



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**OZONIZAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ESGOTO
DOMÉSTICO**

Oslí Barreto Camilo Júnior

ORIENTADOR: PROF. DR. DELVIO SANDRI

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

**BRASÍLIA/DF
FEVEREIRO/2018**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**OZONIZAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ESGOTO
DOMÉSTICO**

Osli Barreto Camilo Júnior

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDO AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM AGRONOMIA.

APROVADA POR:

DELVIO SANDRI, Doutor/FAV/UnB/ - Orientador

MARCO ANTÔNIO SOUZA, PhD/UnB - Examinador Externo

JOÃO JOSÉ DA SILVA JUNIOR, Doutor/FAV/UnB - Examinador Externo

**BRASÍLIA/DF
FEVEREIRO/2018**

FICHA CATALOGRÁFICA

Barreto Camilo, Osli Júnior

Ozonização como pós-tratamento de efluente de esgoto doméstico. Osli Barreto Camilo Júnior, orientação de Delvio Sandri - Brasília, 2018.

52 p.

Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília/ Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2018.

CDD ou CDU
Agris / FAO

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

BARRETO CAMILO, O. JR. Ozonização como pós-tratamento de efluente de esgoto doméstico. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2018, 52 p. Dissertação de Mestrado.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Osli Barreto Camilo Júnior

TÍTULO DO PROJETO DE DISSERTAÇÃO: Ozonização como pós-tratamento de efluente de esgoto doméstico.

GRAU: Mestre ANO: 2018

É concedida à Universidade de Brasília de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado para única e exclusivamente propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada à fonte.

Nome: Osli Barreto Camilo Júnior

CPF: 027.159.581-70

Endereço: SQS W 103, Bloco “G” Apartamento 204, Setor Sudoeste, Brasília-DF.

CEP: 70670-307

Tel. (061) 99939 9099 Email: oslijr@gmail.com

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	vi
LISTA DE FIGURAS	vii
RESUMO	x
ABSTRACT	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	2
2.1 Objetivo geral.....	2
2.2 Objetivos específicos	2
3. REVISÃO DE LITERATURA	3
3.1 Ciclo hidrológico.....	3
3.2 Caracterização dos esgotos.....	4
3.3 Tratamento de esgotos.....	5
3.4 Saneamento básico urbano e rural no brasil.....	7
3.5 Sistema de zona de raízes.....	9
4. OZONIZAÇÃO.....	11
4.1 Processo de produção de ozônio	13
4.2 Ozônio no tratamento de água e efluentes	14
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
5.1 Caracterização do local do experimento	16
5.2 Origem do esgoto bruto.....	16
5.3 Descrição da estação de tratamento do esgoto	17
5.4 Descrição da unidade geradora de ozônio.....	18
5.5 Coletas de efluente e atributos avaliados	22
5.6 Delineamento experimental	24
5.7 Análise estatística dos resultados	24
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
6.1 Atributos físicos, químicos e microbiológicos em função do tempo de exposição e dosagens de ozônio	24

