combinados ou não com irradiação (JARDIM, 2004).

Já os sistemas heterogêneos, se diferenciam dos homogêneos devido à presença dos catalisadores semicondutores, substâncias que aumentam a velocidade da reação para atingir a degradação de compostos orgânicos presentes em água e efluentes (TEIXEIRA et al. 2004). De maneira geral os POA podem ser explicados no fluxograma da Figura 3.

Figura 3: Fluxograma dos processos oxidativos avançados.



Fonte: Adaptado de Silva (2009); Fioreze (2014); Teixeira e Jardim (2004) e Pacheco e Zamora (2004).

Existem diversas combinações de POA utilizados no tratamento de lixiviados de aterro sanitário. Salem et al. (2012) avaliou a ozonização, combinado com o processo de Fenton ( $O_3/H_2O_2/Fe^{2+}$ ) para tratar a maturação de lixiviados de aterro sanitário. O autor conseguiu remoções de 65%, 98% e 12% para DQO, cor e  $NH_3-N$ , respectivamente, em 90 minutos. A remoção máxima de  $NH_3-N$  foi 19% em 150 minutos. O consumo de ozônio para remoção de DQO foi de 0,63 kg  $O_3/kg$  COD. Para avaliar a eficiência, os resultados obtidos no tratamento de lixiviados estabilizados foram comparados com os obtidos a partir de outros processos de tratamento, tais como o ozônio isoladamente, a reação de Fenton isoladamente, bem como Fenton combinado e ozônio. O método combinado (isto é,  $O_3/H_2O_2/Fe^{2+}$ ) conseguiu maiores eficiências de remoção de DQO, cor, e  $NH_3-N$  em comparação com as outras aplicações estudadas.

Salem et al. (2013) investigou o desempenho do emprego de reagente persulfato na oxidação avançada de  $O_3$  no tratamento de lixiviado estabilizado. De acordo com o autor e com o método combinado  $O_3/S_2O_8^{2-}$ , alcançou-se maiores eficiências de remoção para DQO, cor e  $NH_3-N$ , em comparação com outras aplicações estudadas. Além disso, o novo método é mais eficiente do que o ozônio/fenton no processo de oxidação avançada no tratamento de lixiviados.

Costa et al. (2014) utilizou o processo de fenton e fenton solar em escala de bancada no tratamento de lixiviados de aterro sanitário, com o objetivo de melhorar a qualidade do lixiviado

para um tratamento biológico subsequente. Para o processo de fenton-escuro o autor obteve remoções de até 56% e 19% para DQO, respectivamente. Já realizando o tratamento com fenton-solar foram alcançadas remoções de até 88% e 78% de DQO. Esse tratamento indicou um lixiviado mais adequado para um tratamento posterior.

Scandelai et al. (2014) trataram o lixiviado de aterro sanitário durante 30 minutos por meio da combinação de  $O_3/ZnO$  e  $O_3/TiO_2$  com variações no pH. A melhor eficiência nos ensaios foi constatada na combinação de  $O_3 + 1,0$  g/L de ZnO em pH=1, obtendo boas remoções de cor verdadeira, turbidez e DQO, 98%, 88% e 64%, respectivamente. Apesar do ajuste de pH os ensaios com lixiviado bruto obtiveram remoções semelhantes de cor verdadeira, turbidez e DQO, respectivamente de 95%, 90% e 63%.

Também Corso, Scandelai e Tavares (2015) avaliaram os POA para a remoção de metais potencialmente tóxicos em lixiviados de aterro sanitário com  $O_3$  combinado com dióxido de titânio ( $TiO_2$ ) e  $O_3/ZnO$ . O autor constatou que os tratamentos combinados por  $O_3/TiO_2$  apresentaram altas remoções para todos os metais analisados, porém, o tratamento combinado por meio de  $O_3/ZnO$  não foi eficiente para atender o que preconiza a legislação (CONAMA nº 430/2011) para os metais manganês e zinco.

Por meio deste capítulo, percebe-se que os POA vêm sendo bastante utilizados no tratamento de lixiviados e outros efluentes. Principalmente pela degradação de compostos orgânicos e recalcitrantes em compostos biodegradáveis, podendo ser conjugados como pré-tratamentos e/ou pós-tratamentos. Porém, de acordo com Fioreze et al. (2014), essas tecnologias ainda demandam mais estudos, uma vez que desenvolver sistemas de tratamento em escala industrial ainda representa um dos grandes problemas para a implantação desses processos.

### 2.2.1 Oxidação com o ozônio ( $O_3$ )

O primeiro uso do  $O_3$  aconteceu na cidade Holandesa de Oudshoorn, em 1983 para o tratamento de águas para o abastecimento, desde então este oxidante foi empregado em mais de mil ETE na Europa. Assim, o conhecimento e a técnica de tratamento tiveram considerável desenvolvimento (LINGIREDDY, 2002).

Por volta de 1908 começou a ser utilizado nos Estados Unidos para o controle de sabor e odor nas águas, mas cresceu definitivamente após 1980. Sendo utilizado para desinfecção,

remoção de cor, controle de algas, entre outros (RAKNESS, 2005). Esse aumento pode ser atribuído ao fato de a U.S EPA (United States Environmental Protection Agency) tornar-se mais rigorosa na regulação da qualidade da água de abastecimento, já que a cloração não vinha atingindo suas exigências.

Como proposta neste trabalho, utilizando a ozonização (oxidante) para o tratamento combinado de lixiviados de aterro sanitário (LAS) e esgotos domésticos. O  $O_3$  vem surgindo como uma das principais alternativas para a substituição do cloro no tratamento da água. Porém, o principal interesse no uso do  $O_3$  para tratamento de efluentes, deve-se ao elevado potencial de redução (2,07 eV).

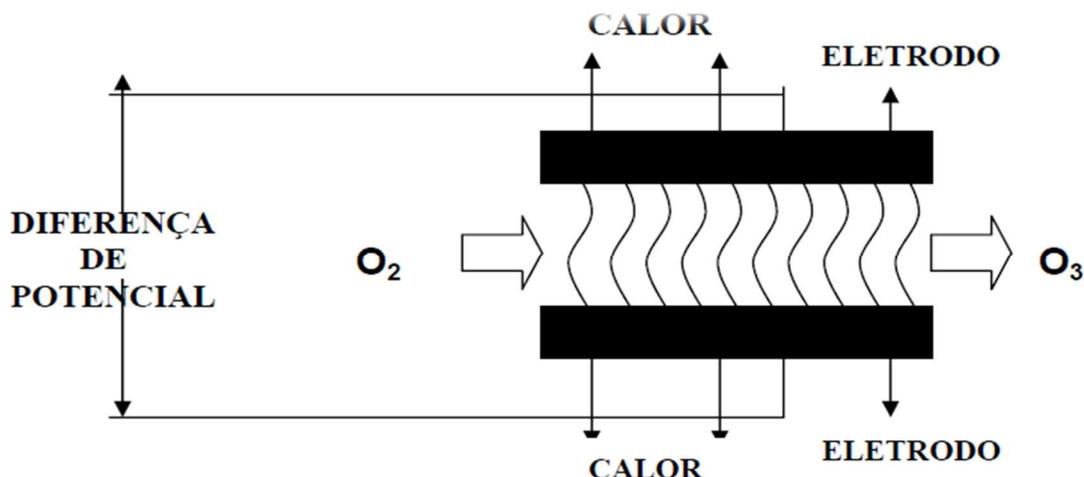
EPA (1998) define oxidante como um produto químico que diminui o teor de elétrons de outros produtos químicos e potencial de oxidação como a diferença de potencial elétrico entre um átomo ou íon e do estado em que um elétron foi removido para uma distância infinita deste átomo ou íon.

O uso de  $O_3$  em instalações de tratamento de efluentes visa principalmente à oxidação e dissociação de compostos orgânicos e não biodegradáveis. Porém, por ser altamente reativo e instável o que significa que não pode ser transportado ou armazenado, exige que seja produzido no local de aplicação (ORNELAS, 2010). A instabilidade desse gás é uma característica desejável porque quando o efluente é lançado no meio ambiente não haverá residual de oxidante que possa ser danoso à biota aquática.

O  $O_3$  é um gás existente no meio ambiente natural, incolor de odor pungente. Em fase aquosa, o  $O_3$  se decompõe rapidamente a  $O_2$  e espécies radicalares. É formado por três átomos de oxigênio, sendo que dois átomos de oxigênio constituem a base da molécula presente no ar que respiramos. Já o terceiro átomo, muito instável, pode se desligar facilmente do  $O_3$  para se ligar às moléculas de outras substâncias orgânicas, alterando sua composição química (KUNZ et al. 2002).

O  $O_3$  pode ser produzido a partir do oxigênio no ar ou a partir de oxigênio puro por descarga elétrica, este denominado de efeito Corona (Figura 4), que consiste na passagem do gás contendo oxigênio por meio de dois eletrodos separados, onde se aplica uma tensão que varia de 8 a 20 kV.

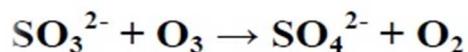
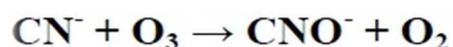
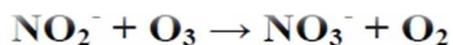
Figura 4: Produção do ozônio por meio do efeito Corona.



Fonte: Moraes (2005).

De acordo com Hassemer (2006), Rodrigues (2004) e Kunz et al. (2002), a oxidação de poluentes ou efluentes por O<sub>3</sub>, pode ocorrer por meio de dois mecanismos. O primeiro mecanismo pode ocorrer direto na forma molecular, cujas reações são altamente seletivas, ou seja, diretamente com as moléculas orgânicas ou inorgânicas presentes no efluente via adição eletrofílica (Figura 5), que consiste em uma reação de adição onde em um composto químico, o substrato da reação, se perde em ligação pi para permitir a formação de duas novas ligações sigma. Sendo mais comuns os substratos com ligações duplas ou ligações triplas e átomos com uma densidade negativa (N, P, O ou carbonos nucleofílicos).

Figura 5: Exemplos de oxidação direta com ozônio.

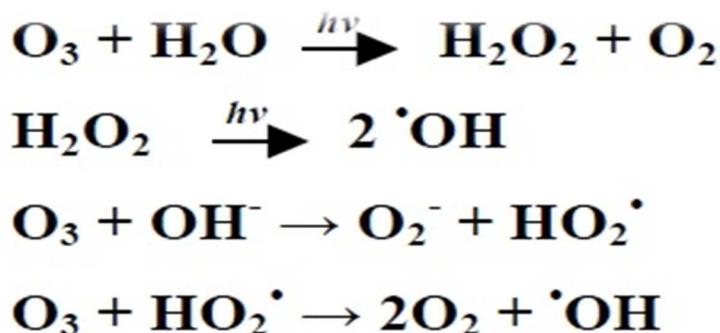


(onde R = radical alquila ou H)

Fonte: Kunz et al. (2002).

O outro mecanismo é o de ação indireta, onde a decomposição do  $O_3$  forma radicais livres altamente oxidantes ( $\bullet OH$ ) (Figura. 6). Esses oxidantes podem reagir por meio de três mecanismos distintos: Abstração de hidrogênio, transferência de elétrons ou adição radicalar.

Figura 6: Reações de decomposição de ozônio formando espécies radicalares.



Fonte: Kunz et al. (2002).

De acordo com Silva (2002), soluções com pH ácido (inferior a 7) tendem a favorecer os mecanismos de ação direta com o ozônio molecular, já as soluções que apresentam pH básico, incidência de luz ultravioleta, altas temperaturas e presença de catalisadores como o peróxido de hidrogênio, promovem a decomposição do ozônio, favorecendo as reações indiretas. Como o  $\bullet OH$  é um oxidante mais forte que o  $O_3$ , espera-se que o contato direto da ozonização-composto orgânico possa produzir uma degradação dos compostos, mas não uma completa mineralização a dióxido de carbono.

A oxidação dos compostos ainda pode depender da intensidade e o tempo de contato entre  $O_3$  e o lixiviado, podendo passar por três fases. Durante a primeira fase, com baixa eficiência de oxidação, halogênios orgânicos (Átomos pertencentes ao grupo 7 A da Tabela periódica: Cloro, bromo, flúor e iodo) podem ser produzidos se cloreto está disponível em altas concentrações. Na segunda fase, as substâncias orgânicas podem ser oxidadas principalmente para fragmentos orgânicos, em sua maioria biodegradáveis. A terceira fase e última, uma proporção significativa de substâncias orgânicas pode ser oxidada a dióxido de carbono (EHRIG. 2010).

Processos com a ozonização alteram a estrutura molecular dos compostos recalcitrantes, convertendo-os em compostos que podem ser melhores assimilados biologicamente (AKEN. 2011). De acordo com Silva (2009), o poder de oxidação do ozônio aumenta a degradação de

uma série de compostos orgânicos encontrados em lixiviados. No entanto, afirmam que para uma completa degradação dos poluentes ocorra, altas doses podem ser necessárias, o que pode tornar o processo economicamente inviável.

Rodrigues (2004) relata que o  $O_3$  pode ser usado apenas como um pré ou pós-tratamento de efluentes, preparando-o para um tratamento posterior. Assim serão utilizadas dosagens menores do oxidante, aumentando a biodegradabilidade do efluente e diminuindo, conseqüentemente o tempo de retenção requerido no tratamento biológico. Por meio de uma análise de infravermelho em um lixiviado já ozonizado, Ramirez e Velásquez (2004), observaram que os principais subprodutos resultantes da ozonização de matéria orgânica recalcitrante são o aumento nos grupos de hidroxila ( $-OH$ ) e carboxílico ( $COOH$ ), e a presença de grupos aldeídos ( $CHO$ ).

Os aldeídos são formados a partir do resultado da oxidação da matéria orgânica no esgoto e são os principais subprodutos da ozonização, sendo eles: formaldeído ( $H_2CO$ ), acetaldeído ( $C_2H_4O$ ), glioxal ( $C_2H_2O_2$ ) e metilglioxal ( $C_3H_4O_2$ ). Silva e Daniel (2015) avaliaram a desinfecção de esgoto doméstico anaeróbico com o uso de ozônio/cloro, analisando os subprodutos, como os aldeídos detectados, todos ficaram abaixo dos níveis permissíveis de acordo com a OMS e normas Australianas para abastecimento de água.

Andrade et al. (2002) realizaram um trabalho experimental com o objetivo de comparar dois tipos POA para o tratamento de lixiviado bruto proveniente do aterro sanitário do município de Uberlândia-MG. Utilizando a ozonização, remoções consideradas de DQO foram obtidas com a utilização de 106,7 g/L de  $O_3$  alcançando 59% e 50% de eficiência. O emprego de  $O_3$  interferiu significativamente em alguns parâmetros de caracterização do lixiviado como: Turbidez, condutividade e ácidos graxos e voláteis. Ao concluir, os autores destacam que remoções consideráveis de DQO foram obtidas somente com a utilização de altas concentrações de  $O_3$ .

Telles (2010) avaliou o desempenho de processos de tratamentos de lixiviados provenientes da CTR de Nona Iguaçú/RJ. Tendo como um dos processos a ozonização para tratamento de lixiviado bruto. A ozonização foi eficiente na remoção da cor 98% e os resultados do processo de ozonização apresentaram baixa eficiência na remoção de DQO, indicando que mesmo utilizando altas doses de  $O_3$ , não ocorreu a mineralização significativa dos compostos orgânicos. Foram realizados testes de toxicidade com peixe Danio Rerio mostrando que o lixiviado bruto é bastante tóxico, não podendo ser descartado em corpos receptores e nas

amostras com lixiviados pré-tratadas pelo processo de ozonização apresentaram praticamente a mesma toxicidade do lixiviado bruto, mostrando que a ozonização não removeu sua toxicidade.

Bassani (2010) monitorou o lixiviado bruto do aterro sanitário de Maringá/PR, utilizando a ozonização e o processo combinado de coagulação/floculação/radiação UV. Para os ensaios, utilizaram-se 1000 mL de lixiviado, que foram submetidos à ação do  $O_3$  por um tempo de 120 minutos. Nos testes de ozonização, foram obtidos resultados promissores para remoção de cor aparente (83%), turbidez (55%), DQO (69%) e cloreto (80%), sendo os mais satisfatórios obtidos no seu trabalho. Ainda o autor conclui que as características pós-tratamento biológico em lagoas de estabilização revelam a ineficiência do processo em tratar o lixiviado.

Schoennel (2013) avaliou o uso de  $O_3$  e peróxido de hidrogênio como um POA, visando à remoção de compostos recalcitrantes em lixiviados, utilizando dois lixiviados provenientes do aterro sanitário de São Leopoldo-RS, sendo um bruto e outro tratado por lagoas. Os ensaios ocorreram em escala piloto, sendo tratados 460 L em cada ensaio, com duração de 96 horas. Obteve-se uma remoção de até 88% de DQO e 66% de COT no ensaio com lixiviado bruto. Também se obteve mais de 90% na remoção de cor aparente, indicativo de matéria orgânica recalcitrante.

Também Seewald (2013) tratou 460 L de lixiviado bruto e tratado por lagoas, proveniente do aterro sanitário de São Leopoldo-RS, com o objetivo de avaliar a remoção de cor e desinfecção do lixiviado por meio do emprego de  $O_3$  e peróxido de hidrogênio. Os ensaios tiveram duração de 96 horas, com uma concentração de 29 mg/L de  $O_3$ . Todos os ensaios realizados alcançaram mais de 90% de eficiência na remoção de cor verdadeira em 96 horas de ensaio e mais de 92% de eficiência na eliminação de coliformes termotolerantes em 24 horas.

O processo de ozonização com base nos estudos mostrados vem se caracterizando altamente eficiente na remoção do parâmetro de cor, obtendo remoções acima de 80%. Cheng et al. (2011) revela que a cor nos efluentes é causada pela existência de compostos orgânicos que contém em sua estrutura ligações como:  $C=C$ ,  $C=O$ ,  $C=N$  e  $N=N$ , como o  $O_3$  é um forte oxidante pode agir quebrando estas ligações da estrutura, reduzindo assim a cor verdadeira do efluente. Porém, alguns autores relatam baixas eficiências de remoção de COT e nitrogênio amoniacal (RODRIGUES, 2004. SALEM, 2012).

Por meio de alguns trabalhos estudados, verifica-se que a ozonização como um POA pode contribuir para alterar as características recalcitrantes de matéria orgânica e aumentar a biodegradabilidade do lixiviado, obtendo excelentes remoções de compostos orgânicos e de

cor. Porém alguns autores citam a necessidade de elevadas concentrações de O<sub>3</sub> para tratar o lixiviado, o que pode tornar inviável. Segundo os autores, foi possível uma melhor biodegradação após o lixiviado ter passado por um tratamento biológico.

### **2.3 Tratamento combinado de lixiviados e esgotos domésticos**

Uma das alternativas de tratamento do lixiviado de aterro sanitário é transportá-lo para uma estação de tratamento de esgoto sanitário, reduzindo custos de implantação de estações de tratamento e custos operacionais ao longo do tempo. Porém as amostras de lixiviado possuem uma composição complexa, que pode variar muito de aterro para aterro, variando ainda de acordo com a idade do aterro sanitário (tempo de disposição dos resíduos no local). De acordo com essa problemática, é preciso estudos para aperfeiçoar e melhorar os processos de tratamentos existentes, minimizando inclusive custos envolvidos, sempre que possível.

O tratamento combinado vem sendo largamente utilizado em diversos Países como Estados Unidos (EUA), Japão, Portugal e Europa. No ano de 2000, a Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), estimava que quase 800 aterros sanitários dos EUA tratavam seus LAS em sistemas públicos de tratamentos de esgotos (USEPA, 2000). Tendo a USEPA concluído que os lixiviados não interferiam na operação dos sistemas de tratamento de esgoto.

O tratamento combinado de LAS e esgotos sanitários no Brasil vêm sendo estudado por diversos autores (FACCHIN et al. 2000. FERREIRA, 2009. SANTOS, 2010. TURETTA, 2011. ALBUQUERQUE, 2012. NASCENTES et al. 2015). Porém, algumas dificuldades são impostas em seus tratamentos devido às altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas, oriundas de lixiviados de aterros novos e velhos. Neste contexto, diversos estudos buscam avaliar a viabilidade do tratamento de lixiviado conjugado com o esgoto. Buscando conhecer os impactos da adição de lixiviados no sistema de tratamento e na qualidade do lodo e efluente final.

De acordo com Albuquerque (2012), o tratamento combinado dos efluentes vem apresentando bom desempenho, em relação a outros processos, tanto na remoção média de matéria orgânica (67%) como também na remoção de nitrogênio amoniacal (73%). De acordo com o autor, o sistema de lodos ativados é o sistema que proporciona melhor desempenho no tratamento. Campos (2014), reforça que a relação volumétrica entre o lixiviado e o esgoto não deve ultrapassar de 2% em ETE. De acordo com o seu estudo, o autor demonstra que na ETE ocorre a diluição do lixiviado e apenas a degradação parcial de seus componentes.

De maneira geral, essas ETE não foram projetadas para receber e tratar (adicionalmente) o lixiviado. Em muitos casos o tratamento combinado passa a ser efetuado após a ETE ser construída e em operação de rotina, não há nem mesmo o conhecimento do projetista sobre essa sobrecarga desconsiderada na concepção do sistema. De acordo com Campos (2014) o tratamento combinado precisa ser aprimorado, não tendo segurança efetiva de critérios baseados apenas nas análises de DBO, DQO, N, P e Metais, necessitando aumentar o número de variáveis monitoradas no afluente da ETE, no lixiviado e no efluente da ETE.

Outras consequências do tratamento combinado podem ser: a redução de sedimentabilidade de flocos (lodos ativados), dificuldade para ajuste/dosagem de produtos químicos, surgimento de fenômenos de geração espuma, cor e corrosão, aumento nas concentrações de metais potencialmente tóxicos no lodo, aumento da produção de lodo e de consumo de energia elétrica e aumento na dosagem de produtos químicos.

No Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, Facchin et al. (2000) avaliaram a eficiência do tratamento combinado em lagoas de estabilização tipo australiano na ETE do bairro Lami durante 22 meses, compreendido entre agosto de 1998 e maio de 2000. O lixiviado, em média, foi adicionado na proporção de 3,2 % em volume ao esgoto a ser tratado. O monitoramento apontou a importância do controle do aporte de nitrogênio amoniacal na manutenção da estabilidade do processo de degradação. O nitrogênio amoniacal está presente nos lixiviados em elevadas concentrações e pode se tornar tóxico a algas e microorganismos que, são parte integrante deste tratamento. Os resultados obtidos durante o monitoramento, segundo os autores indicam que o tratamento combinado pode ser uma alternativa viável, principalmente em pequenas cidades onde os recursos são escassos.

Gomes (2009) estudou diferentes tratamentos, onde foram conduzidos em diferentes escalas e utilizando-se processos diversos de tratamento. Um dos tratamentos foi realizado em escala real, na ETE de Icaraí em Niterói (RJ), foi monitorado por mais de 12 meses. A ETE de Icaraí iniciou sua operação na configuração atual de agosto de 2003 e recebe 69.000 e 82.000 m<sup>3</sup>/dia de esgoto. O volume de lixiviado em relação ao volume de esgoto tratado na ETE manteve-se entre 0,37 e 1,22% de janeiro de 2007 a setembro de 2008, não ultrapassando o percentual de 2%. Estima-se que o lixiviado tenha contribuído com valores de carga de DQO entre 1,3 e 11,8% e carga de nitrogênio amoniacal entre 6,9 e 70,5% em relação às cargas de esgoto que chegam à ETE. Assim, evidencia-se a importância de monitorar o aporte de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal (FERREIRA, 2009).

Santos (2010) estudou o tratamento combinado de lixiviados do Rio de Janeiro, tendo como objetivo principal a avaliação dos aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico. A pesquisa foi realizada em duas linhas: linha 01 – lagoa facultativa + lagoa de maturação, com diluição do lixiviado do aterro de Gramacho; linha 02 – lagoa aerada + lagoa de sedimentação, com diluição do lixiviado do aterro de Gericinó. Para as proporções de 0, 0,2 0,5 e 2% foram alcançadas remoções de 82, 68, 66, 56% de DQO. A autora ainda realizou uma estimativa da geração de esgoto e de lixiviado por uma mesma população contribuinte, alcançando-se valores entre 0,09% e 0,13% de volume de lixiviado em relação ao de esgoto, o que favorece a aplicação do tratamento combinado.

Turetta (2011) avaliou a tratabilidade de lixiviado do aterro sanitário de São Carlos combinado com efluente anaeróbico em reatores de lodos ativados em escala de bancada. Na pesquisa, a autora realizou os ensaios com proporções de 2,5%, 10% e 20% de lixiviado em relação ao efluente. Os resultados mostraram que as proporções de 10% e 20% de lixiviado nas condições experimentais foram prejudiciais ao sistema aeróbico de tratamento. O reator alimentado com 2,5% de lixiviado apresentou melhores resultados, alcançando remoção de COT (77%) e DQO (57%).

Albuquerque (2012) avaliou a eficiência do tratamento combinado de lixiviado e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados, em diferentes condições. O lixiviado foi proveniente do aterro sanitário de São Carlos/SP. Uma em escala de bancada (regime de batelada) utilizando proporções de 0,2%, 2% e 5% de lixiviado e o segundo com lixiviado pré-tratado por alcalinização e air stripping. O segundo experimento se mostrou mais eficiente com remoção de DBO (97%), DQO (82%) e COD (60%), respectivamente até a proporção de 2% de lixiviado tratado. No tratamento utilizando proporções de 5% de lixiviado ao esgoto se mostrou inviável tecnicamente nas condições de todos os experimentos, com eficiência de remoção de DQO abaixo de 69% e concentração efluente acima de 112 mg/L.

Nascentes et al. (2015) avaliaram o tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em misturas de 0,5% e 5% em dois reatores de lodos ativados em escala de bancada, os autores relatam que ao longo do experimento foi possível observar que nas mudanças de etapas, logo após a introdução ou aumento da concentração de lixiviado, houve queda significativa de biodiversidade e redução na atividade dos microrganismos e que após alguns dias a diversidade e a atividade se reestabeleciam no sistema, mostrando que apesar da

introdução de uma matriz mais complexa na alimentação dos reatores, os microrganismos foram capazes de se adaptar.

Neste contexto, vários autores vêm tentando tratar o lixiviado combinado com esgotos sanitários (FACCHIN et al. 2000. FERREIRA, 2009. SANTOS, 2010. TURETTA, 2011. ALBUQUERQUE, 2012. NASCENTES et al. 2015). Porém, ainda não se sabe qual a proporção volumétrica de lixiviado que pode ser lançada em uma ETE sem causar prejuízos aos sistemas biológicos de tratamento. Alguns autores como Albuquerque (2012) e Turetta (2011) tiveram dificuldades em tratar proporções iguais ou acima de 5% de lixiviado nas ETEs ou em ensaios de laboratório, mostrando que nessas proporções podem ser prejudiciais ao sistema aeróbio de tratamento.

## **2.4 Legislação ambiental pertinente**

Em âmbito nacional, atualmente, tem-se a resolução n 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama), que “dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução n° 357/2005”. Ela conceitua efluente como um termo usado para caracterizar os dejetos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos (lixiviado). Em seu parágrafo único ela estabelece que o lançamento indireto de efluentes no corpo receptor deverá observar o disposto nesta resolução quando verificada a inexistência de legislação ou normas específicas, disposições do órgão ambiental competente, bem como diretrizes da operadora dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto sanitário. A referida resolução fixa normas gerais sobre os assuntos nela tratados, deixando a cargo dos órgãos ambientais estaduais e municipais suplementá-la de acordo com suas necessidades e peculiaridades. Contudo, as normas estaduais e municipais ficam proibidas de fixarem parâmetros menos restritivos aos estabelecidos na Resolução e, até mesmo, de ir contra seus dispositivos (BRASIL, 2011).

Em âmbito estadual, atualmente temos a resolução do Conselho Estadual de Meio ambiente (Consema) n° 276/2013 que “dispõe na excepcionalidade nos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, no que diz respeito aos padrões e condições para emissão de efluentes líquidos domésticos em águas superficiais do estado do Rio Grande do Sul” resolve em seu artigo 1° suspender a resolução Consema n° 128 e 129/2006, em caráter excepcional, para fins de condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos domésticos nos sistemas públicos de tratamento de esgoto sanitário. Ainda no artigo 2° declara que no período de vigência desta

normativa será utilizada a resolução Conama 430/2011 para definições de condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos domésticos do sistema público de esgotamento sanitário. (BRASIL, 2013).

É importante salientar que a resolução Consema n° 276/2013, abrange apenas os efluentes líquidos domésticos do sistema público de esgotamento sanitário, já para os efluentes industriais no Estado do Rio Grande do Sul, segue-se a resolução Consema n° 128/2006 que “Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul”. Esta resolução é mais restritiva nos padrões de lançamento de efluentes do que a resolução Conama n° 430/2011.

Alguns estados do Brasil como Minas Gerais, já possuem legislações específicas para o lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de lixiviados de aterros sanitários. As duas normas que norteiam esse tópico são a Deliberação Normativa – DN10/1986 e a deliberação normativa (DN) 46/2001, do Conselho Estadual de Política Ambiental (Copam) (LIMA, 2006).

A DN n° 46/2001 resolve no artigo quinze e parágrafo primeiro, que quanto aos lançamentos realizados, direta ou indiretamente, nos corpos de água pelos sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais, os parâmetros DBO<sub>5</sub> dias a 20°C e DQO terão como limites máximos os valores de 60 mg/L e 90 mg/l, esses limites só poderão ser ultrapassados se o tratamento reduzir a carga poluidora dos efluentes, em termos de DBO<sub>5</sub> dias a 20°C e de DQO em, no mínimo, 60% (BRASIL, 2001). Já a Conama n° 430/2011 estabelece para DBO limite máximo de 120 mg/L ou remoção de 60%. Para DQO, a resolução não estabelece limites de lançamentos neste parâmetro (BRASIL, 2011).

Dessa maneira não há uma legislação específica para o lixiviado no Estado do Rio Grande do Sul, sua inadequação é oriunda da própria falta de estudos sobre lixiviados e seu tratamento. Seriam necessários maiores investimentos em pesquisas, maior atuação e fiscalização dos órgãos ambientais para diminuir a problemática da poluição causada por aterros sanitários.

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

Neste capítulo será apresentado o método do trabalho, a qual seguiu o princípio da experimentação, que consiste em um método que utilizou um conjunto de procedimentos que se estabelecem para verificar as hipóteses da pesquisa. Segundo Kerlinger (1974), a experimentação é realizada em laboratório, onde o próprio pesquisador tem controle parcial sobre as variáveis, pois o ambiente da experimentação será criado e conduzido pelo pesquisador.

Segundo a observação de Kerlinger (1974), o objetivo do método experimental está focado em fornecer respostas às perguntas em uma investigação, e pode “ser um tipo de pesquisa científica no qual o pesquisador manipula e controla uma ou duas variáveis independentes, e observa a variação nas variáveis dependentes concomitantemente à manipulação das variáveis independentes”. As amostras coletadas dos efluentes foram analisadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos), ao qual o autor foi responsável pelas análises, para que se alcancem os objetivos estabelecidos.

#### **3.1 Lixiviados e esgotos utilizados no experimento**

O lixiviado utilizado neste estudo foi proveniente do aterro sanitário de São Leopoldo/RS, gerenciado pela Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR), a qual é uma subsidiária da Holding Solvi. O aterro sanitário está localizado na Estrada do Socorro, nº 1550, bairro Arroio da Manteiga e possui uma área total de 135 hectares, onde 60 hectares são utilizados para a destinação de resíduos. O aterro iniciou suas operações no ano de 2011, com uma capacidade total de 5 milhões de toneladas de resíduos e uma vida útil estimada em vinte anos. Atualmente o aterro está acumulando o lixiviado em lagoas, e enviando para tratamento combinado com esgoto sanitário, na ETE da Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan) no município de Canoas.

Em sua primeira etapa, o aterro está operando com foco na disposição de resíduos. Salienta-se que no médio prazo, a CRVR acrescentará processos e tecnologias, como segregação dos resíduos para os municípios que não dispuserem desse serviço, além de uma unidade de compostagem e queima de biogás para geração de energia, de acordo com os termos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Kyoto (CRVR, 2015). Para

este estudo, foi utilizado o lixiviado bruto coletado na entrada do sistema de lagoas, as quais servem atualmente de bacias de acumulação do lixiviado produzido, conforme pode ser observado na Figura 7.

Figura 7: Aterro sanitário de São Leopoldo mostrando o ponto de coleta de lixiviado.



Fonte: Google Maps (2015).

O lixiviado utilizado foi armazenado em um tanque no Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental, junto a ETE Unisinos. O esgoto sanitário utilizado foi coletado junto a ETE Unisinos. A ETE da Unisinos é constituída por tratamento primário (gradeamento e caixa de areia) (etapa 1) (Figura 8), por tratamento secundário (um reator anaeróbico do tipo UASB) (etapa 2) e por um contactor biológico rotatório com 3 estágios (etapa 3), seguido de decantador secundário (etapa 4). A etapa 5 compreende a etapa de desinfecção utilizando  $O_3$ . A coleta de esgoto sanitário para as bateladas experimentais foi realizada na saída do tratamento primário, após a caixa de areia (etapa 1).

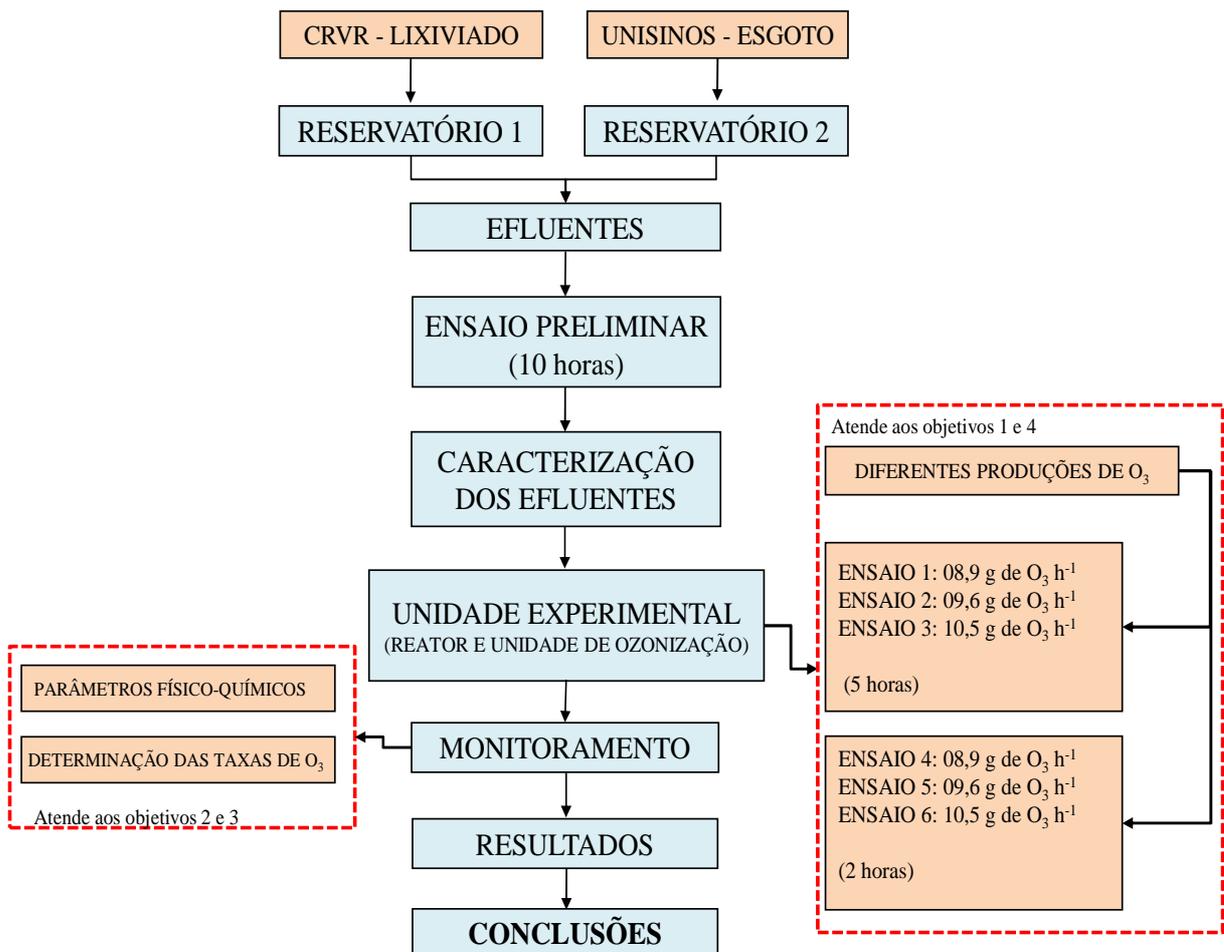
Figura 8: Estação de tratamento de esgotos – ETE Unisinos.



### 3.2 Delineamento e organização experimental

Os efluentes foram transportados até a unidade piloto de tratamento localizada no laboratório de Saneamento Ambiental. O lixiviado foi armazenado temporariamente em um reservatório de 500 L para posterior uso no experimento. O esgoto doméstico foi coletado na ETE da Unisinos. Inicialmente foi realizado um ensaio preliminar (para testar a unidade experimental e servir como parâmetro para os demais ensaios), em seguida realizou-se a caracterização dos efluentes e após três ensaios com diferentes produções de  $O_3$  (Ensaio 1, 2 e 3 com duração de 5 horas), e para finalizar mais três ensaios (Ensaio 4, 5 e 6 com duração de duas horas) aplicados na mistura de 2% de LAS no esgoto doméstico. A Figura 9 apresenta as etapas metodológicas da pesquisa, aos quais serão descritas na sequência.

Figura 9: Etapas metodológicas da pesquisa.



Cada batelada teve uma duração prevista de 5 horas (ensaios 1, 2 e 3), realizando-se coleta das amostras em intervalos de uma hora a cada batelada e no tempo zero (total de 6 amostras). Este plano de amostragem foi baseado na hipótese de que é neste tempo que o ozônio tem ação efetiva na oxidação da matéria orgânica. Também, cabe ressaltar que trabalhos anteriores realizados por Seewald (2013), Schoenell (2013) e Schons (2014) mostraram a necessidade de um acompanhamento dos experimentos com amostragens em intervalos menores, por exemplo, intervalos de hora em hora durante as primeiras 5h de ensaio. No total, em cada ensaio foi tratado um volume de 160 L da mistura de LAS com esgoto doméstico (2 L de LAS e 158 L de esgoto).

Antes da realização de cada ensaio, foi realizada uma caracterização em triplicata dos efluentes, considerado então, como tempo zero (T0). A proporção de 2% de LAS diluído ao esgoto sanitário foi definida com base na revisão bibliográfica, já que Turetta (2011), Albuquerque (2012) e Nascentes et al. (2015), em seus trabalhos não recomendam a utilização de proporções de lixiviado acima de 5% adicionadas ao esgoto sanitário para tratamentos combinados, quando o tratamento for biológico. No caso deste trabalho não há tratamento biológico, somente o estudo com a utilização de ozônio.

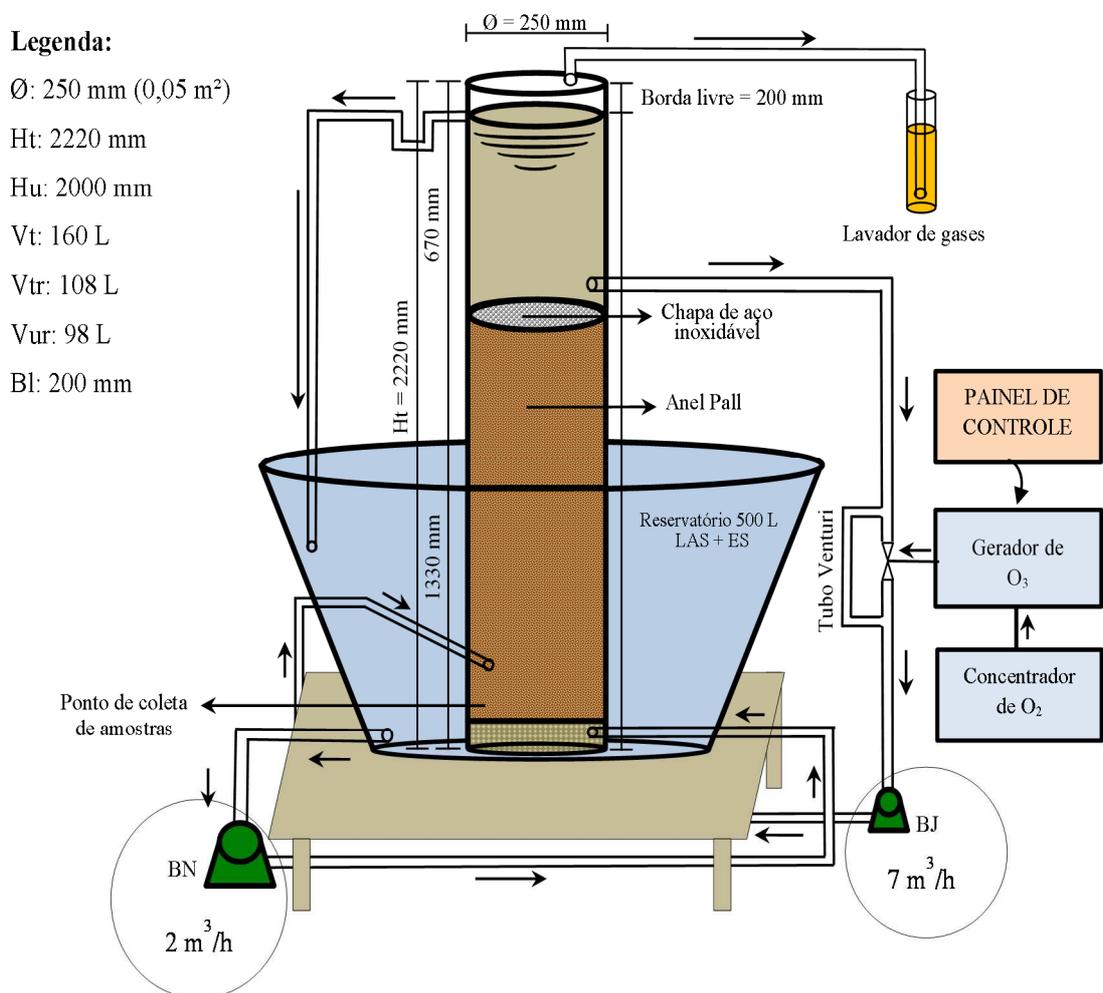
A unidade experimental foi composta por um reservatório com capacidade de 500 L, a qual foi utilizada como tanque de acúmulo para permitir a recirculação do efluente do reator. A alimentação do reservatório para o reator foi por bombeamento utilizando uma bomba helicoidal da marca NETZSCH, modelo NM031BY01L06B (Figura 10), podendo operar com uma vazão mínima de 0,1 m<sup>3</sup>/h e máximo de 4,2 m<sup>3</sup>/h. Para este estudo foi adotada uma vazão de 2,0 m<sup>3</sup>/h à uma frequência de 28,57 Hz.

Figura 10: Bomba helicoidal de recirculação do reservatório para o reator experimental.



O reator experimental foi composto de um tubo de PVC com 250 mm de diâmetro e 2,20 m de altura total (Ht), totalizando um volume de 108 L (Vtr). O volume útil (Vur) de trabalho do reator foi de 98 L, deixando-se 20 cm de borda livre (Bl) no topo do reator para evitar vazamentos. A Figura 11 apresenta um esquema completo da unidade experimental da pesquisa e a Figura 12 apresenta detalhadamente a unidade de tratamento: reator experimental e sistema de ozonização.

Figura 11: Sistema experimental de oxidação via  $O_3$  para o tratamento dos efluentes.