6.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)	24
6.1.2 Condutividade Elétrica (CE)	28
6.1.3 Oxigênio Dissolvido (OD)	30
6.1.4 Amônia (NH ₃)	32
6.1.5 Alcalinidade (Alc.)	33
6.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química Oxigênio (DQO)	35
6.1.7 Sódio (Na ⁺)	37
6.1.8 Potássio (K ⁺)	39
6.1.9 Turbidez	40
6.1.10 Cor	42
6.1.11 <i>E. coli</i> (EC) e Coliformes Totais (CT)	45
6.1.12 Sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos (SS) e Sólidos Dissolvidos (SD)	46
7. CONCLUSÕES	51
8. REFERÊNCIAS	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Condições de lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais conforme Resolução do Conama n.430/2011.....	5
Tabela 2. Níveis de atendimento com água e esgotos dos municípios cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS em 2015, segundo região geográfica e Brasil.....	8
Tabela 3 - Atributos avaliados, símbolo, unidades e seus respectivos métodos de análise.	23
Tabela 4. Valores de DBO e DQO, em mg L ⁻¹ de O ₂ , do efluente de esgoto doméstico tratado por sistema de zona de raízes em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à concentração de 12 mg L ⁻¹ de O ₃ e em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L ⁻¹ de O ₃ para o tempo de exposição de 30 min.	36
Tabela 5 - Valores de E. coli no efluente de esgoto doméstico tratado por sistema de zona de raízes em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à concentração de 12 mg L ⁻¹ de O ₃ e em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L ⁻¹ de O ₃ para o tempo de exposição de 30 min.	45
Tabela 6 - Valores de Coliformes Totais no efluente de esgoto doméstico tratado por sistema de zona de raízes em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à concentração de 12 mg L ⁻¹ de O ₃ e em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L ⁻¹ de O ₃ para o tempo de exposição de 30 min.	45

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização de algumas dependências da FAL e planta baixa da estação de tratamento de esgoto (ETE/FAL/UnB).	18
Figura 2 - Vista dos três tanques sépticos (TS1, TS2 e TS3) e indicação do sentido de escoamento do esgoto e pontos de coleta (P1 a P7) (a) e vista das plantas macrófitas utilizadas na ETE/FAL/UnB (b).	18
Figura 3 - Gerador de ozônio com capacidade de produção de 10 g h^{-1}	19
Figura 4 - Aparelho Ozone & Life® em funcionamento. 1- Saída de O_2 ; 2 – Voltímetro; 3- Amperímetro; 4 – Dosador de O_3 ; 5 – Liga/Desliga; e 6 – Fluxo de O_2	19
Figura 5 - Recipientes de vidro utilizados na Ozonização e forma de distribuição desses para otimização das análises.	20
Figura 6 - Fluxograma da distribuição do O_3 do Gerador de Ozônio para os recipientes de vidro.	21
Figura 7 - Tabela de concentração de Ozônio $\text{mg O}_3 \text{ L}^{-1}$	22
Figura 8 - Aparelho ColorQuest XE.	24
Figura 9 - Índices de pH de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	25
Figura 10 - Índices de pH de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	26
Figura 11 - Teores Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	28
Figura 12 - Teores Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	28
Figura 13 - Valores de Oxigênio Dissolvido ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	30
Figura 14 - Valores de Oxigênio Dissolvido ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	30

Figura 15 - Teores de Amônia (mg L^{-1}) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	32
Figura 16 - Teores de Amônia (mg L^{-1}) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	33
Figura 17 - Valores de Alcalinidade de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	34
Figura 18 - Valores de Alcalinidade (mg L^{-1} de CaCO_3) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização. 35	
Figura 19 - Teores de Sódio de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	38
Figura 20 - Teores de Sódio de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	38
Figura 21 - Teores de Potássio (K^+) em mg L^{-1} de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	39
Figura 22 - Teores de Potássio (K^+) em mg L^{-1} de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	40
Figura 23 - Valores de Turbidez em NTU de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	41
Figura 24 - Valores de Turbidez em NTU de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	42

Figura 25 - Valores de Cor padrão APHA (adimensional) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L ⁻¹ de O ₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	43
Figura 26 - Valores de Cor padrão APHA (adimensional) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L ⁻¹ de O ₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	43
Figura 27 - Sólidos Totais (mg L ⁻¹) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L ⁻¹ de O ₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	47
Figura 28 - Sólidos Totais (mg L ⁻¹) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L ⁻¹ de O ₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	47
Figura 29 - Sólidos Suspensos mg L ⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L ⁻¹ de O ₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	48
Figura 30 - Sólidos Suspensos mg L ⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L ⁻¹ de O ₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	49
Figura 31 - Sólidos Dissolvidos mg L ⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à dosagem de 12 mg L ⁻¹ de O ₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.....	50
Figura 32 - Sólidos Dissolvidos mg L ⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L ⁻¹ de O ₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.	51

OZONIZAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ESGOTO DOMÉSTICO

RESUMO

Dentre as várias opções de tratamento secundário de esgoto, o uso de tanques sépticos seguidos do Sistema de Zona de Raízes (SZR) apresentam características favoráveis, como eficiente remoção de microrganismos, sais e compostos tóxicos. Entretanto, persistem atributos como a cor, turbidez, dentre outros que podem ser reduzidos com tratamento terciário, como a ozonização. Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a aplicação da ozonização em efluente de esgotos doméstico tratado em tanques sépticos em série seguidos de SZR. Foram aplicados os tempos de exposição ao ozônio de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. na dosagem constante de 12 mg L⁻¹ de O₃, bem como dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ durante tempo de exposição de 30 min. Em todos os ensaios, a vazão de ozônio foi ajustada em 1 L min.⁻¹. Foram realizadas sete campanhas de coleta de efluente de diferente composição, sendo que em cada amostra foi analisado o Potencial Hidrogeônico (pH); Condutividade Elétrica (CE), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Oxigênio Dissolvido (OD) Alcalinidade Total (A_{total}), Sódio (Na⁺), Potássio (K⁺), Amônia (NH₃), Turbidez, Cor, *Escheria coli*, Coliformes Totais, Sólidos Suspensos, Sólidos Dissolvidos e Sólidos Totais. A ozonização promoveu redução significativa de cor e turbidez do efluente até o tempo de 120 min de exposição na dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e até a concentração de 17 mg L⁻¹ de O₃ por 30 min. A condutividade elétrica reduziu 7,0% no tempo de exposição de 120 min. sendo que, de maneira geral, o tempo de exposição é mais efetivo na alteração da CE do que o aumento na dosagem de ozônio. O pH se elevou 12,30% no tempo de 120 e 150 min. e 9,4% na dosagem de 4 mg L⁻¹ de O₃; já a alcalinidade se elevou 22,2% na dosagem de 17 mg L⁻¹ de O₃ e oxigênio dissolvido de 351% no tempo de 90 min. e 424% na dosagem de 17 mg L⁻¹ de O₃. A ozonização não promoveu alterações nos teores de potássio, sódio, amônia, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos e sólidos totais. A *Escheria coli*, coliformes totais, DQO e DBO não apresentaram correlação consistente entre os diferentes tempos de exposição e dosagens de ozônio.

Palavras-chave: Ozonização. Tratamento de efluente doméstico. Distrito Federal.

ABSTRACT

There are several options to treat sewage and the use of septic tanks and the Root Zone System (RZS) presents valuable characteristics, as the remotion of microorganisms, salts and toxic compounds. However, there are persistent attributes such as color, turbidity, among others that can be removed with tertiary treatment, such as ozonization. In view of the above, the objective of this work was to evaluate the application of ozonation in treated domestic sewage effluent in septic tanks in series. Exposure times of 0, 30, 60, 90, 120 and 150 min were applied in the constant dosage of 12 mg L^{-1} of O_3 , as well as dosages of 0, 4, 10, 17, 25 and 35 mg L^{-1} of O_3 during the exposure time of 30 min. In all tests, the ozone flow rate was adjusted to 1 L min^{-1} . Seven campaigns of collection of different effluent composition were carried out. In each sample of effluent were analyzed the Potention Hydrogen (pH), Electrical Conductivity (EC), Chemical Oxygen Demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD), Dissolved Oxygen (DO), Total Alkalinity (totalA), Sodium (Na^+), Potassium (K^+), Ammonia (NH_3), Turbidity, Color, Escheria coli, Total Coliforms, Suspended Solids, Dissolved Solids and Total Solids. At the exposure time of 120 min and 17 mg L^{-1} of O_3 , there was reduction of turbidity of 40.6% and 58.9%; color reduction of 76.2% and 81.5%; and reduction of the electrical conductivity of 7.0% in the time of 120 min. The pH increased by 12.30% in the time of 120 and 150 min and 9.4% in the dosage of 4 mg L^{-1} of O_3 ; Alkalinity rose 22.2% at the dose of 17 mg L^{-1} of O_3 and dissolved oxygen of 351% at 90 min of exposure and 424% at the dose of 17 mg L^{-1} of O_3 . The ozonization does not promote any changes in the contents of potassium, sodium, ammonia, suspended solids, dissolved solids and total solids. E. coli, Total Coliforms, Chemical Oxygen Demand (COD) and Biochemical Oxygen Demand (BOD) did not present a consistent relation between the exposure time and the ozon doses.