Legenda: Ht: altura total; Hu: altura útil; Vt: volume total; Vtr: volume total, Vur: volume útil do reator; Bl: borda livre.

Figura 12: Detalhes da unidade experimental.



Legenda: A – Unidade de tratamento, reservatório e reator de PVC. B – Sistema de ozonização composto por um painel de controle, um concentrador de oxigênio e um gerador de  $O_3$ . C – Bomba centrífuga da marca Jacuzzi, para recirculação do efluente do reator para a unidade de ozonização/reator. D – Detalhe do tubo Venturi utilizado para injetar o  $O_3$  no efluente.

O reator foi preenchido em 2/3 do seu volume total (72 L) com Anel Pall de 1,5”, visando otimizar as condições hidráulicas internas e impedindo o surgimento de caminhos preferenciais da mistura afluyente que é bombeada para dentro do reator. Para impedir a movimentação interna do Anel Pall, foi colocada uma chapa de aço inoxidável. A Figura 13 apresenta o Anel Pall utilizado no experimento e a Tabela 5 apresenta as especificações e características.

Figura 13: Anel Pall utilizado no reator experimental.



Tabela 5: Especificações e características do Anel Pall (1,5”).

<b>Especificação</b>	<b>Descrição</b>
Área superficial total	128 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>
Índice de vazios	93%
Peso	90 kg/m <sup>3</sup>
Material	PP - Polipropileno

Fonte: Roens (2010).

A coleta do efluente do reator, para o sistema de ozonização foi realizada por uma bomba centrífuga da marca Jacuzzi (BJ) com vazão de 7 m<sup>3</sup>/h, recirculando para o tubo Venturi onde o O<sub>3</sub> é injetado. A unidade de ozonização foi composta por 1 concentrador de oxigênio, 1 gerador de O<sub>3</sub> (Marca Brasil Ozônio – BRO3-PLUS2) e um painel de controle, utilizando o efeito Corona para geração de ozônio. Este processo concentra oxigênio do ar e aplica-se sobre ele uma descarga elétrica formando o O<sub>3</sub>. Ou seja, há conversão das moléculas de O<sub>2</sub> em O<sub>3</sub>, quando o O<sub>2</sub> passa por dois eletrodos com diferenças de potencial elétrico de tensão entre 8 e 20 kW. O sistema de ozonização teve capacidade de produção de 3 a 5 L/min de O<sub>2</sub> com concentração de O<sub>3</sub> entre 34,2 e 45,5 g/Nm<sup>3</sup>.

Após a mistura (ES + LAS) ser ozonizada, foi enviada por meio da bomba helicoidal para o reator, recirculando os efluentes por 5 horas. Acima do ponto de captação do efluente para a recirculação e ozonização, foi mantida uma coluna de líquido correspondente a 690 mm, a qual foi a um extravazador que direcionou o líquido para o reservatório, e deste a bomba centrífuga injetava novamente na base do reator em co-corrente com o efluente ozonizado que passou pelo tubo Venturi.

No topo do reator há uma abertura para saída do O<sub>3</sub> que não foi consumido no reator, ao qual foi borbulhado em um frasco lavador de gases (Figura 14) contendo 200 mL de uma solução de iodeto de potássio (KI) 2%, permitindo analisar o teor de ozônio que reagiu com o KI por meio da titulação com tiosulfato de sódio e determinar a geração de ozônio gasoso que não foi transferida para os efluentes por meio do método 2350-E, titulação indireta, segundo APHA (2012).

Figura 14: Frasco lavador de gases para coleta do ozônio gasoso.



Na reação química do KI com o ozônio, há a quebra da molécula de ozônio transformando-a em oxigênio puro (O<sub>2</sub>) gerando iodo elementar, conforme a reação química apresentada pela Equação 2.



### 3.2.1 Calibração do gerador de O<sub>3</sub>.

Partindo da produção de O<sub>3</sub> informada pelo equipamento, foi realizada a calibração do gerador de O<sub>3</sub> por meio do método 2350-E, titulação indireta, segundo APHA (2012). Este método tem sido utilizado por diversos pesquisadores (Moraes 2005; Soares 2007; Bassani, 2010 e Pedroso 2012). Cada um dos autores citados anteriormente realizou a técnica com algumas modificações, para este estudo foi utilizada a metodologia segundo APHA (2012).

O método baseia-se na capacidade que o O<sub>3</sub> tem de liberar o iodo em solução de KI. A seguir é apresentado o procedimento para realização da calibração do gerador de O<sub>3</sub>, seguindo o método 2350-E:

1. Ligou-se o gerador de ozônio e concentrador de O<sub>2</sub>, ajustando na primeira vazão e deixou-se o equipamento ligado por 10 minutos;
2. Em seguida, conectou-se a mangueira do gerador de O<sub>3</sub> em um frasco lavador de gases contendo 200 mL de uma solução de KI 2% (V<sub>ki</sub>);
3. Importante: Conservar a solução de KI (2%) em um frasco escuro e na geladeira, utilizando-o apenas 48 horas após o seu preparo. Deve-se colocar 20 g de iodeto de potássio para cada 1 litro de água destilada;
4. Após o tempo de ozonização (T) de 10 minutos, foi coletado um volume de 10 mL (V<sub>am</sub>) da solução ozonizada e adicionada 2 gotas de ácido sulfúrico 2 N para fixação do O<sub>3</sub> no meio líquido;
5. Em seguida, a amostra foi titulada com solução de tiosulfato de sódio 0,005 N até que a coloração amarelada, característica do iodo, desaparecesse e em seguida, anotava-se o volume gasto de tiosulfato de sódio (V<sub>tio</sub>). Assim determina-se a calibração do gerador de ozônio;
6. Repetir este procedimento para as demais vazões de O<sub>2</sub>.

Por meio do método, para cada um dos ensaios foi possível quantificar a produção de O<sub>3</sub> gerada pelo equipamento em um tempo definido de 10 minutos, com base na equação 3.

$$CO_3 = \left( \frac{N \times 1440 \times V_{Tio} \times V_{KI}}{T \times V_{am}} \right) \div 1000 \quad (3)$$

$CO_3$  = concentração de  $O_3$  (g de  $O_3 \cdot h^{-1}$ );

N = normalidade do tiosulfato de sódio (N);

T = tempo de contato (h);

$V_{Tio}$  = volume gasto do tiosulfato de sódio (mL);

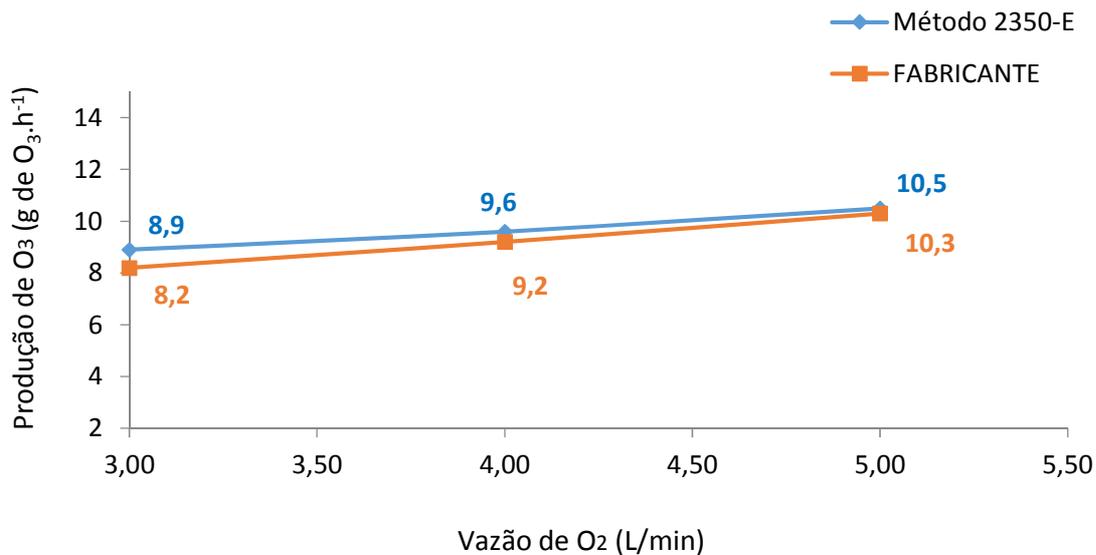
$V_{KI}$  = volume do KI (iodeto de potássio) na coluna de ozonização (mL);

$V_{am}$  = volume da amostra a ser titulada (mL);

1440 = fator de correção das unidades.

Após a realização do ensaio de calibração do gerador de  $O_3$ , para cada uma das vazões de  $O_2$  informadas pelo manual do equipamento (BRO3-PLUS2), verificou-se que os resultados encontrados foram semelhantes às concentrações informadas pelo fabricante, conforme apresentados pela Figura 15. Portanto, para esta pesquisa adotou-se os dados da produção de  $O_3$  a partir da calibração do gerador de ozônio.

Figura 15: Ensaio de calibração do gerador de ozônio.



Com base nos resultados da equação 3 (produção de ozônio), foi possível quantificar as concentrações de  $O_3$  residual que saiam do reator, por meio do procedimento a seguir:

1. A cada hora de ensaio, coletava-se um volume de 10 mL de amostra ozonizada da saída do reator e acrescentava-se 10 mL de KI (2%);
2. Em seguida adicionavam-se duas gotas de  $H_2SO_4$  2 N, adquirindo uma coloração amarelo palha;
3. Após, titulava-se a amostra com  $Na_2S_2O_3$  até o desaparecimento da cor amarelo palha e anotava-se o valor gasto;
4. Para calcular os valores de ozônio residual, adotou-se a equação 3.

Com base na equação 3, pode-se calcular as concentrações de  $O_3$  geradas pelo equipamento para cada uma das vazões de  $O_2$  e também determinar a quantidade de ozônio residual que saia do reator. Salienta-se que, a massa de  $O_3$  transferida para meio líquido pode-se dividir em residual e consumida pelo efluente.

Para verificação da produção de  $O_3$  em função da vazão de  $O_2$  informada pelo fabricante (Brasil Ozônio), foi utilizado um fluxômetro (Figura 16) para leitura e medição da vazão de ar. Assim, pode-se verificar se a vazão injetada no efluente corresponde à mesma vazão de saída do concentrador de  $O_2$ . O método foi realizado no início de cada ensaio, conectando o fluxômetro no tubo Venturi e na mangueira de injeção do  $O_3$ .

Figura 16: Fluxômetro para medição da vazão de oxigênio.



## 3.2.2 Parâmetros e métodos de análise

A Tabela 6 apresenta os parâmetros físicos químicos que foram analisados durante cada ensaio para o tratamento de esgoto sanitário acrescido de LAS, a frequência e os métodos que foram empregados.

Tabela 6: Parâmetros, métodos de análises e frequência das análises que serão realizadas.

Parâmetros analisados	Método de análise	Frequência
Potencial Hidrogeniônico (pH)	Método Potenciométrico (SM 4500 H±).	Uma amostra por hora
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Refluxo fechado, método colorimétrico (SM 5220D).	0h, 6h e 12h
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Método Respirométrico (SM 5210 D).	0h, 6h e 12h
Cor Aparente e Verdadeira	Método Espectrofotométrico (SM 2120C).	Uma amostra por hora
Turbidez	Método Nefelométrico (SM 2130B).	Uma amostra por hora
Calibração do equipamento	2350-E. Ozone Demand/Requirement- Semi-Batch Method	Uma amostra por hora

Fonte: SM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

## 4 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo estão apresentados, descritos e discutidos os resultados decorrentes da metodologia. Inicialmente foi realizado um ensaio preliminar com duração de 10 horas e a caracterização dos efluentes (LAS e esgoto bruto). A partir do ensaio preliminar, realizaram-se os ensaios 1, 2 e 3 (em duplicata) variando as concentrações de O<sub>3</sub> em 5 horas (atendendo aos objetivos 1 e 2), após, realizaram-se mais três ensaios com duração de 2 horas (ensaios 4, 5 e 6), e análise das taxas de utilização de O<sub>3</sub> atendendo ao objetivo 3. Para finalizar, discutiram-se os ensaios, realizadas as considerações finais e conclusões da pesquisa.

### 4.1 Ensaio preliminar

Antes da realização dos ensaios 1, 2 e 3, realizou-se um ensaio preliminar com o objetivo de testar a unidade experimental (reator e unidade de ozonização) e determinar: o tempo ideal de contato com o O<sub>3</sub> (horas), o volume ideal de efluentes (L) e testar os métodos analíticos. A Tabela 7 apresenta o resultado das médias gerais e remoções ao longo do ensaio preliminar.

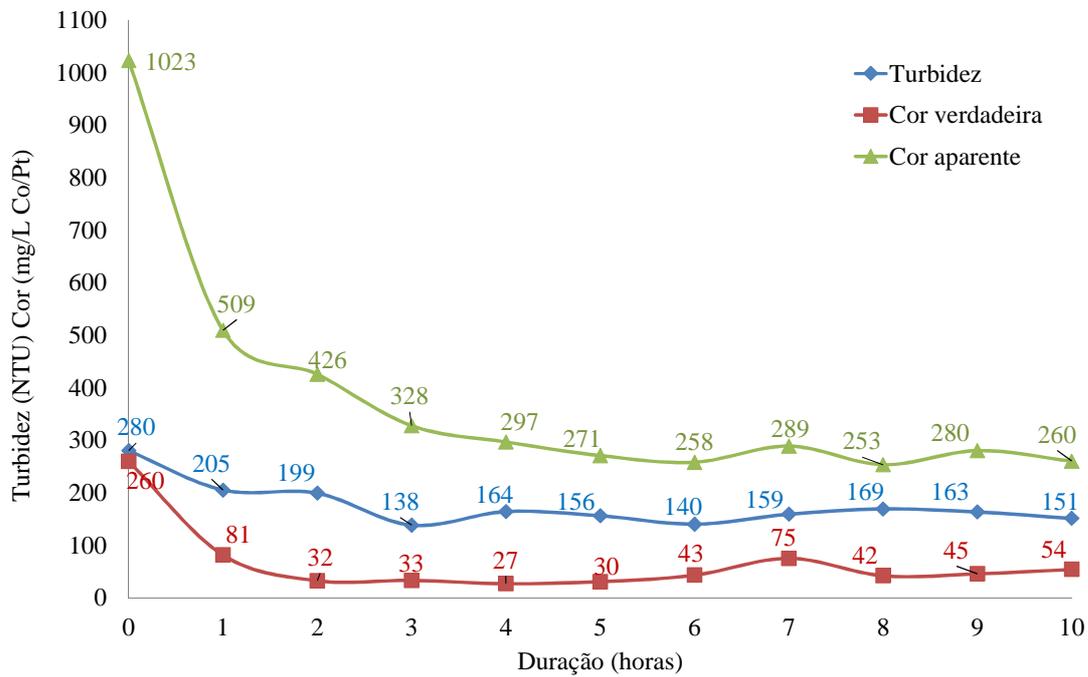
Tabela 7: Média geral e remoção durante o ensaio preliminar.

Parâmetros	Duração (horas)										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CA (mg/L Co/Pt)	1.022,75	509,14	425,76	327,56	296,60	270,58	257,92	288,91	253,27	280,12	260,11
Remoção (%)	0,00	50,00	58,00	68,00	71,00	74,00	75,00	72,00	75,00	73,00	75,00
CV (mg/L Co/Pt)	259,61	81,24	32,31	32,89	26,58	30,44	42,76	74,87	41,67	45,40	53,73
Remoção (%)	0,00	69,00	88,00	87,00	90,00	88,00	84,00	71,00	84,00	83,00	79,00
Turbidez (NTU)	280,00	205,00	199,00	138,00	164,00	156,00	140,00	159,00	169,00	163,00	151,00
Remoção (%)	0,00	27,00	29,00	51,00	41,00	44,00	50,00	43,00	40,00	42,00	46,00
pH	7,37	7,37	7,84	7,85	7,89	7,87	7,78	7,88	7,84	7,81	7,84
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	317,66	-	-	-	-	249,39	-	-	-	-	195,15
Remoção (%)	0,00	-	-	-	-	21,51	-	-	-	-	38,57
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	208,00	-	-	-	-	99,00	-	-	-	-	66,00
Remoção (%)	0,00	-	-	-	-	52,40	-	-	-	-	68,27
DBO/DQO	0,65	-	-	-	-	0,40	-	-	-	-	0,34

Legenda: CA: cor aparente, CV: cor verdadeira, pH: potencial hidrogeniônico.

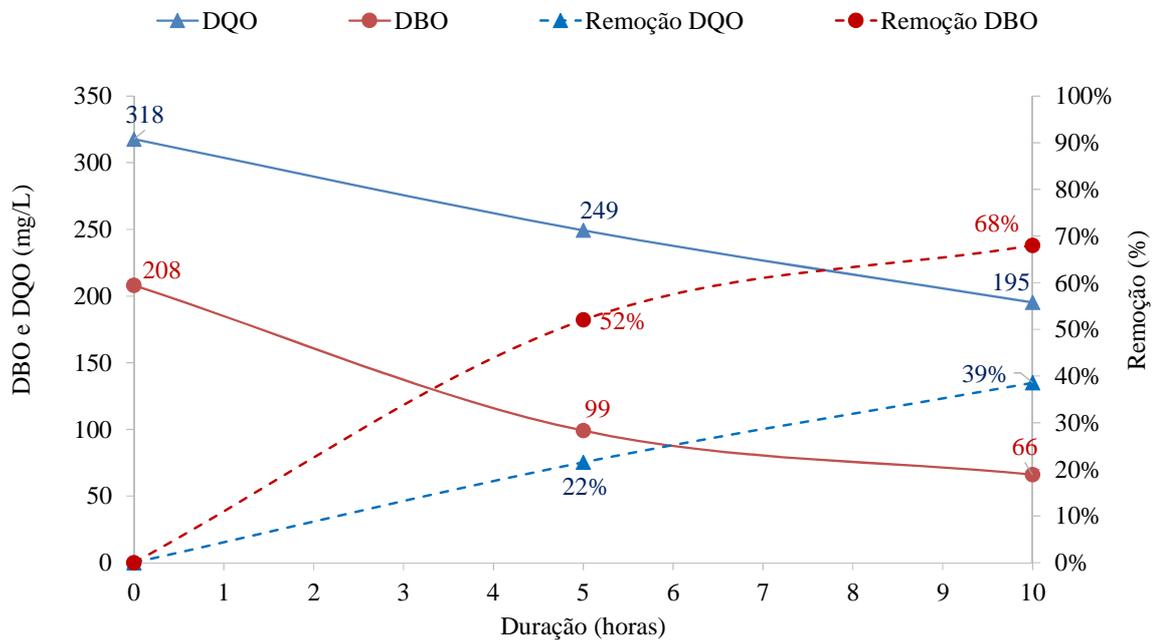
Durante o estudo, com duração de 10 horas e tratando um volume de 140 L (1,40 L de LAS e 138,6 L de ESG) à uma produção de 9,6 g de O<sub>3</sub> h<sup>-1</sup>, verificou-se que: a partir de 5h de ensaio não houve uma remoção significativa nos parâmetros de cor verdadeira (CV), cor aparente (CA) e turbidez (Figura 17). Esses resultados sugerem que não há necessidade de tratar por mais de 5h os efluentes neste sistema de tratamento, representando uma perda de O<sub>3</sub> e gastos desnecessários, já que foram obtidas remoções de 50%, 74% e 88% nos parâmetros de turbidez, CA e CV, respectivamente, em 5h de ensaio e remoções de 46%, 75% e 79% em 10h de ensaio.

Figura 17: Comportamento dos parâmetros de cor e turbidez ao longo do ensaio preliminar.



O sistema de tratamento também foi avaliado quanto à remoção de matéria orgânica DBO e DQO, obtendo remoções de 52% e 22% em 5 horas de ensaio (Figura 18), ao final do tratamento alcançou-se uma remoção de 68% e 39%, respectivamente. Ou seja, a partir de 5 horas de ensaio obteve-se apenas uma remoção de 16% e 17%, respectivamente, para DBO e DQO. Evidenciando mais uma vez, que o tempo de contato efluente/O<sub>3</sub> pode ser reduzido para 5 horas.

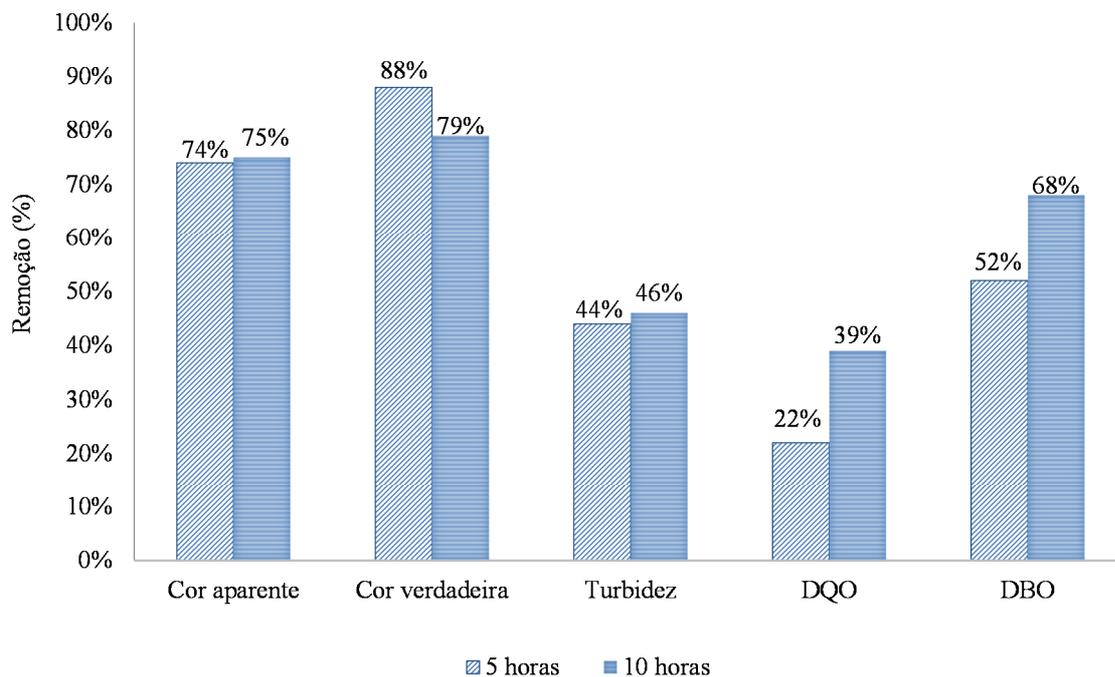
Figura 18: Comportamento dos parâmetros de DQO e DBO ao longo do ensaio preliminar.