Key-words: Ozonation. Treatment of domestic effluent. Federal District.

1. INTRODUÇÃO

Apesar de o Brasil ter diversos projetos e estudos na área de saneamento, as ações concretas e necessárias para este setor ainda estão por vir para a maioria da população. Segundo o Instituto Trata Brasil (2015), 52,4% da população não têm acesso à coleta de esgoto, ou seja, mais de 100 milhões de brasileiros. Além disso, apenas 40% do esgoto coletado são tratados e mais de 3,5 milhões de brasileiros, nas 100 maiores cidades do país, despejam esgoto irregularmente, mesmo tendo redes coletoras disponíveis (SNIS, 2014).

Diante dessa situação, a coleta e o tratamento de esgotos, sejam sanitários ou não, além da conscientização da população acerca do tema, são medidas fundamentais para minimizar efeitos prejudiciais à saúde das pessoas e ao ambiente. Para atingir estes objetivos são necessários investimentos em saneamento básico, adaptando alternativas de tratamento viáveis, considerando a realidade brasileira em termos financeiros, de legislação e interesses sociais.

Dentre as várias opções de tratamento de esgoto, os sistemas naturais que utilizam plantas macrófitas apresentam características favoráveis, como eficiente remoção de microrganismos, nutrientes e compostos tóxicos. A utilização de tanques sépticos, seguidos por Sistema de Zona de Raízes (SRZ), é uma opção de sistema natural de tratamento de esgoto bastante estudado em várias partes do mundo, sendo uma tecnologia baseada nos processos físicos, químicos e biológicos, que normalmente ocorrem naturalmente nos ecossistemas, como das várzeas naturais (KADLEC et al., 2009).

A principal função de uma estação de tratamento de esgotos é a de remover a carga poluente, seja ela de compostos coloidais ou solúveis. Entretanto, existe uma grande variedade de contaminantes, os quais, muitas vezes, não são totalmente eliminados. Nesse contexto é que a utilização de tanques sépticos e o SZR aliada à ozonização se inserem, potencializando a mineralização, desinfecção, desintoxicação, mas principalmente a remoção de cor e turbidez.

O principal objetivo da oxidação de poluentes na água é mineralizar, ou seja, converter compostos relativamente inofensivos em moléculas inorgânicas, como: carbono em dióxido de carbono, hidrogênio em água, fósforo em fosfatos e ácidos fosfóricos, enxofre em sulfatos e etc. (PARSONS, 2004).

A combinação de métodos clássicos de tratamento de esgoto com sistemas naturais e ozonização busca fornecer uma eficiente remoção de cor, demanda química de

oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), microrganismos e nutrientes, podendo ser aplicado tanto em efluentes industriais, esgotos domésticos e no tratamento de água para consumo humano (PARSONS, 2004; KADLEC et al., 2009).

Nos últimos anos, o ozônio (O₃) vem sendo utilizado em diferentes áreas de aplicação, dentre elas o tratamento de água potável, tratamento de efluentes domésticos e industriais, processos de branqueamento de celulose, processo de conservação de alimentos e bebidas, piscicultura, controle de cor e odor, desinfecção da água, controle biológico e esterilização, entre outros (CARVALHO, 2011).