Durante a realização do ensaio, verificou-se que não houve perda de  $O_3$  pelo off-gás na parte superior do reator experimental. O frasco lavador de gases criou um vácuo e não permitiu a passagem do gás, mantendo-o dentro do reator. Portanto, não houve mudança na coloração do KI e perda de  $O_3$  gasoso. Foi verificada apenas a perda de  $O_3$  em forma residual, quando diminuía a concentração de efluente no reservatório (de 140 L para 130 L), porém ocasionava um trabalho maior na bomba por estar succioando mais  $O_2$  do que o efluente, oferecendo um risco de danificar o sistema de tratamento. Nesse sentido, definiu-se que o volume ideal de efluente seria de 160L (158L Esg + 2L LAS).

Como o objetivo deste ensaio foi apenas realizar um teste, não foi realizada discussão dos resultados referente aos parâmetros analíticos. O ensaio serviu como referência para iniciar os ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, apresentados no próximo capítulo. A Figura 19 apresenta as remoções médias obtidas em 5 horas e 10 horas de ensaio.

Figura 19: Remoções médias em 5 horas e ao final do ensaio preliminar.



## 4.2 Caracterização dos efluentes

A primeira avaliação realizada, foi à caracterização dos efluentes (LAS e esgoto sanitário) estudados, conforme Tabela 8. Estes resultados permitirão comparar e discutir os resultados dos ensaios realizados posteriormente.

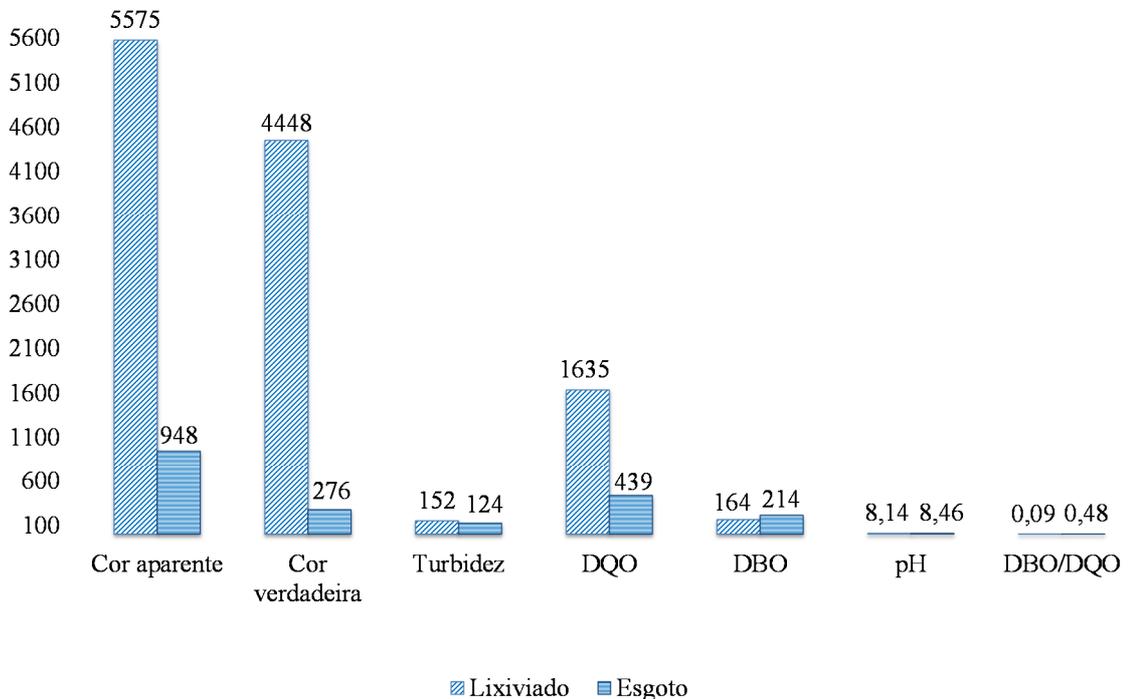
Tabela 8: Caracterização do lixiviado e esgoto sanitário utilizado na pesquisa.

CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO			
Parâmetros	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação
Cor Aparente (mg/L Co/Pt)	5575,2	2260,8	41%
Cor Verdadeira (mg/L Co/Pt)	4447,9	1935,8	44%
Turbidez (NTU)	151,8	213,7	141%
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	1634,6	352,8	22%
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	164,2	64,7	39%
pH	8,1	1,15	14%
Relação DBO/DQO	0,1	0,02	24%
CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO			
Cor Aparente (mg/L Co/Pt)	948,2	421,4	44%
Cor Verdadeira (mg/L Co/Pt)	275,7	27,4	10%
Turbidez (NTU)	124,3	34,8	28%
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	438,6	34,3	8%
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	213,8	19,1	9%
pH	8,5	0,54	6%
Relação DBO/DQO	0,5	0,07	16%

Os valores indicados como resultado da caracterização dos efluentes, conforme informado na metodologia, é a média das duplicatas realizadas. Como era de se esperar, os resultados do LAS foram muito mais discrepantes que os de esgoto sanitário, efluente mais homogêneo.

Verificou-se, que há uma grande diferença nas características dos efluentes, principalmente nos parâmetros de cor aparente, cor verdadeira, DQO e na relação DBO/DQO (Figura 20). Com isso, e analisando a relação DBO/DQO dos efluentes, pode-se caracterizar o LAS como um líquido recalcitrante e de difícil biodegradação, ou seja, possuindo compostos que são dificilmente removidos por processos biológicos ou sistemas tradicionais de tratamento de efluentes. Já que Iwai (2005), indica que faixas entre 0,05 e 0,2 são características de aterros sanitários antigos e com características recalcitrantes, indicando que a maior parte dos compostos biodegradáveis já foi degradada. O que pode ser observada pela baixa concentração de DBO do LAS em relação ao esgoto sanitário. Para este efluente, indicam-se tratamentos físico-químicos.

Figura 20: Caracterização dos efluentes.



Diferente do LAS, o esgoto doméstico apresentou uma faixa de relação DBO/DQO acima de 0,4, indicando um efluente com características de fácil biodegradação. Portanto, para este efluente sugerem-se tratamentos biológicos. O que torna essa característica do esgoto

sanitário, um atrativo para a mistura e diluição do LAS em sistemas de tratamento de esgoto sanitário em alguns municípios, estados e países.

### 4.3 Discussão dos resultados dos ensaios 1, 2 e 3

Após a realização do ensaio preliminar, onde foi definido o modo de como os ensaios seriam realizados quanto ao tempo de contato com o O<sub>3</sub> (horas), o volume de efluente tratado (litros) no reator e a caracterização dos efluentes (LAS e esgoto), realizou-se os ensaios 1, 2 e 3 variando as produções de O<sub>3</sub> de 8,9, 9,6 e 10,5 g de O<sub>3</sub>.h<sup>-1</sup>, respectivamente, em 5 horas de ensaio e tratando um volume de 160 L (2 L de LAS e 158 L de esgoto) de efluentes na unidade experimental.

A tabela 9 apresenta as médias gerais dos efluentes no tempo zero e as médias de remoções ao longo dos ensaios 1, 2 e 3.

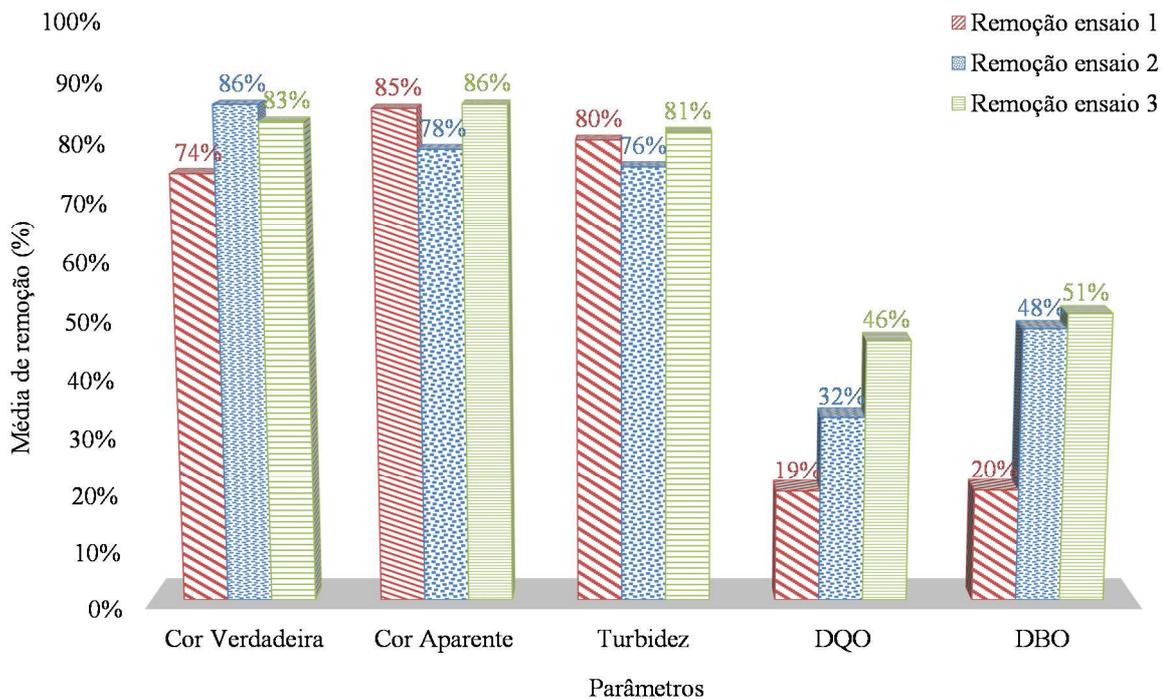
Tabela 9: Médias gerais no T0 e médias de remoções ao longo dos ensaios 1, 2 e 3.

ENSAIO 1 – 8,9 g de O <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>						
Parâmetros	Duração (horas): Resultado / remoção (%)					
	0h	1h	2h	3h	4h	5h
Cor Aparente (mg/L Co/Pt)	1352/0	851/37	641/53	493/64	373/72	346/74
Cor Verdadeira (mg/L Co/Pt)	542/0	243/55	134/75	105/81	93/83	80/85
Turbidez (NTU)	174/0	156/11	86/51	63/64	53/70	35/80
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	518/0	-	-	444/14	-	417/19
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	227/0	-	-	193/15	-	183/20
pH	7,17	7,14	7,35	7,44	7,47	7,61
Relação DBO/DQO	0,44	-	-	0,43	-	0,44
Temperatura (°C)	20	23	26	27	27	31
ENSAIO 2 - 9,6 g de O <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>						
Cor Aparente (mg/L Co/Pt)	1104/0	640/42	342/69	222/80	259/86	155/86
Cor Verdadeira (mg/L Co/Pt)	349/0	152/56	86/76	77/78	66/81	75/78
Turbidez (NTU)	173/0	114/34	70/60	55/69	47/73	43/76
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	318/0	-	-	221/31	-	215/32
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	187/0	-	-	123/34	-	97/48
pH	7,10	7,33	7,39	7,50	7,69	7,63
Relação DBO/DQO	0,59	-	-	0,56	-	0,45
Temperatura (°C)	18	20	22	24	26	28
ENSAIO 3 - 10,5 g de O <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>						
Cor Aparente (mg/L Co/Pt)	1370/0	812/41	442/68	261/81	194/86	191/86
Cor Verdadeira (mg/L Co/Pt)	382/0	186/51	96/75	69/82	61/84	64/83
Turbidez (NTU)	244/0	146/40	85/65	57/76	51/79	45/81
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	364/0	-	-	215/41	-	198/46
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	269/0	-	-	146/46	-	133/51
pH	6,87	7,19	7,30	7,48	7,67	7,64
Relação DBO/DQO	0,74	-	-	0,68	-	0,67
Temperatura (°C)	18	20	23	25	27	29

Verificou-se que ao final dos ensaios, a ação do O<sub>3</sub> foi eficiente na remoção dos parâmetros de cor aparente, cor verdadeira e turbidez, alcançando uma média superior á 74%

em todos os ensaios, conforme apresentado pela Figura 21. Mesmo variando as concentrações de  $O_3$  em função da vazão de  $O_2$ , não houve uma diferença significativa de remoção entre os parâmetros analisados de CA, CV e turbidez.

Figura 21: Médias de remoções ao final dos ensaios 1, 2 e 3.



Ao contrário das remoções de cor e turbidez, obtiveram-se remoções baixas e consideráveis de matéria orgânica, se analisada as remoções de DQO e DBO. Alcançando as maiores remoções no ensaio 3 de 46% (DQO) e 51% (DBO), com uma produção de  $O_3$  de  $10,5 \text{ g.h}^{-1}$  e a uma vazão de  $5 \text{ L/min } O_2$ . Ou seja, conforme aumentou a produção de  $O_3$  do equipamento, não houve uma mudança significativa na remoção de cor aparente, cor verdadeira e turbidez entre os ensaios 1, 2 e 3. Porém, houve uma melhora na biodegradabilidade do efluente se analisado o aumento das remoções de DQO e DBO.

Para entender melhor a ação do  $O_3$  na remoção de cor, turbidez e matéria orgânica dos efluentes, os subitens a seguir fazem uma análise.

## 4.3.1 Remoção de cor

Foram obtidos elevados índices de remoção de CA e CV, com médias acima de 74% e uma remoção de até 86% em ambos os ensaios. As remoções de CA foram semelhantes aos resultados de outras pesquisas, como apresentadas na Tabela 10. O estudo proporcionou remoções superiores as registradas por Bassani (2010), que obteve uma remoção de 83% tratando apenas 1 L de LAS. Apesar das remoções serem de até 4% inferiores as de Pasqualine (2010), Telles (2010) e Pedroso (2012), este trabalho tratou 157 L a mais de efluente do que os autores citados.

A Tabela 10 apresenta um resumo e comparação dos resultados obtidos de outros autores quanto a remoção de CA e CV.

Tabela 10: Resultados obtidos para os parâmetros de CA e CV por outros autores.

AUTOR	TRATAMENTO	VOLUME TRATADO	DADOS EXPERIMENTAIS	REMOÇÕES
Esse trabalho	O <sub>3</sub>	2L (LAS) + 158L (ESG)	5 horas 8,9, 9,6 e 10,5 g de O <sub>3</sub> .h <sup>-1</sup>	CA 86% CV 86%
Bassani (2010)	O <sub>3</sub>	1L (LAS)	120 minutos 2,9 g.h <sup>-1</sup>	CA 83%
Pasqualine (2010)	O <sub>3</sub> O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	3L (LAS)	218 minutos 0,5 e 6 g/L	CA 90%
Telles (2010)	O <sub>3</sub>	1L (LAS)	15, 30, 45 e 60 min 0,01, 0,03 e 0,06 g.L <sup>-1</sup>	CA 90%
Pedroso (2012)	O <sub>3</sub>	5L (LAS)	30, 60, 90 e 120 min 3,98 g de O <sub>3</sub> /L	CA 96%
Schoenell (2013)	O <sub>3</sub> O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	460L (LAS)	96 horas 29 mL de O <sub>3</sub> /L	CA 95% CA 98%

Verificou-se durante os ensaios, que as maiores taxas de remoções de cor ocorreram durante as primeiras 2 horas de contato com o O<sub>3</sub> em ambos os ensaios, alcançando até 76% de CV e 69% de CA. Após esse tempo, a taxa de remoção decrescia conforme apresentado pelas Figuras 22 e 23.

Figura 22: Comportamento do parâmetro de CA ao longo dos ensaios.

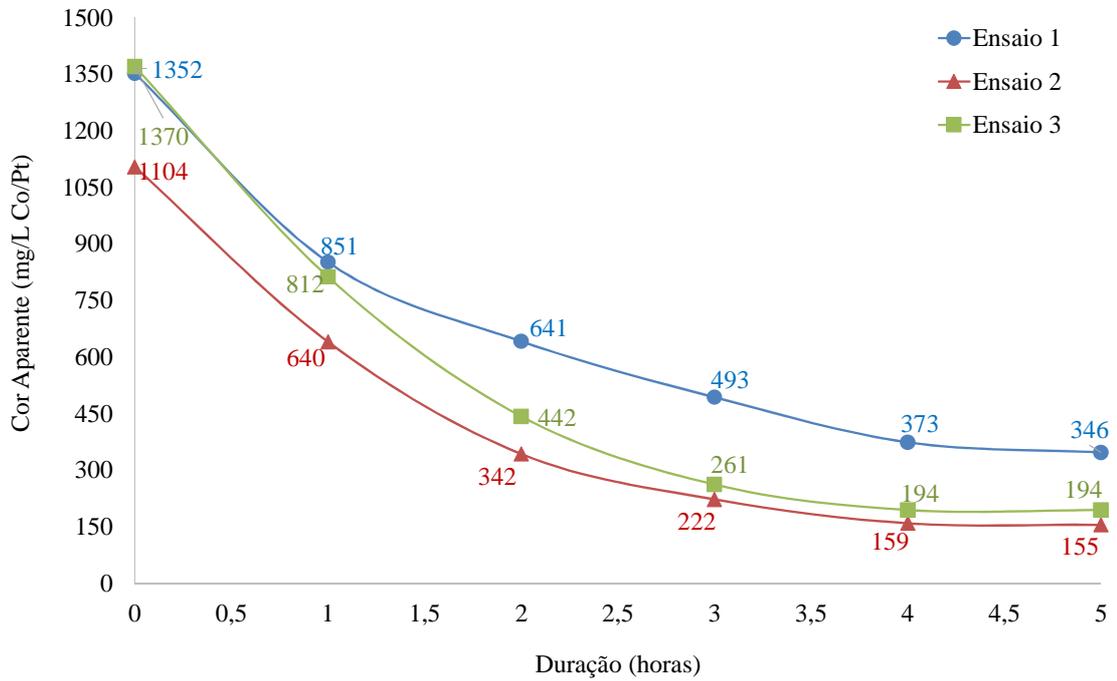
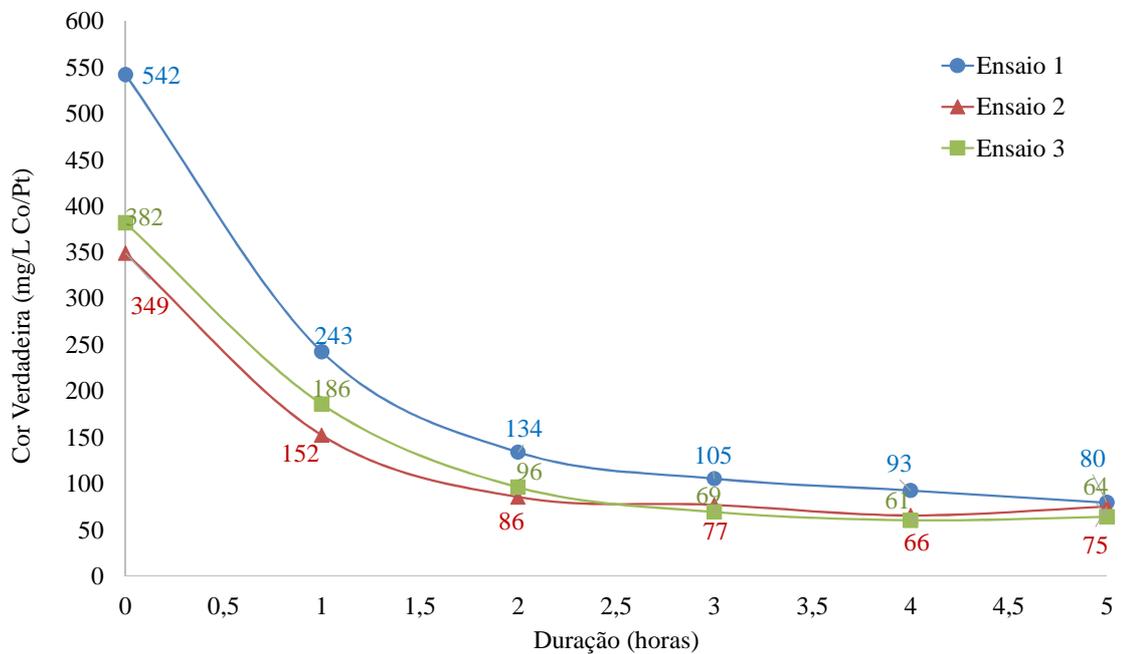


Figura 23: Comportamento do parâmetro de CV ao longo dos ensaios.



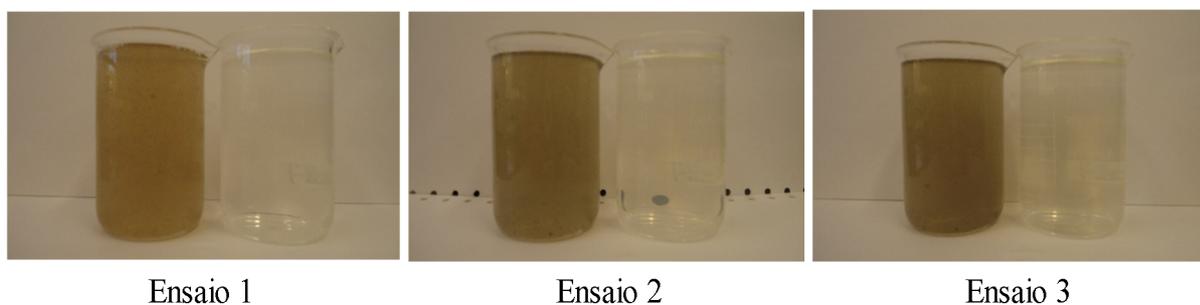
Pasqualine (2010), também teve uma rápida remoção de cor de 70% em apenas 45 min de ozonização e Bassani (2010) uma remoção significativa de 47% em apenas 5 min. Após esse tempo, os autores verificaram um decréscimo linear durante o tempo de contato efluente/O<sub>3</sub>.

De acordo com Tizaoui et al. (2007), essa mudança de coloração rápida e lenta ocorre devido aos mecanismos de reação do O<sub>3</sub> na massa líquida, que provoca alterações na natureza dos compostos existentes, ou seja, na formação de subprodutos da oxidação. Wu et al. (2004) destaca que a cor é proveniente de ligações insaturadas (quando há pelo menos uma ligação dupla ou tripla entre carbonos) e de grupos de radicais funcionais específicos e que a hidroxila gerada pelo processo de ozonização ataca especificamente cadeias conjugadas que conferem cor as moléculas orgânicas.

Cheng et al. (2011) revela que a cor nos efluentes é causada pela existência de compostos orgânicos que contém em sua estrutura ligações como: C=C, C=O, C=N e N=N, como o O<sub>3</sub> é um forte oxidante, pode agir quebrando estas ligações da estrutura, reduzindo assim a cor do efluente.

A partir da Figura 24, é possível verificar que a ação do O<sub>3</sub> nos efluentes reduziu a cor, deixando o efluente ao final do tratamento visivelmente transparente e incolor. Apesar do aspecto final, apenas os ensaios 2 e 3 atingiram os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, considerados classe II segundo a CONAMA n° 357/2005, que estabelece um limite para CV de até 75 mg Pt/L.

Figura 24: Amostras de CA no tempo inicial e final dos ensaios.



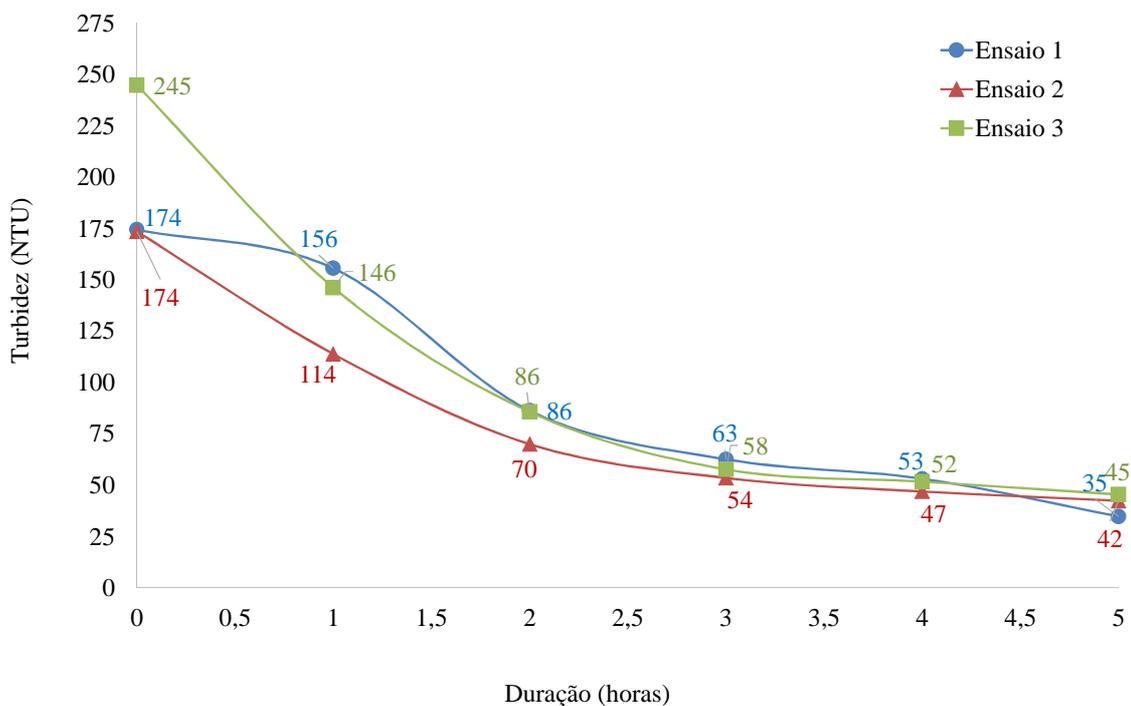
#### 4.3.2 Remoção de turbidez

A turbidez também pode ser considerada um parâmetro importante de monitoramento dos sistemas de tratamento de efluentes, já que representa o grau de interferência que um feixe de luz sofre ao atravessar um líquido, conferindo uma aparência turva. Esses interferentes podem ser desde sólidos, detritos orgânicos á algas e bactérias.

Durante a realização dos ensaios, foi possível alcançar uma média de remoção acima de 76% e remoções de até 81% no ensaio 3. Médias superiores às encontradas por Bassani (2010), de até 55% e semelhantes às remoções de Pedroso (2012) e Soares (2007) com um índice de 88% e 85% respectivamente.

Semelhante ao parâmetro de cor (CV e CA), a turbidez também obteve o maior índice de remoção nas primeiras 2 h de ensaio, tendo uma média superior a 60% e após a duração de 3 h, chegando a apenas 20% (Figura 25). Bassani (2010) também observou um decréscimo linear durante o ensaio. Para todos os ensaios foi possível atender os limites estabelecidos pela CONAMA n° 357/2005 para lançamento do efluente em um corpo hídrico classe II, ficando abaixo do nível de 100 NTU estabelecido pela legislação.

Figura 25: Comportamento do parâmetro de turbidez ao longo dos ensaios.



### 4.3.3 Remoção de matéria orgânica – DBO e DQO

Diferente dos elevados índices de remoção de cor e de turbidez (acima de 74%), foram alcançados neste experimento, remoções consideráveis de DQO e DBO, também foi possível verificar que ao aumentar as concentrações de  $O_3$ , maior eram as remoções nestes parâmetros. Costa e Daniel (2003) também tiveram remoções crescentes, conforme o aumento das massas de  $O_3$ . Para cor e turbidez, pouco variou as remoções ao aumentar a produção de  $O_3$  em função da vazão de  $O_2$ .

As maiores remoções de DQO e DBO foram obtidas no ensaio 3, 46% e 51%, respectivamente, com uma produção de  $O_3$  de  $10,5 \text{ g.h}^{-1}$  e a uma vazão de  $5 \text{ L/min } O_2$ . Apesar de não obter elevados índices de remoção, diversos pesquisadores obtiveram remoções semelhantes de DQO, como verificado por meio dos resultados da Tabela 11. Foram obtidos neste estudo médias de remoções de DQO superiores aos resultados encontrados por Telles (2010), que obteve uma remoção de 13% e um discreto aumento na biodegradabilidade, superiores as de Silva e Daniel (2015) que obteve uma remoção de até 37% e superiores as de Oloibiri et al. (2015), que obteve uma remoção de 33% tratando somente o LAS com  $O_3$ .

Tabela 11: Resultados obtidos para os parâmetros de DBO e DQO por outros autores.

AUTOR	TRATAMENTO	VOLUME TRATADO	DADOS EXPERIMENTAIS	REMOÇÕES
Esse trabalho	$O_3$	2L (LAS) + 158L (ESG)	5 horas 8,9, 9,6 e $10,5 \text{ g de } O_3.h^{-1}$	DQO 46% DBO 51%
Bassani (2010)	$O_3$	1L (LAS)	120 minutos $2,9 \text{ g.h}^{-1}$	DQO 69%
Pasqualine (2010)	$O_3$ $O_3/H_2O_2$	3L (LAS)	218 minutos 0,5 e $6 \text{ g/L}$	DQO 55%
Telles (2010)	$O_3$	1L (LAS)	15, 30, 45 e 60 min $0,01, 0,03 \text{ e } 0,06 \text{ g.L}^{-1}$	DQO 13%
Pedroso (2012)	$O_3$	5L (LAS)	30, 60, 90 e 120 min $3,98 \text{ g de } O_3/L$	DQO 89%
Schoenell (2013)	$O_3$ $O_3/H_2O_2$	460L (LAS)	96 horas 29 mL de $O_3/L$	DQO 50% DBO 26%
Silva e Daniel (2015)	$O_3$ $O_3/Cl$	11,94L (ESG)	10, 20 e 30 minutos $5, 8 \text{ e } 10 \text{ mg de } O_3.L^{-1}$	DQO 40% DQO 37%
Oloibiri et al. (2015)	$O_3$ $O_3/ACA$	10L (LAS)	60 min $90,4 \text{ mg/L}$	DQO 33% DQO 77%

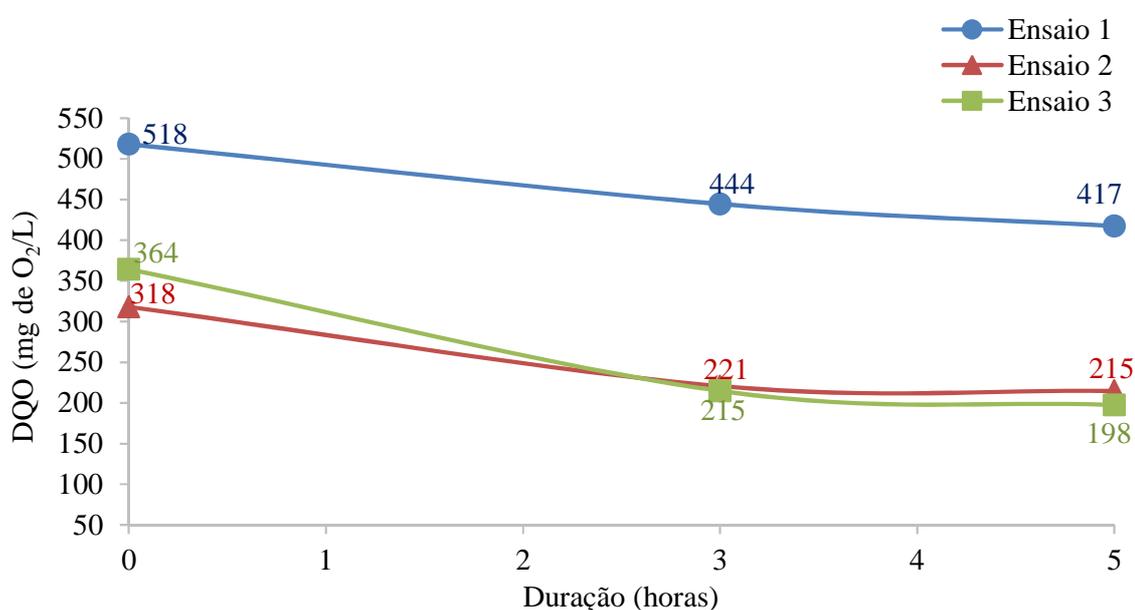
Apesar de não obter remoções consideráveis de DQO, Laconi (2012) indica a ozonização como um processo integrado ao tratamento biológico (pós-tratamento), graças ao efeito sinérgico entre a degradação biológica e a ozonização que produz uma eficiência de remoção global mais elevada que por tratamento seguido de ozonização. O autor conseguiu

uma remoção de 82% de DQO, sendo que a ozonização integrada contribuiu com 28% da remoção. Ou seja, a ozonização pode ter modificado alguns compostos recalcitrantes, melhorando assim a biodegradabilidade no tratamento biológico.

Outros autores como Oloibiri et al. (2015), indicam a ozonização como um pré-tratamento para lixiviados. Os autores realizaram um comparativo sobre a eficiência da ozonização e coagulação-floculação, como um pré-tratamento à Adsorção de Carvão Ativado (ACA) de lixiviado de aterro biologicamente estabilizado. Somente a ozonização, durante 60 min através de 10 L de LAS biologicamente tratado a uma taxa de fluxo constante de 1 L/min, a uma concentração média de entrada de 90,4 mg/L, alcançou apenas uma remoção de 33% de DQO. No entanto, até 77% de remoção de DQO foi obtida com a combinação de ozonização/ACA.

Foi observado que as maiores remoções de DQO ocorreram para os ensaios com a menor concentração inicial de DQO (Figura 26), sendo removidos nos ensaios 1, 2 e 3 a concentração de 101, 149 e 120 mg de O<sub>2</sub>/L a uma concentração inicial de 518, 364 e 318 mg de O<sub>2</sub>/L, respectivamente. Oloibiri et al. (2015), também verificou um aumento nas remoções de DQO a medida que a concentração inicial diminuía. As remoções limitadas de DQO a uma concentração de DQO de lixiviado elevada, pode resultar da elevada quantidade de compostos recalcitrantes (ácidos fúlvicos) e das concentrações elevadas de eliminadores, tais como carbono inorgânico (CI) que consomem OH produzidos.

Figura 26: Comportamento do parâmetro de DQO ao longo dos ensaios.

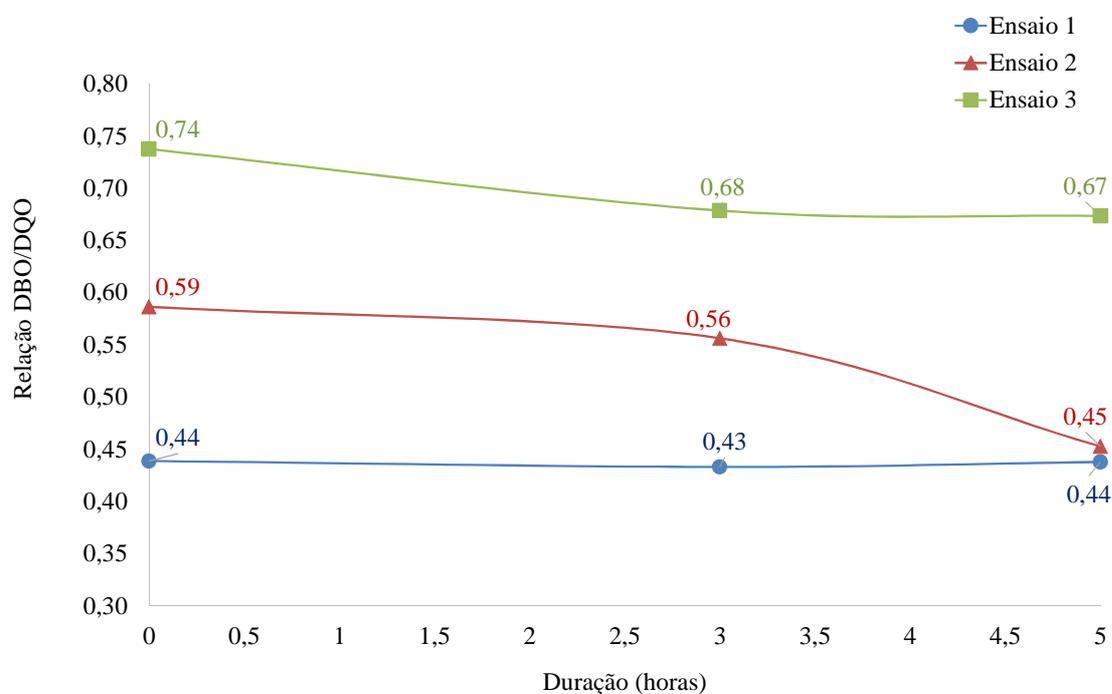


De acordo com Silva e Daniel (2015), as remoções de DQO podem ocorrer não só totalmente pela oxidação da matéria orgânica devido à ozonização, mas podem ser ocasionadas pelo *stripping* de alguns gases orgânicos (como por exemplo o metano). O autor realizou um ensaio para avaliar se o borbulhamento de  $O_2$  provocaria aumento no valor do pH para analisar se haveria *stripping* de alguns gases orgânicos, como consequência a remoção da DQO.

Os resultados do processo de ozonização nas condições deste estudo apresentaram baixa eficiência na remoção dos parâmetros indicativos de matéria orgânica, indicando que não ocorreu a mineralização significativa dos compostos orgânicos. Seewald (2013), atribui este fato ao  $O_3$  quebrar compostos orgânicos dissolvidos de elevado tamanho molecular em cadeias menores, não mineralizando completamente as substâncias orgânicas, dessa forma o  $O_3$  durante os ensaios estaria clivando os compostos responsáveis pela cor do lixiviado, mas não removendo a matéria orgânica representada pela DQO.

Foi possível verificar que a relação DBO/DQO (Figura 27) durante os ensaios diminuiu moderadamente, indicando que não houve uma melhora significativa na biodegradabilidade dos efluentes, apesar do sistema alcançar remoções de até 46%.

Figura 27: Relação DBO/DQO ao longo dos ensaios.



Embora, o sistema não tenha alcançado resultados satisfatórios na remoção da matéria orgânica, pode ser utilizado para degradar os compostos mais complexos e torna-los mais biodegradáveis para a próxima etapa do sistema de tratamento, tornando-se um pré ou pós-tratamento, como sugerido pelos trabalhos de Oloibiri et al. (2015) e Laconi (2012).

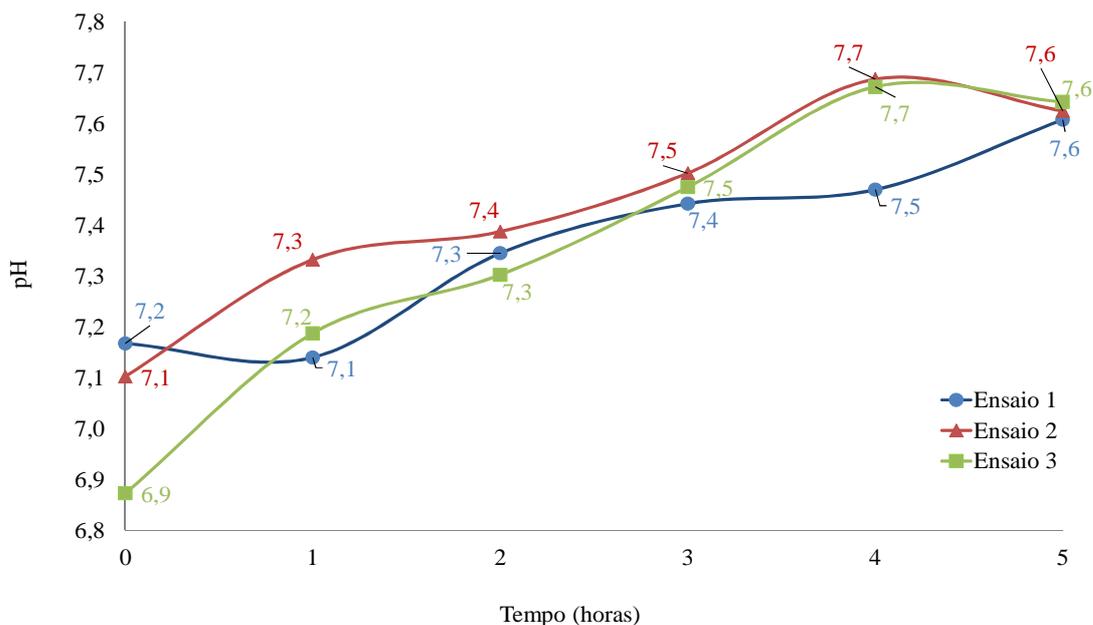
Apesar de não ser verificada uma melhora significativa na biodegradabilidade do efluente representada pela relação DBO/DQO, pode se dizer que a ozonização ajudou na remoção de ácidos fúlvicos/compostos recalcitrantes (característico do lixiviado), melhorando assim a biodegradabilidade. Já que Qin et al. (2013) observou que a medida que o pH elevava, aumentavam as taxas de degradação de ácidos fúlvicos, obtendo melhores resultados em pH básico de 70% a 86% de remoção, a medida que ajustava o pH de 3,0 a 10,2. Neste ensaio, o pH (Figura 28) manteve-se a maior parte do tempo básico, favorecendo as remoções de compostos recalcitrantes.

Em relação ao atendimento dos padrões exigidos pela legislação vigente, para o parâmetro de DBO, apenas o ensaio 2 atendeu a CONAMA n° 430/2011 e CONSEMA n° 128/2006 que exigem no mínimo 120 mg/L (ou remoção de 60%) e 100 mg de O<sub>2</sub>/L, respectivamente, para lançamento em corpos hídricos. Para este parâmetro não foi possível atender a resolução CONAMA n° 357/2005, que exige para lançamento em corpos hídricos enquadrados como classe III, no mínimo 10 mg de O<sub>2</sub>/L. Com relação ao parâmetro de DQO, os ensaios 2 e 3 ficaram dentro dos padrões exigidos pela resolução CONSEMA n° 128/2006, que exige uma faixa mínima de lançamento em corpos hídricos de 300 mg de O<sub>2</sub>/L. As resoluções CONAMA n° 430/2011 e CONAMA n° 357/2005 não estabelecem faixas mínimas de lançamento para este efluente.

#### 4.3.4 pH e temperatura

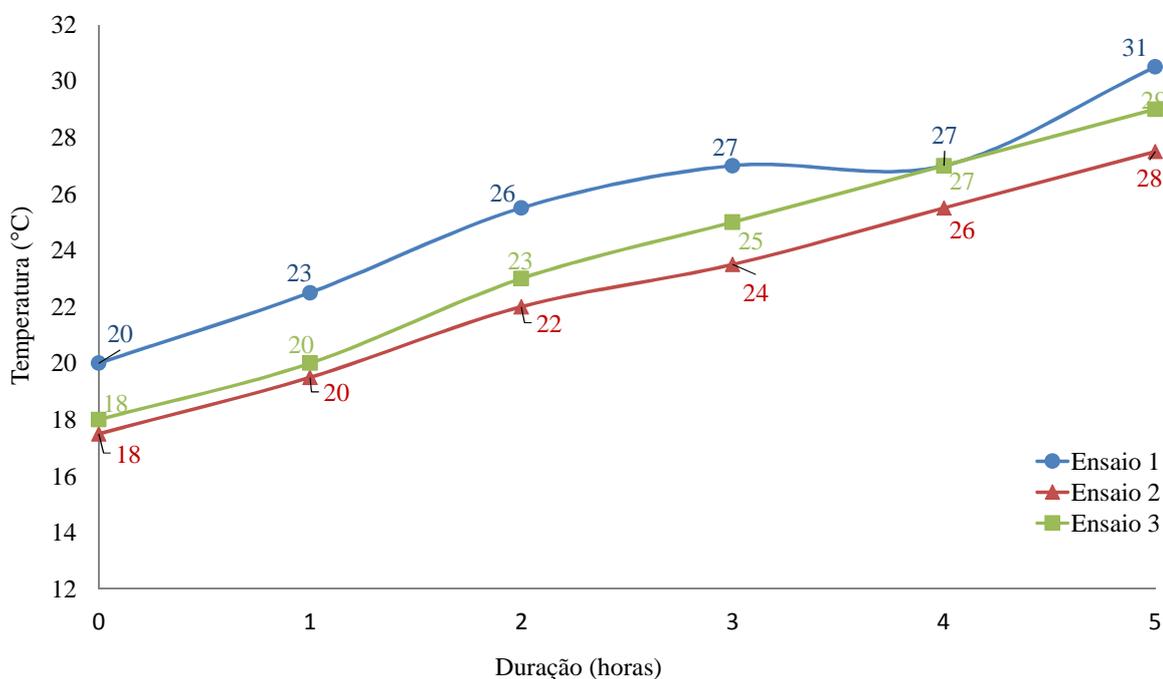
O pH durante o tratamento dos efluentes por ozonização apresentou um leve aumento, variando no tempo inicial de 6,87 a 7,17 e no tempo final de 7,61 a 7,64 (Figura 28). Sendo que quanto maiores as produções de  $O_3$  por meio do sistema de ozonização, maiores as concentrações finais de pH. Pasqualine (2010), Soares (2007) e Silva e Daniel (2015) também verificaram um aumento no pH conforme se aumentavam as doses de  $O_3$ , os autores atribuem esse fato ao arraste de  $CO_2$  no processo de borbulhamento de  $O_3$  na coluna de ozonização/reator ou devido ao *Stripping* de  $CO_2$ , processo que leva a diminuição da concentração de  $H^+$ , sem, no entanto, alterar a alcalinidade. Que também estão correlacionados com a taxa de fluxo do gás ozônio aplicado.

Figura 28: Comportamento do parâmetro de pH ao longo dos ensaios.



Com relação a temperatura, verificou-se um leve aumento durante a realização dos ensaios, partindo no ponto inicial de  $17^\circ$  a  $20^\circ$ , e no tempo final de  $27^\circ$  a  $30^\circ$  (Figura 29), tendo um aumento de temperatura de até  $13^\circ$  ao final de 5 horas. Esse aumento de temperatura pode estar associado a recirculação dos efluentes pelas duas bombas no reator, reservatório e sistema de ozonização. Porém, esse aumento pode não ter influenciado na eficiência de tratamento dos efluentes por meio do  $O_3$ , visto que Rodrigues (2004), indica que uma das vantagens do  $O_3$  é justamente a baixa sensibilidade a alterações de temperatura.

Figura 29: Comportamento da temperatura ao longo dos ensaios.



Quanto ao atendimento dos parâmetros exigidos pela legislação vigente, todos os ensaios atenderam ao pH. Sendo as faixas estabelecidas de 5,0 a 9,0 pelas resoluções CONAMA n° 357/2005, 430/2011 e CONSEMA n° 128/2006. Para a temperatura, atendeu-se a CONAMA n° 430/2011 tendo um lançamento inferior a 40° C, as resoluções CONSEMA n° 128/2006 e CONAMA n° 357/2005 não estabelecem limites de lançamento para este parâmetro.

A partir dos resultados dos ensaios 1, 2 e 3 pode-se concluir que, a produção ideal de O<sub>3</sub> para tratamento dos efluentes é de 10,5 g de O<sub>3</sub>.h<sup>-1</sup> a uma vazão de 5 L/min de O<sub>2</sub> para se adquirir uma boa eficiência de remoção de matéria orgânica. Verificou-se também que, o O<sub>3</sub> possui uma grande influência na remoção de CA, CV e de turbidez. Porém, obteve médias consideráveis ou baixas de remoção de matéria orgânica caracterizada pela DQO e DBO e que a maior ação do O<sub>3</sub> ocorreu nas primeiras 2 horas de ensaio.

Diante disso, verificou-se a necessidade da realização de mais 3 ensaios com duração de 2 h, tratando o mesmo volume de efluentes. Porém, realizando coletas de amostras em intervalos menores de 10 minutos, para verificar se as remoções são bem distribuídas ao longo das duas primeiras horas de tratamento. Os resultados e a discussão dos resultados são apresentados no próximo capítulo.

#### 4.4 Discussão dos resultados dos ensaios 4, 5 e 6

Após a realização dos ensaios 1, 2 e 3 foram realizados os ensaios 4, 5 e 6 reduzindo o tempo de tratamento de 5 h, para 2 h e também reduzindo o tempo de intervalo de coleta de amostras, de 1 h para 10 min, variando as produções de 8,9, 9,6 e 10,5 g de  $O_3 \cdot h^{-1}$  respectivamente.

Conforme apresentado pela tabela 13, não houveram picos de remoções significativas durante o andamento dos ensaios, revelando que as remoções foram uniformes durante o andamento dos experimentos. Analisando a Figura 30, verificamos que as médias de remoções em 2 h para os parâmetros de CA, CV, Turbidez, DQO e DBO foram de até 9%, 8%, 23%, 25% e 3%, respectivamente, menores que as médias apresentadas na Figura 18, tendo como ponto inicial as maiores remoções deste ensaio. Esses resultados revelam que se o interesse pelo  $O_3$  for um pré-tratamento, indica-se um tempo de contato  $O_3$ /efluente de duas horas à uma vazão de 5 L/min de  $O_2$ . Já que as médias de remoções entre os ensaios 1, 2 e 3 não foram significativas em relação aos ensaios 4, 5 e 6.

Figura 30: Médias de remoções ao final dos ensaios 4, 5 e 6.

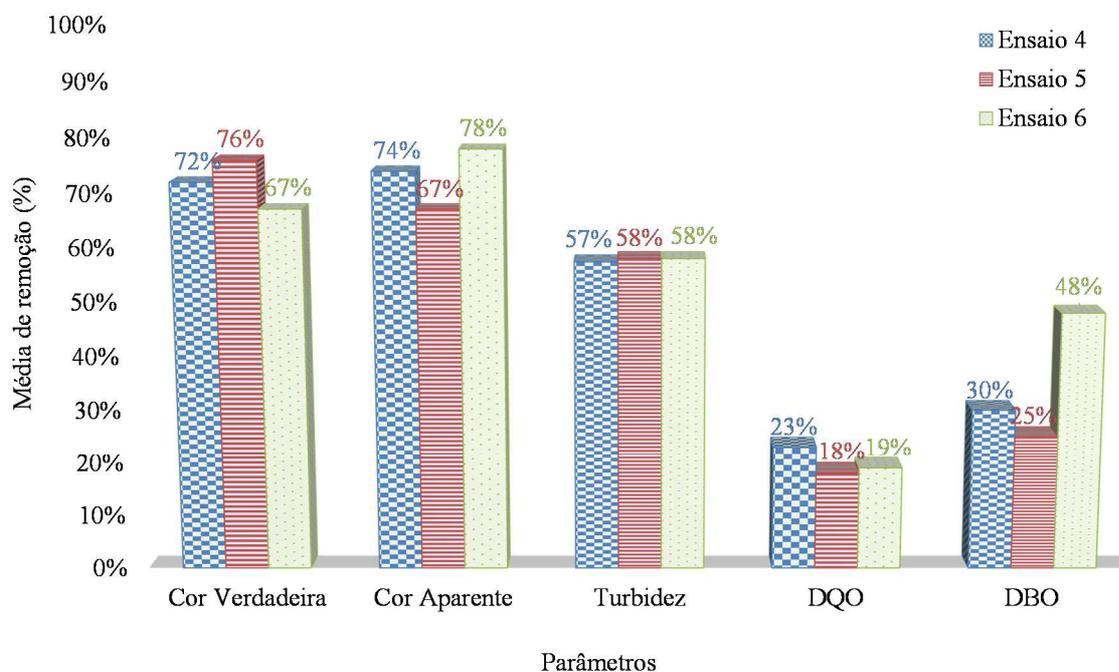
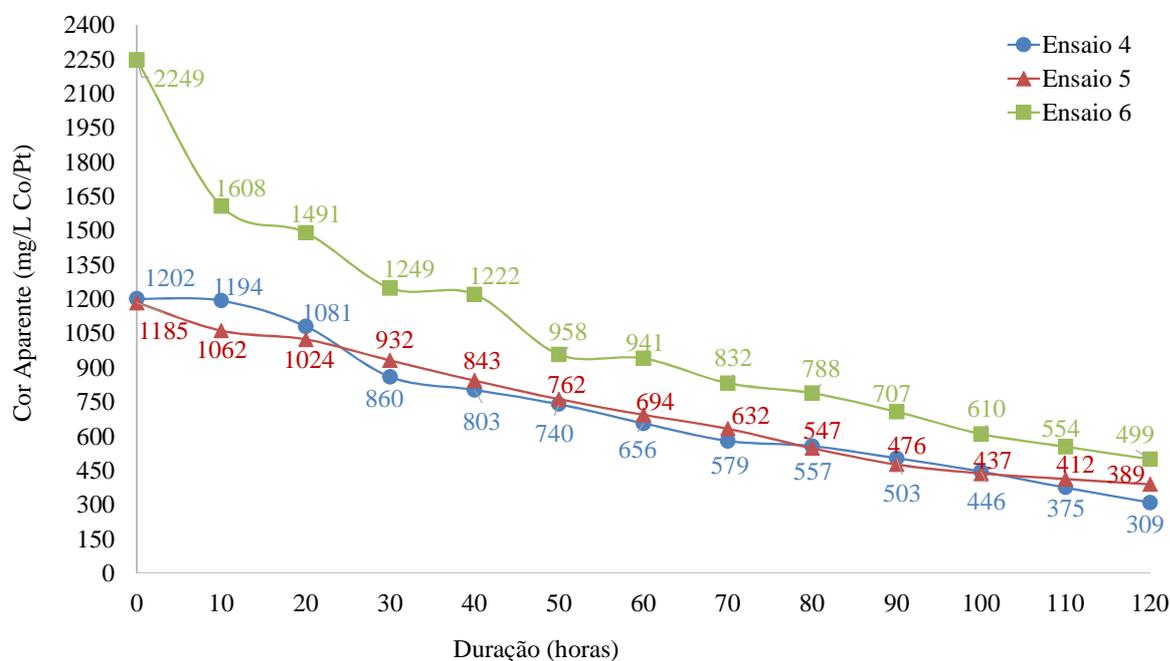


Tabela 12: Médias gerais no T0 e médias de remoções ao longo dos ensaios 4, 5 e 6.

<b>Resultados do ensaio 6 (5L/min de O<sub>2</sub> a uma produção de 10,5 g de O<sub>3</sub>.h<sup>-1</sup>)</b>													
Parâmetros	Duração (min): Resultado/remoção (%)												
	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	110	120
Cor Aparente (mg/L Co/Pt)	2.428/0	1.608/28	1.491/34	1.248/44	1.222/46	958/57	941/58	832/63	788/65	707/68	610/73	554/75	499/78
Cor Verdadeira (mg/L Co/Pt)	489/0	402/18	356/27	322/34	300/39	252/48	235/52	219/55	196/60	198/59	155/68	165/66	161/67
Turbidez (NTU)	123/0	103/16	83/32	79/35	79/35	69/44	67/45	68/44	60/51	59/52	58/52	49/60	52/58
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	459/0	-	-	402/12	-	-	388/15	-	-	-	-	-	370/19
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	209/0	-	-	187/10	-	-	90/57	-	-	-	-	-	108/48
pH	7,44	7,44	7,44	7,36	7,52	7,62	7,58	7,74	7,77	7,72	7,78	7,78	7,83
Relação DBO/DQO	0,46	-	-	0,47	-	-	0,23	-	-	-	-	-	0,29
<b>Resultados do ensaio 5 (4L/min de O<sub>2</sub> a uma produção de 9,6 g de O<sub>3</sub>.h<sup>-1</sup>)</b>													
Cor Aparente (mg/L Co/Pt)	1.185/0	1.062/10	1.024/13	932/21	843/29	762/36	693/41	632/46	547/54	476/60	436/63	412/65	389/67
Cor Verdadeira (mg/L Co/Pt)	436/0	393/10	371/15	311/29	276/37	229/47	187/57	166/62	172/60	135/69	131/70	116/73	104/76
Turbidez (NTU)	124/0	138/0	124/0	113/9	107/14	97/22	98/21	87/30	77/38	71/43	67/46	62/50	52/58
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	332/0	-	-	300/9	-	-	297/10	-	-	-	-	-	270/18
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	210/0	-	-	141/32	-	-	150/28	-	-	-	-	-	158/24
pH	7,28	7,20	7,32	7,18	7,29	7,46	7,56	7,62	7,58	7,57	7,64	7,67	7,69
Relação DBO/DQO	0,63	-	-	0,47	-	-	0,51	-	-	-	-	-	0,59
<b>Resultados do ensaio 4 (3L/min de O<sub>2</sub> a uma produção de 8,9 g de O<sub>3</sub>.h<sup>-1</sup>)</b>													
Cor Aparente (mg/L Co/Pt)	1.202/0	1.194/0,70	1.081/10	860/28	803/33	740/38	656/45	579/52	557/54	503/58	445/63	375/69	309/74
Cor Verdadeira (mg/L Co/Pt)	351/0	308/12	280/20	230/34	193/45	164/53	143/59	123/65	122/65	102/71	96/73	96/73	97/72
Turbidez (NTU)	92/0	97/0	95/0	86/6	78/15	79/14	69/24	66/28	63/31	59/35	57/38	48/48	39/57
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	340/0	-	-	310/6	-	-	290/12	-	-	-	-	-	261/21
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	184/0	-	-	165/21	-	-	154/26	-	-	-	-	-	129/38
pH	7,16	7,15	7,25	7,26	7,40	7,47	7,49	7,54	7,51	7,57	7,60	7,59	7,60
Relação DBO/DQO	0,54	-	-	0,53	-	-	0,53	-	-	-	-	-	0,49

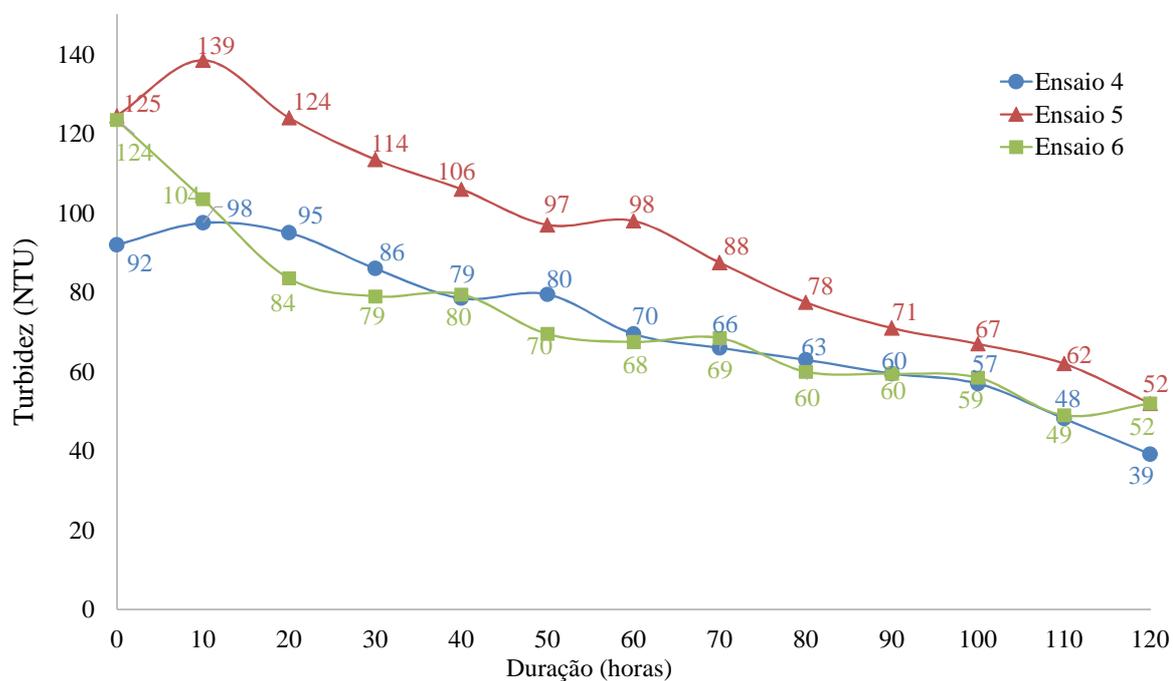
Foram obtidos ao longo dos ensaios 4, 5 e 6, remoções médias de cor de até 78% e 76% para CA e CV, respectivamente, e como apresentado pela Figura 31 as remoções de cor foram uniformes durante o tratamento. Apesar, do sistema obter boas remoções nestes parâmetros, não foi possível atingir os padrões de efluentes exigidos pela legislação vigente como as Resoluções CONAMA n° 357/2005, CONAMA n° 430/2011 e CONSEMA n° 128/2006, que exigem como mínimo para lançamento em corpos hídricos para o parâmetro de CV, até 75 mg de Pt/L e não conferir cor ao corpo receptor.

Figura 31: Comportamento do parâmetro de CA ao longo dos ensaios.



No parâmetro de turbidez, também foram alcançadas boas remoções, atingindo uma média de 58% de remoção. Ou seja, mesmo variando as vazões de O<sub>2</sub> e produções de O<sub>3</sub> não houve uma diferença significativa de remoção entre os ensaios realizados (Figura 32). Pode-se observar também, que em determinados momentos do tratamento, há um leve aumento nas concentrações de turbidez, isso pode ocorrer devido a ozonização ser responsável pela formação de compostos que se mantêm suspensos na massa líquida, sendo degradadas consequentemente durante o processo de tratamento (PEDROSO, 2012).

Figura 32: Comportamento do parâmetro de turbidez ao longo dos ensaios.



Verificou-se que, apesar de obter índices de remoção 23% menores que os ensaios anteriores apresentados para a turbidez, foi possível atingir os padrões de lançamento em corpos hídricos exigidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para corpos hídricos enquadrados como classe II e III (mínimo de até 100 NTU) nos ensaios 5 e 6 e para corpos hídricos enquadrados como classe I (mínimo de até 40 NTU) para o ensaio 4.

Em relação as remoções de matéria orgânica representada pela DBO e DQO, foram obtidas médias de remoção de até 48% e 23% respectivamente, sendo que o ensaio com a maior vazão de O<sub>2</sub> e produção de O<sub>3</sub> teve os melhores resultados quanto a remoção de DBO (ensaio 6). Verificou-se que a partir de 60 minutos houve um aumento nas concentrações de DBO (Figura 33) nos ensaios 5 e 6, o que pode estar associado ao fato do O<sub>3</sub> estar quebrando a matéria orgânica recalcitrante representada pela DQO (Figura 34) e a tornando mais biodegradável, aumentando assim os índices de DBO do efluente. Telles (2010), também observou um aumento na concentração de compostos biodegradáveis do efluente representada pela DBO.

Figura 33: Comportamento do parâmetro de DBO ao longo dos ensaios.

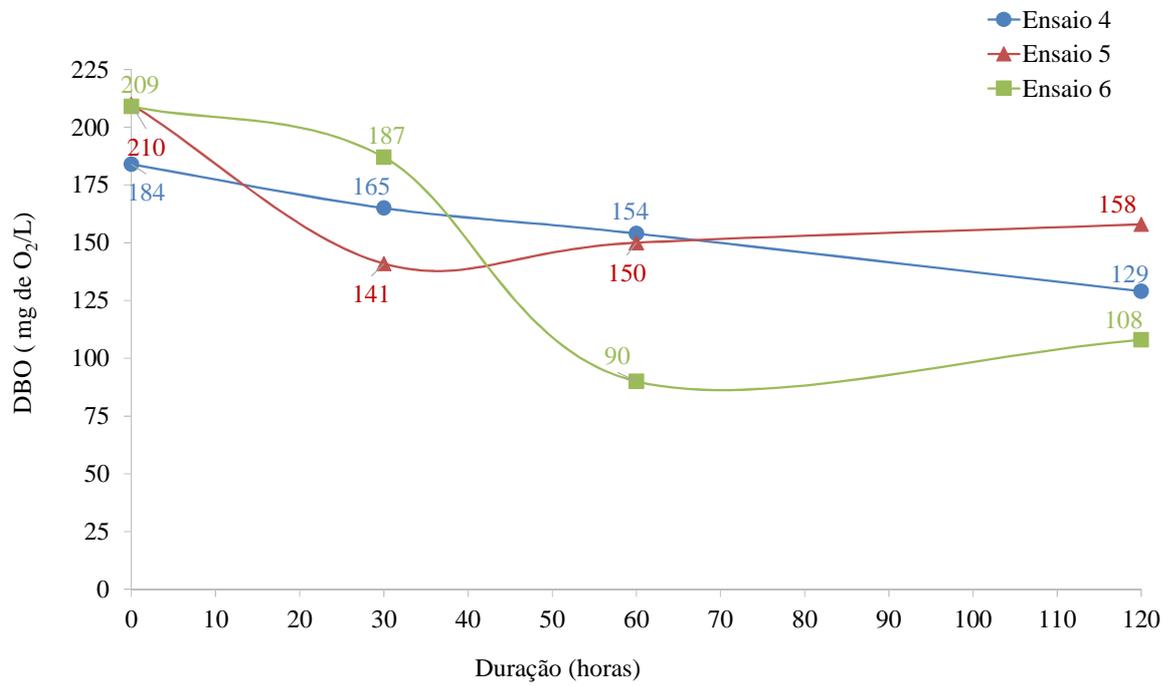
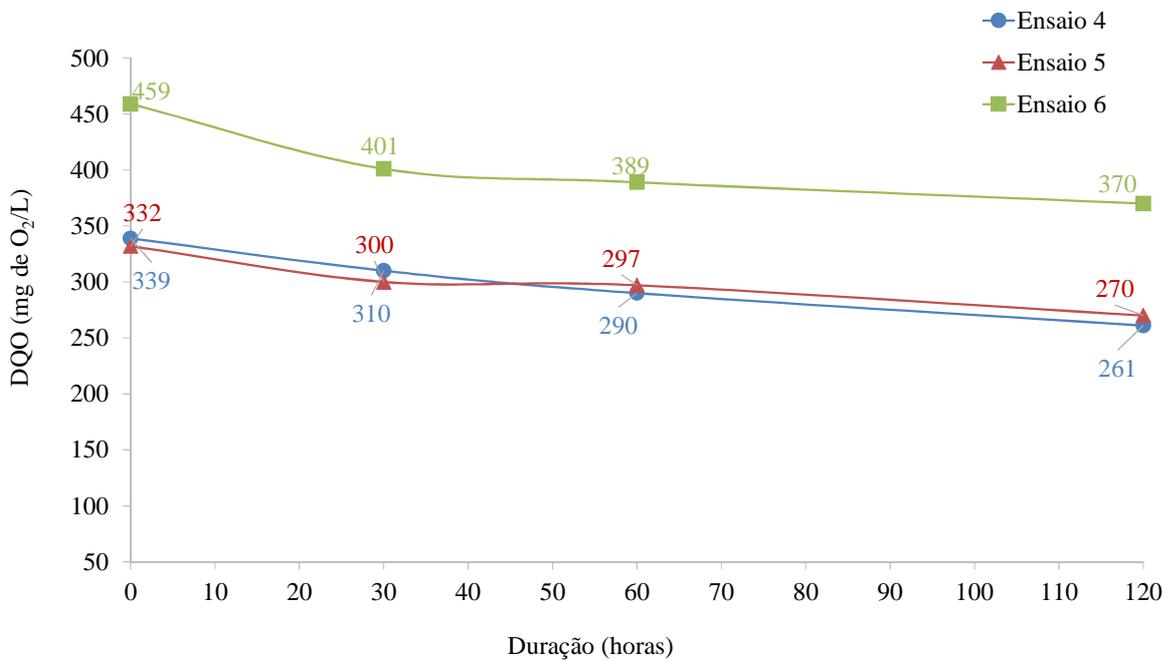
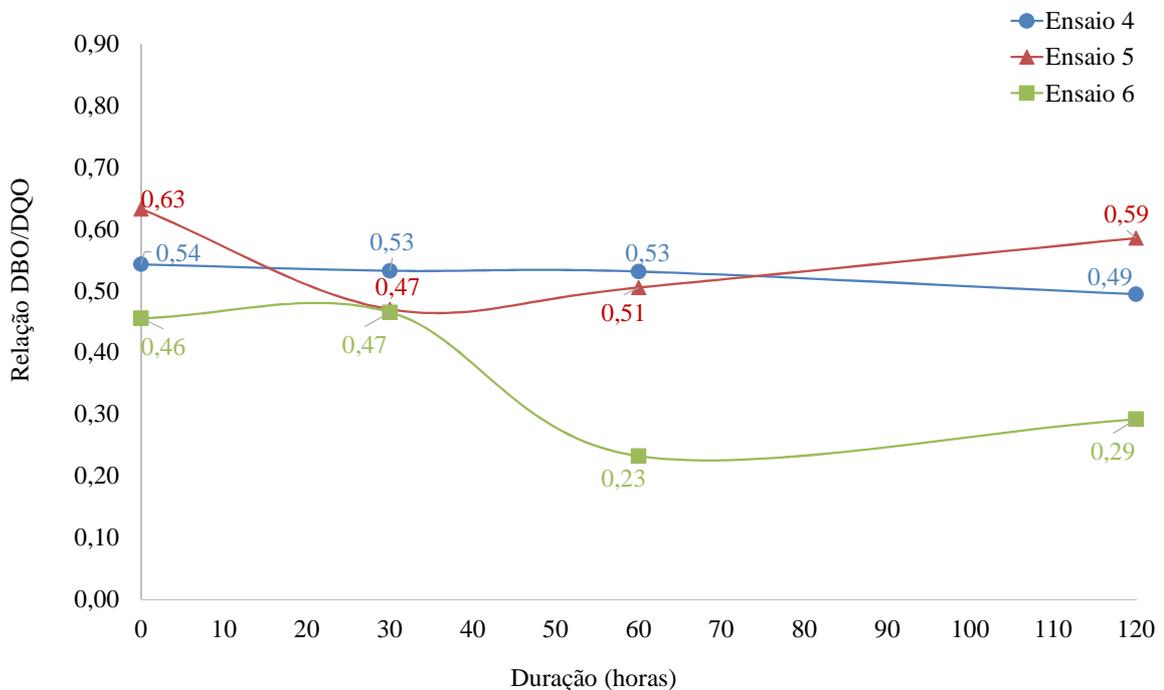


Figura 34: Comportamento do parâmetro de DQO ao longo dos ensaios.



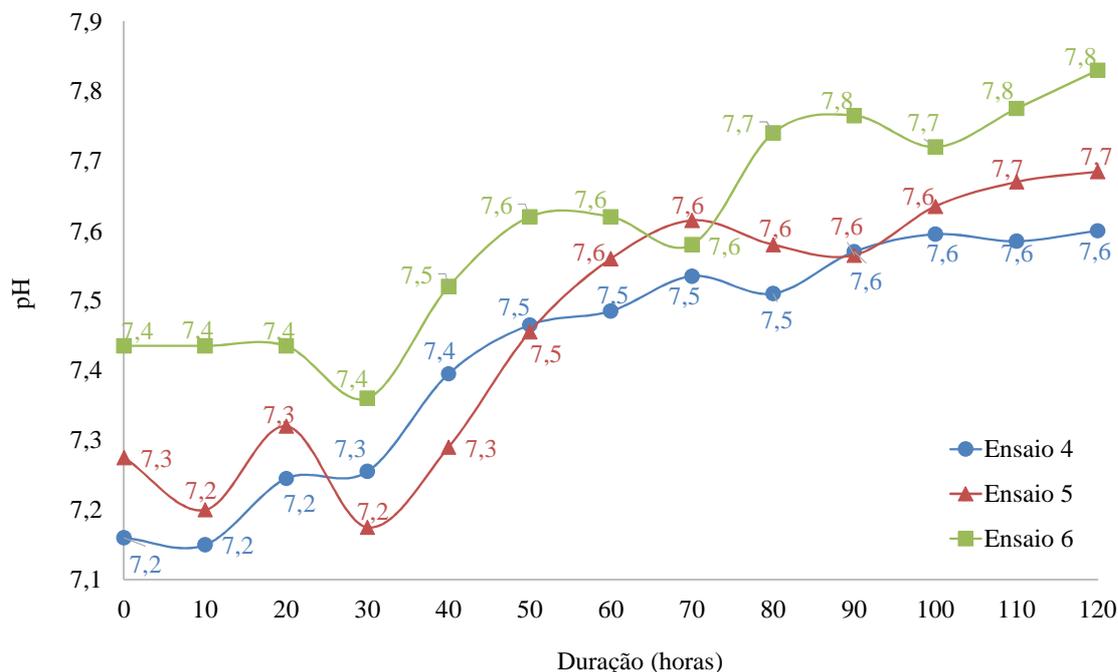
Outro fator que pode indicar que houve um discreto aumento na biodegradabilidade do efluente é a relação DBO/DQO, principalmente se observada a Figura 35, onde ao final dos ensaios 5 e 6 é possível verificar um aumento da relação durante a realização do tratamento por O<sub>3</sub>. Com relação ao atendimento dos parâmetros exigidos pela legislação vigente, apenas foi possível atender a DBO no ensaio 6, que obteve um índice abaixo de 120 mg de O<sub>2</sub>/L estabelecidos pela CONAMA n° 430/2011 e na DQO, apenas foi possível o atendimento nos ensaios 4 e 5 que ficaram abaixo de 300 mg O<sub>2</sub>/L exigidos pela CONSEMA n° 128/2006.

Figura 35: Relação DBO/DQO ao longo dos ensaios.



Com relação ao parâmetro de pH, o pH manteve-se durante todo o tratamento básico, variando no tempo inicial de 7,2 a 7,4 e ao final do tratamento de 7,8 a 7,9. Os resultados foram muito semelhantes aos ensaios 1, 2 e 3, registrando também um aumento nas concentrações de pH ao longo dos ensaios (Figura 36).

Figura 36: Comportamento do parâmetro de pH ao longo dos ensaios.



Com a realização dos ensaios 4, 5 e 6, verificou-se que as remoções foram bem distribuídas ao longo das duas primeiras horas de contato  $O_3$ /efluente nas condições experimentais desta pesquisa. Sendo esse, o tempo de maior remoção dos parâmetros estudados, a partir daí, as taxas médias de remoções decaem em decorrência da formação de subprodutos da ozonização e pela complexidade da degradação de compostos recalcitrantes (Ensaio preliminar e ensaios 1, 2 e 3).

Indica-se o processo de ozonização como um pré-tratamento de efluentes, por apresentar resultados satisfatórios quanto a remoção de cor, matéria orgânica e a melhora na biodegradabilidade se analisada a relação DBO/DQO, cor e pH em apenas 2 h de tratamento e tratando um volume de 160 L. O  $O_3$  pode ser utilizado como um processo de tratamento individual. Mas, para atingir os parâmetros estabelecidos pela legislação vigente, elevados tempos de contato gás/efluente podem ser necessários.

#### 4.5 Determinação das taxas de utilização e perda de ozônio

A seguir, as tabelas 14 e 15 apresentam as taxas médias de utilização e de perda de O<sub>3</sub> respectivamente para cada parâmetro ao final dos ensaios 1, 2, 3, 4, 5 e 6. Evidenciando primeiramente a quantidade total (em g, mg, NTU) que o processo de ozonização conseguiu remover (quantidade inicial, menos a quantidade final) em cada parâmetro, a quantidade total de O<sub>3</sub> utilizada para a oxidação da quantidade total removida (minutos e por hora) e por fim a taxa de perda ou de volatilização de O<sub>3</sub>.

Tabela 13: Taxa de utilização e de perda de ozônio nos ensaios 1, 2 e 3.

Ensaio	Parâmetros	Quantidade removida	g de O <sub>3</sub> /parâmetro removido em 300 minutos	g de O <sub>3</sub> /parâmetro/L.h	% correspondente da capacidade do equipamento
1	DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	44,00	0,405	<b>0,081</b>	0,91
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	100,00	0,178	<b>0,036</b>	0,40
	CA (mg/L Co/Pt)	1006,00	0,018	<b>0,004</b>	0,04
3L ar/min	CV (mg/L Co/Pt)	463,00	0,038	<b>0,008</b>	0,09
	Turbidez (NTU)	140,00	0,127	<b>0,025</b>	0,29
2	DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	89,00	0,216	<b>0,043</b>	0,45
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	103,00	0,186	<b>0,037</b>	0,39
	CA (mg/L Co/Pt)	950,00	0,020	<b>0,004</b>	0,04
4L ar/min	CV (mg/L Co/Pt)	274,00	0,070	<b>0,014</b>	0,15
	Turbidez (NTU)	131,00	0,147	<b>0,029</b>	0,31
3	DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	136,00	0,154	<b>0,031</b>	0,29
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	167,00	0,126	<b>0,025</b>	0,24
	CA (mg/L Co/Pt)	1179,00	0,018	<b>0,004</b>	0,03
4L ar/min	CV (mg/L Co/Pt)	318,00	0,066	<b>0,013</b>	0,13
	Turbidez (NTU)	199,00	0,106	<b>0,021</b>	0,20

Tabela 14: Taxa de utilização e de perda de ozônio nos ensaios 4, 5 e 6.

Ensaio	Parâmetros	Quantidade removida	g de O <sub>3</sub> /parâmetro removido em 120 minutos	g de O <sub>3</sub> /parâmetro/L.h	% correspondente da capacidade do equipamento
6	DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	101,00	0,208	<b>0,104</b>	0,99
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	88,74	0,237	<b>0,118</b>	1,13
	CA (mg/L Co/Pt)	1749,00	0,012	<b>0,006</b>	0,06
5L ar/min	CV (mg/L Co/Pt)	327,00	0,064	<b>0,032</b>	0,31
	Turbidez (NTU)	71,50	0,294	<b>0,147</b>	1,40
5	DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	52,00	0,369	<b>0,185</b>	1,92
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	61,26	0,313	<b>0,157</b>	1,63
	CA (mg/L Co/Pt)	795,85	0,024	<b>0,012</b>	0,13
4L ar/min	CV (mg/L Co/Pt)	333,00	0,058	<b>0,029</b>	0,30
	Turbidez (NTU)	72,50	0,265	<b>0,132</b>	1,38
4	DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	55,00	0,324	<b>0,162</b>	1,82
	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	78,54	0,227	<b>0,113</b>	1,27
	CA (mg/L Co/Pt)	893,18	0,020	<b>0,010</b>	0,11
3L ar/min	CV (mg/L Co/Pt)	254,00	0,070	<b>0,035</b>	0,39
	Turbidez (NTU)	52,80	0,338	<b>0,169</b>	1,90

Verificou-se que as maiores taxas médias de utilização de  $O_3$  nas condições experimentais desta pesquisa ocorreram para os parâmetros indicativos de matéria orgânica (DBO e DQO) e para o parâmetro de turbidez conforme apresentado pelas Figuras 35 e 36. Estando em uma faixa de 0,021 a 0,185 g de  $O_3 \cdot h^{-1}$ . Porém, foram os parâmetros que apresentaram as menores remoções durante o estudo. Já a CA e CV apresentaram as menores taxas de utilização de  $O_3$ , ficando entre 0,004 a 0,035 g de  $O_3 \cdot h^{-1}$ . Esses valores corresponderam a uma taxa de 0,04 a 1,92% da capacidade total do equipamento. De acordo com Costa (2003), o teor de  $O_3$  aplicado em sua pesquisa também foi consumido principalmente na decomposição de compostos orgânicos. Nesse sentido, com estas pesquisas pode se afirmar que são necessárias maiores doses de  $O_3$  para uma melhor oxidação da matéria orgânica e baixas doses de  $O_3$  para remover a cor.

Figura 37: Taxa de utilização de  $O_3$  por parâmetro no ensaio 1, 2 e 3 (g de  $O_3$ /parâmetro/L.h).

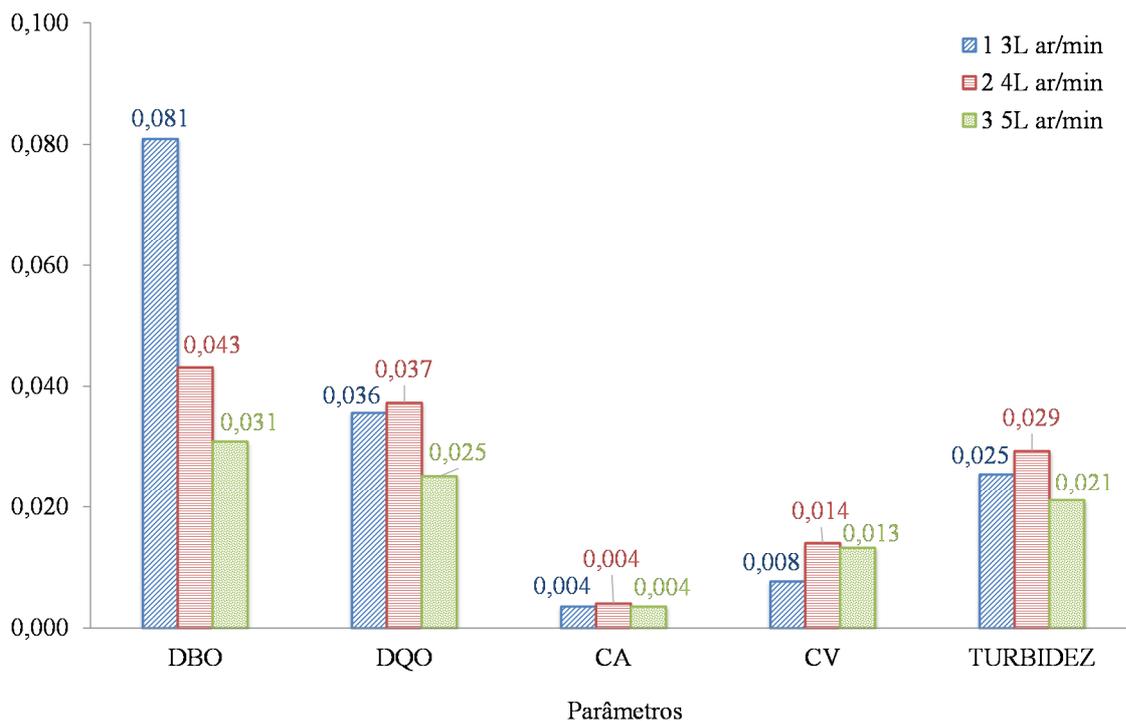
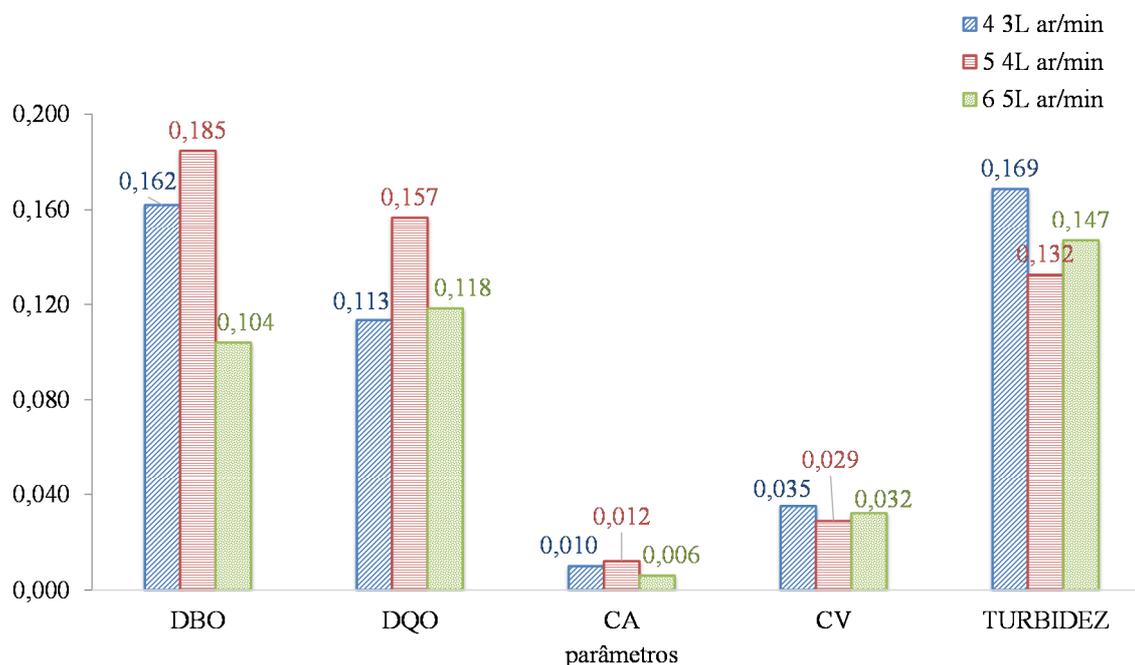


Figura 38: Taxa de utilização de O<sub>3</sub> por parâmetro no ensaio 4, 5 e 6 (g de O<sub>3</sub>/parâmetro/L.h).



Quanto maiores foram as produções de O<sub>3</sub> e vazões de O<sub>2</sub>, durante a realização dos ensaios, menores foram as taxas de utilização de O<sub>3</sub> e conseqüentemente maiores foram as perdas ou volatilização do O<sub>3</sub> no reservatório de acumulação do sistema de tratamento. O maior percentual de perda/volatilização de O<sub>3</sub> ocorreu para o parâmetro de cor (CV e CA) que obteve as maiores remoções neste estudo, registrando uma perda de até 99,91% do total aplicado. Esses baixos valores de O<sub>3</sub> consumido, podem ser resultantes da alta vazão de ar gerada pelo gerador de O<sub>2</sub> e também pela bomba de recirculação, já que Soares (2007) não indica tratamentos com vazões superiores a 298 L.h<sup>-1</sup> pois podem provocar agitação excessiva no meio aquoso e exercer influência negativa na transferência de O<sub>3</sub> da fase gasosa para a líquida. Sendo que neste estudo as vazões variaram de 342 a 455 L.h<sup>-1</sup>.

As perdas de O<sub>3</sub> durante a realização dos ensaios podem ser caracterizadas de diversas formas. Como perdas por volatilização no reservatório, já que o O<sub>3</sub> é extremamente reativo e instável. Também poderia ter perdas por meio do off-gás, na parte superior do reator. Porém, neste experimento foi verificado que não houve fuga do gás por meio do reator, já que não houve mudança de coloração no frasco lavador de gases contendo uma solução de KI. Outra perda do gás, pode ser em forma de residual, ou seja, o gás que não reagiu com os efluentes. Verificou-se neste estudo que a parcela de residual pode ter sido bem baixa, já que o método

não conseguiu detectar, apresentando uma leve e mínima mudança de coloração. Neste estudo foram registradas apenas perdas de  $O_3$  por volatilização e em forma de residual (ambas não foram analisadas experimentalmente).

Também podem ser registradas perdas de  $O_3$  por falta de condições de mistura adequadas e por perdas durante a degradação e/ou consumo de  $O_3$  em reações paralelas que não representaram remoções nos parâmetros analisados.

Os resultados desta pesquisa foram semelhantes a pesquisa de Soares (2007), que embora tenha realizado a medição de  $O_3$  residual e calculado o balanço de massa. Também obteve as maiores quantidades de  $O_3$  consumido nos ensaios com vazões mais baixas de  $O_3$ . Porém, apresentou um consumo de 50,5% a 99% de  $O_3$ , o inverso desta pesquisa que obteve o máximo de média consumida de 4,5%. Apresentando baixa perda de  $O_3$  residual, não superior a 0,1 mg/L e também perdas mínimas pelo off-gás. O autor também verificou que com o aumento do tempo de contato com  $O_3$ , diminuía o consumo de  $O_3$  nos parâmetros. Resultado este, também observado na pesquisa conforme Figuras 35 e 36.

Como informado anteriormente, não foi possível realizar a medição do  $O_3$  no off-gás, pois de acordo com a hidrodinâmica do reator experimental acabou criando um vácuo entre o frasco lavador de gases e o topo do reator, ou seja, não permitindo que o gás reagisse com o KI. Observou-se que quando elevava o frasco lavador de gases as amostras eram sugadas para dentro do reator. Uma das soluções, seria baixar o nível de efluente dentro do reator, modificar o extravasor e também diminuir as vazões das bombas de recirculação.

## 5 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos neste estudo, pode-se concluir que:

- ✓ O sistema de tratamento por ozonização obteve remoções de CA, CV e turbidez de até 86%, 86% e 81%, respectivamente, em 5 horas de tratamento e de até 78%, 76% e 58%, respectivamente, em 2 horas de ensaio. Porém, obteve médias de remoções consideráveis de matéria orgânica representada pela DBO e DQO, alcançando remoções de até 51% e 46%, respectivamente, em 5 horas de ensaio e remoções de 48% e 23%, respectivamente, em 2 horas de ensaio. O sistema de tratamento contribuiu para uma melhora considerável na biodegradabilidade do efluente quando analisada a relação DBO/DQO e o aumento nas concentrações da DBO.
- ✓ Verificou-se que as maiores taxas médias de consumo de  $O_3$  ocorreram para os parâmetros indicativos de matéria orgânica e turbidez, apresentando uma taxa média de consumo entre 0,021 a 0,185 g de  $O_3 \cdot h^{-1}$  e para os ensaios com as menores vazões e produções de ozônio. Já os parâmetros de CA e CV apresentaram as menores taxas médias de utilização de  $O_3$ , consumindo de 0,004 a 0,035 g de  $O_3 \cdot h^{-1}$  representando uma perda de até 99,91% do total aplicado. Conseqüentemente os ensaios com as maiores produções de  $O_3$  tiveram elevadas perdas. Levando-se em consideração que não houveram perdas de ozônio pelo off-gás, as maiores perdas de ozônio ocorreram por volatilização no reservatório de acumulação dos efluentes.
- ✓ Ao final dos ensaios concluiu-se que, o volume ideal de  $O_3$  para tratamento da mistura LAS/esgoto doméstico nas condições experimentais deste estudo e para obter melhores desempenhos na remoção de matéria orgânica (DBO e DQO) foi com uma vazão de 5 L/min de  $O_2$  à uma produção de 10,5 g de  $O_3 \cdot h^{-1}$ .

## 5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como sugestão para trabalhos futuros, a partir desta pesquisa sugere-se:

- ✓ Modificar o reator experimental de modo que possa ser medido o ozônio que não reagiu com o efluente e que foi capturado pelo off-gás por meio de uma armadilha contendo solução de KI 2%;
- ✓ Realizar procedimento experimental para medir o ozônio residual durante o processo de tratamento dos efluentes.
- ✓ Realizar um processo de tratamento contínuo tendo como pré-tratamento a ozonização e um tratamento posterior biológico e/ou físico em escala piloto;
- ✓ Reduzir as vazões de recirculação das bombas e no sistema de ozonização para o reator, já que estudos e pelos resultados desta pesquisa revelam que as maiores taxas de utilização de ozônio e remoções ocorrem em vazões menores;
- ✓ Avaliar a remoção de ácidos fúlvicos do efluente durante o processo de tratamento.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKEN, Pieter Van; LAMBERT, Nico; DEGRÈVE, Jan; LIERS, Sven; LUYTEN, Jan. Comparison of Different Oxidation Methods for Recalcitrance Removal of Landfill Leachate. **Ozone: Science & Engineering**, v. 33, n. 4, 2011.
- ALBUQUERQUE, Edilincon Martins de. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados**. 2012. 281 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2012. Disponível em: <<http://www.saocarlos.usp.br/index.php?option=comcontent&task=view&id=9146&Itemid=170>>. Acesso em: 16 set. 2015.
- ALVES, Reginaldo Antônio Bertolo, Carlos Frederico de Castro et al. **Geoquímica de águas subterrâneas impactadas por aterros de resíduos sólidos**. 22 f. 2012.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA: **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 19th edition. Washington, DC, 1995.
- ANDRADE, Sílvia Mônica Azevedo de. **Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG**. Dissertação de Mestrado. Uberlândia - MG, Brasil. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/v-009.pdf>>. Acesso em: 30 set. 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8419**: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992. 7 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 9648**: estudo da concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986. 5p.
- BALKEMA, A. J; PREISIG, H. A; OTTERPOHL, R; LAMBERT, A. J; WEIJERS, S. R. Developing a Model Based Decision Support Tool for the Identification of Sustainable Treatment for Domestic Wastewater. **Water Science Et Technology**. Oxford, v. 43, no. 7, p. 265-269, 2001. Disponível em: <<http://wst.iwaponline.com/content/43/7/265>> Acesso em: 14 fev. 2017.
- BASSANI, F. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio**. 2010. 158 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá. Maringá. MG. 2010.
- BRASIL, CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM. **Deliberação Normativa n° 46, de 09 de agosto de 2001**. Estabelece alteração no limite de eficiência de remoção em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio para os sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais e dá outras providências. MG. Belo Horizonte, 09 de agosto de 2001. Disponível em: <[http://www.paas.uff.br/legisla/dn\\_copam46\\_01.pdf](http://www.paas.uff.br/legisla/dn_copam46_01.pdf)>. Acesso em: 13 fev. 2017.
- BRASIL, CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – CONSEMA. **Resolução n° 276 de 14 de maio de 2013**. Dispõe sobre a excepcionalidade nos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, no que diz respeito aos padrões e condições para a emissão de efluentes líquidos domésticos em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Rio

Grande do Sul, 14 de maio de 2013. Disponível em: < <http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201612/02135249-resolucao-276-13-esgotamento-sanitario.pdf>> Acesso em: 13 fev. 2017.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução n° 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrão de lançamentos de efluentes complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Brasília, DF, 13 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 01 nov. 2015.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução n° 357, de 17 de março de 2005**. 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. Brasília, DF, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2017.

BRASIL, INSTITUTO TRATA BRASIL. **Situação saneamento no Brasil**. 2017. Disponível em: <<http://www.Tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil>>. Acesso em: 04 mar. 2017.

BRASIL, **Lei n° 12.305, de 2 de agosto de 2010**, Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n°9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e das outras providências. Brasília, Brasil, 2 de agosto de 2010. Disponível em: < [http://www.mncr.org.br/box\\_2/instrumentos-juridicos/leis-e-decretos-federais/Lei%202012.305 2010%20Politica%20de%20Residuos%20Solidos.pdf/view](http://www.mncr.org.br/box_2/instrumentos-juridicos/leis-e-decretos-federais/Lei%202012.305%202010%20Politica%20de%20Residuos%20Solidos.pdf/view)> Acesso em: 15 set. 2015.

CAMPOS, J. R. Descarte de lixo de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica. **Revista DAE**, n° 197, p. 1-12. 2014.

CHENG, L. H. Bi, X. J. JIANG, T. T. LIU, C. Q. Effect of Ozone Enhanced Flocculation on the Treatment of Secondary Effluent. International Conference on Environmental Science and Information Application Technology (ESIAT 2011). **Procedia Environmental Sciences**, 10, 555 – 560, 2011.

CORSO, B. L.; SCANDELA, A. P. J.; TAVARES, C. R. G. **Processos oxidativos avançados: remoção de metais em lixiviados de aterro sanitário com O<sub>3</sub>, O<sub>3</sub>/TiO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>/ZnO**. 2015. 6 f. XI Congresso de Brasileiro de Engenharia Química em iniciação científica. UNICAMP. Campinas. SP. 2015.

COSTA, F. M da; CAMPOS, J. C; FONSECA, F. V da; BILA, D. M. **Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando fenton e foto-fenton solar**. 2014. 10 f. Ambiente e água – an interdisciplinary journal of applied Science. 2014.

COSTA, Herlane dos Santos. DANIEL, Luiz Antônio. **Ozonização de águas residuárias domiciliares após tratamento anaeróbio – Estudo preliminar**. 2003. 7 f. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2003.

CRVR – Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos. **Central de tratamento de resíduos de São Leopoldo**. 2015. Disponível em: < <http://www.crvr.com.br/UnidadeSaoLeopoldo.html>>. Acesso em: 03 nov. 2015.

EHRIG, H. J.; ROBINSON, H. Landfilling: Leachate Treatment. In: CHRISTENSEN, Thomas H. **Solid Waste Technology and Management**. UK: 2010.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Handbook of advanced photochemical oxidation processes**. Washington, 1998.

FACCHIN, J. M. J; COLOMBO, M. C. R; COTRIM, S. L. S; REICHERT, G. A. Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2000. Porto Alegre. Rio de Janeiro: Abes 2000. p. 10 – 106.

FERREIRA, J. A; CANTANHEDE, A. L. G; LEITE, V. D; BILA, D. M; CAMPOS, J. C; YOKOYAMA, L; FIGUEIREDO, L. C; MANNARINO, C. F; SANTOS, A. S; FRANCO, R. S. O; LOPES, W. S; SOUSA, J. T de. Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos urbanos com esgoto sanitário. In: GOMES, Luciana Paulo (Org). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro. Abes, 2009. p. 246-293.

FIGUEIREDO, Marieli; SANTOS, Eliane Pereira dos; SCHMACHTENBERG, Natana. **Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicação ambiental**. 2014. 13f. REGET/UFSC. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. RS. 2014.

GESELLSCHAFT FÜR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT – GTZ. **Capacity Building for Ecological Sanitation: Ecosan Resource Material**. 165 f. Eschborn, 2006.

GOMES, L. P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. In: GOMES, Luciana Paulo (Org). Rio de Janeiro. Abes, 2009.

GOMES, L. P; CASTILHOS JÚNIOR, A. B. (Org); FERNANDES, F.; FERREIRA, J. A.; JUCÁ, J. F T; LANGE, L. C; PESSIN, N; NETO, P. M. S.; ZANTA, V. M. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água**: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 91p.

HASSEMER, Maria Eliza Nagel. **Oxidação Fotoquímica – UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> – para degradação de poluentes em efluentes da indústria têxtil**. 2006. 175 f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. Florianópolis. Santa Catarina. SC. 2006.

IBGE apresenta Ranking dos 10 rios mais poluídos do Brasil. 13 de abril de 2013. **ANEAM – Associação Nacional dos Engenheiros Ambientais**. Disponível em: <<http://www.aneam.org.br/noticias/destaque/648-ibge-apresenta-ranking-dos-10-rios-mais-poluídos-do-brasil>>. Acesso em: 18 set. 2015.

IWAI, Cristiano Kenji. **Tratamento de chorume através de percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos**. 2005. 205 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Faculdade de Engenharia e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Bauru, SP, 2005.

JARDIM, Wilson de Figueiredo. CANELA, Maria Cristina. **Fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes e remediação de solos**. Caderno Temático. Volume 01. 2004. 11 f. Universidade Estadual de Campinas. UNICAMP. Campinas. SP. 2004.

KANG, Ki-Hoon; SHIN, Hyun Sang; PARK, Heekyung. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. **Water Research**, vol. 36, p. 4023–4032, 2002.

KERLINGER, F. N. **Foundations of behavioral research**. 2. ed. New York: Holt, Rinehart, 1974. Disponível em: <<https://faculty.fuqua.duke.edu/~jglynch/Ba591/Session01/Kerlinger%20Ch%202.PDF>> Acesso em: 18 fev. 2017.

KJELDSSEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review critical reviews in environmental. **Science and technology**, periodic, v. 4, n. 32, p. 297-336, 2002.

KUNZ, Airton. ZAMORA, Patricio Peralta. MORAES, Sandra Gomes de. DURÁN, Nelson. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. 2002. 5 f. **Química Nova**. 2002.

LACONI, Claudio Di. Biological treatment and ozone oxidation: Integration or coupling. 6p. **Bioresource Technology**. Bary. Italy. 2012

LANGE, Liséte Celina; AMARAL, Miriam Cristina Santos do. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, Luciana Paulo (Org). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro. Abes, 2009. p. 27-60. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>> Acesso em: 14 fev. 2017.

LINGIREDDY, S. (Ed). (2002). **Control of microorganisms in drinking Water**. ASCE Publications. Disponível em: <<http://www.asce.org/templates/publications-book-detail.aspx?id=7593>>. Acesso em 13 de maio de 2016.

MORAES, Josmaria Lopes de. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. 2005. 229 p. Programa de Pós-Graduação em Química. Curitiba. SP. 2005.

NASCENTES AL, Nascimento MMP, Brasil FC, Campos JC, Ferreira JA. **Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage - Operational and microbiological aspects**. Revista Teccen. 2015 Abr; 06 (1): 01-32.

OLOIBIRI, Violet; UFOMBA, Innocent; CHYS, Michael; AUDENAERT, Wim T.M; DEMEESTERE, Kristof. A comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation–flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. 2015. 8p. **Waste Mangement**. V.43. p. 335 – 342. 2015.

ORNELAS, Adenilson. **Estudo da utilização de ozônio no tratamento de efluentes**. 2010. Engenharia Ambiental. Disponível em: [http://www.ozonio.com.br/adenilson\\_ornelas.pdf](http://www.ozonio.com.br/adenilson_ornelas.pdf)>. Acesso em: 09 out. 2015.

PACHECO, Jailson Rodrigo; ZAMORA, Patricio G. Peralta. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 306-311, 2004.

PASQUALINE, Liana Notari. **Estudo da oxidação de matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário por meio de tratamento com ozônio, peróxido de hidrogênio e radiação ultravioleta**. 2010. 144 f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica. Universidade de São Paulo – USP. São Carlos. SP. 2010.

PEDROSO, Keylla. **Avaliação do tratamento do lixiviado de aterro sanitário de Maringá, Paraná, por processo de coagulação/floculação e ozonização**. 2012. 106 f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. Universidade Estadual de Maringá – UEM. Maringá. PR. 2012.

POVINELLI, Jurandyr. SOBRINHO, Pedro Alem. Introdução. In: GOMES, Luciana Paulo (Org). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro. Abes, 2009. p. 20-26.

PREETHI, V; KALYANI; K. S. Parama; IYAPPAN, K; SRINIVASAKANNAN, C; BALASUBRAMANIAN, N; VEDARAMAN, N. Ozonation of tannery effluent for removal of cod and color. **Journal of Hazardous Materials**, v. 166, p. 150–154, 2009.

QIN, Hagndão; CHEN, Honglin; ZHANG, Xiaoming; YANG, Guo; FENG, Yujun. Efficient degradation of fulvic acids in water by catalytic ozonation with CeO<sub>2</sub>/AC. 2013. 8p. **Research Article**. v 89. p.1402 – 1409.

QUEIROZ, Luciano Matos; AMARAL, Mailer Sene; MORITA, Dione Mari; YABROUDIC, Sucher Carolina; SOBRINHO, Pedro Alem. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, p. 403-410, 2011.

RAKNESS, K. L. Ozone in Drinking Water Treatment: Process Desing, Operation, and optimization. 302 p. **Americam Water Works Association (AWWA)**. 2005.

RAMIREZ, I.; VELÁSQUEZ, M. Removal and transformation of recalcitrant organic matter

ROENS Representação Comercial de equipamentos Industriais LTDA. Proposta de fornecimento/informações Anel Pall 1,5”. Curitiba. PR. 2010.

RODRIGUES. Flávia Simões Ferreira. **Aplicação da Ozonização e do reativo de fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. 2004. 79 f. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 2004.

SAEP. Serviço de água e esgoto de Pirassununga. 2014. Disponível em: [http://www.saep-piras.com.br/portal/modules/mastop\\_publish/?tac=O\\_QUE\\_%C9\\_O\\_ESGOTO%3F](http://www.saep-piras.com.br/portal/modules/mastop_publish/?tac=O_QUE_%C9_O_ESGOTO%3F)> Acesso em: 18 set. 2015.

SALEM, Abu amr S. AZIZ, Hamidi Abdul. ADLAN, Mohd Nordin. **Optimization of stabilized leachate treatment using ozone/persulfate in the advanced oxidation process**. 2013. 8 f. Waste Management. School of Civil Engineering Campus. Universiti Sains Malaysia. 2013.

SALEM, Abu amr S. AZIZ, Hamidi Abdul. **New treatment of stabilized leachate by ozone/Fenton in the advanced oxidation process.** 2012. 6 f. Waste Management. School of Civil Engineering Campus. Universiti Sains Malaysia. 2012.

SANTOS, Ana Silva Perreira. **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização.** Dissertação de Doutorado, UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, 2010.

SCANDELAI, A. P. J; TAVARES, C. R G; FRANCO, J. M; DIAS, P. R. Z e CORSO, B. L. **Tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá-PR por processo de ozonização e combinação catalítica com óxidos metálicos (O<sub>3</sub>/TiO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>/ZnO).** 2014. 8 f. XX Congresso Brasileiro de engenharia Química. Florianópolis. SC. 2014.

SCHOENELL, Elisa Kerber. **Aplicação de ozônio e ozônio + peróxido de hidrogênio para remoção de compostos recalcitrantes em lixiviados de aterros sanitários.** 2013. 103 f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS. São Leopoldo. RS. 2013.

SCHONS, Alisson. **Ozonização como pós tratamento combinado de lixiviados e esgotos sanitários.** 2014. 87 f. Trabalho final. Curso de Gestão Ambiental. Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Unisinos. São Leopoldo. RS. 2014.

SCHULTEN, H-R, SCHNITZER, M. A State of the Art Structural Concept for Humic Substances. *Naturwissenschaften*, v. 80, p. 29, 1993.

SEEWALD, Marina Medtler. **Avaliação da remoção de cor e desinfecção de lixiviados de aterro sanitário utilizando ozônio e peróxido de hidrogênio.** 2013. 103 f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS. São Leopoldo. RS. 2013.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado.** 2002. 125 f. Dissertação de Mestrado, UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, 2002.

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

SILVA, Fernanda Barbosa da. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários.** 2009. 118 f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos. UFRJ. Rio de Janeiro, RJ, 2009.

SILVA, Gustavo Henrique da. DANIEL, Luiz Antônio. **Desinfecção de efluente anaeróbio com o uso de ozônio/cloro.** 2015. 10p. Revista Engenharia Sanitária Ambiental. V. 20, p. 279 – 288. São Paulo. SP. 2015.

SISTEMA DE GESTÃO AMBIENTAL – SGA. Monitoramento da ETE. Unisinos. 2015.

SOARES, Leonardo Vieira. **Ozonização de esgoto sanitário: Estudo da hidrodinâmica, transferência de massa e inativação de microrganismos indicadores.** 2007. 285 f. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Pulo – USP. SP. 2007.

SOUTO, Gabriel D'arrigo de Brito. **Lixiviados de Aterros Sanitários Brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste por ar (“stripping”)**. 2009. 371 f. Tese (Doutorado) – Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2009.

SOUZA, Bianca Miguel de. **Avaliação de processos oxidativos avançados acoplados com carvão ativado granulado com biofilme para reuso de efluentes de refinaria de petróleo**. 2010. 179 f. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Química. Rio de Janeiro. RJ. 2010.

SPIILKI, Fernando Rosado. **Rastreamento da contaminação fecal no contexto da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos**. 2015. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Qualidade ambiental. Universidade FEEVALE, Campo Bom, RS, 2015.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. Wiley, New York, 1982. Disponível em:

<[http://books.google.com.br/books?id=7kCQch\\_YKoMC&printsec=frontcover&hl=ptBR&source=gbs\\_ge\\_summary\\_r&cad=0#v=onepage&q&f=false](http://books.google.com.br/books?id=7kCQch_YKoMC&printsec=frontcover&hl=ptBR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false)> Acesso em: abr/16.

TEIXEIRA, Cláudia Poli de Almeida Barêa. JARDIM; Wilson de Figueiredo. **Processos oxidativos avançados**. Caderno Temático. Volume 03. 2004. 83 f. Universidade Estadual de Campinas. UNICAMP. Campinas. SP. 2004.

TELLES, Cláudia Anastácia Santana. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ. 2010. Disponível em: <[http://fenix3.ufrj.br/60/teses/coppe\\_m/ClaudiaAnastaciaSantanaTelles.pdf](http://fenix3.ufrj.br/60/teses/coppe_m/ClaudiaAnastaciaSantanaTelles.pdf)>. Acesso em: 14 set. 2015.

TIZAOUI, C.; BOUSELMI, L.; MANSOURI, L.; GHRABI, A. Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. **Journal of Hazardous Materials**. v. 140, p. 316-324, 2007.

TURETTA, Ludimila. **Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados**. 2011. 103 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2011. Disponível em:

<[https://www.google.com.br/#q=Turetta+\(2011\)+avaliou+a+tratabilidade+de+lixiviado+do+aterro+sanit%C3%A1rio+de+S%C3%A3o+Carlos+combinado+com+efluente+anaer%C3%B3bio+em+reatores+de+lodos+ativados+em+escala+de+bancada](https://www.google.com.br/#q=Turetta+(2011)+avaliou+a+tratabilidade+de+lixiviado+do+aterro+sanit%C3%A1rio+de+S%C3%A3o+Carlos+combinado+com+efluente+anaer%C3%B3bio+em+reatores+de+lodos+ativados+em+escala+de+bancada)>. Acesso em: 01 nov. 2015.

UNITED NATIONS. **World Population Prospects: the 2012 Revision**. UN News Centre. 2013. Disponível em:<<http://www.un.org/apps/news/story.asp?NewsID=45165&Cr=populatio n&Cr1=#.UzSu8YBOXIX>> Acesso em: 15 set. 2015.

WU, J. J.; WU, C-C.; MA, H-W.; CHANG, C-C. Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. **Chemosphere**.v. 54, p. 997-1003, 2004.