A ozonização destaca-se como processo eficiente de efluente devido ao elevado poder de oxidação do O₃, o qual possibilita a elevado grau de eliminação ou degradação de compostos persistentes que não são anulados em sistemas biológicos convencionais.

Por se tratar de uma tecnologia relativamente nova, não existem normas ou uma legislação específica para o uso de ozônio no Brasil, no entanto, observa-se um aumento significativo no seu estudo e utilização nos últimos anos (ARAÚJO et al., 2016), tanto do ponto de vista de pesquisa como de aplicação em escala real em diversos setores da economia.

2.OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a aplicação da ozonização em efluente de esgoto doméstico tratado em tanques sépticos em série.

2.2 Objetivos específicos

Avaliar a aplicação de diferentes dosagens de ozônio e tempo de exposição em diferentes atributos físicos, químicos e microbiológicos em amostra de diferente composição de efluente de esgoto doméstico tratado com tanques sépticos em série seguidos de sistema de zona de raízes.

3.REVISÃO DE LITERATURA

3.1Ciclo hidrológico

A água é um recurso essencial para a vida, a saúde, os alimentos, o desenvolvimento econômico e o meio ambiente sustentável. Esta ocupa uma posição única na história de nosso planeta. Nenhuma outra substância natural pode comparar-se com ela a respeito da sua influência sobre o curso do processo geológico mais básico (ALMEIDA, 2010).

A superfície da Terra é dominada, em 75%, pelas águas e os 25% restantes são terras emersas, ou seja, acima da água. Tamanha abundância de água cria condições essenciais para a vida e mantém o equilíbrio da natureza. No entanto, essa abundância não corresponde a água que está disponível para o consumo humano, pois somente 2,7% são de água doce e grande parte está congelada (77,2% são gelo das calotas polares) ou embaixo da superfície do solo. A água de fácil acesso, dos rios, lagos e represas, representa muito pouco do total de água doce disponível. O problema se agrava, quando a quantidade de água doce, de que também necessita a própria natureza, tem múltiplos usos, sendo utilizada, ao mesmo tempo, por todos os habitantes do planeta e muitas vezes de forma pouco sustentável (WWF, 2006).

A água foi por muito tempo considerada pela humanidade como um recurso inesgotável e, talvez por isso, mal gerido. Não faltam exemplos de escassez de água doce, observada pelo abaixamento do nível dos lençóis freáticos, o “encolhimento” dos lagos, a secagem dos pântanos. Várias regiões do mundo possuem este panorama, sendo que para explicar tais fenômenos não raras vezes o setor técnico evoca as condições meteorológicas ou os “caprichos do tempo”. No entanto, o problema do balanço oferta versus demanda por recursos hídricos não é um problema apenas das regiões áridas e semiáridas, pois os conflitos de uso da água também se notam em outras regiões, inclusive os que dispõem de recursos hídricos com oferta significativa (FLORENCIO et al., 2006).

Os atributos presentes na água são resultantes de fenômenos naturais e da atuação do homem. De maneira geral, pode-se dizer que a composição de uma determinada água é função do uso e da ocupação do solo em determinada bacia hidrográfica. O impacto nas mesmas é dependente do contato da água em escoamento ou infiltração com as partículas, substâncias e impurezas no solo. Já o impacto do homem, quer de uma forma concentrada, como na geração de despejos de esgotos domésticos ou industriais, quer de uma forma

dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo, contribui na introdução de compostos na água (SPERLING, 1996).

A quantidade de água necessária para o desenvolvimento das atividades humanas, tanto no processo de produção de vários tipos de produtos quanto no abastecimento para o consumo de água propriamente dito, vem aumentando significativamente ano após ano no Brasil. Em contraponto, a quantidade de água potável ou que possa ser utilizada para satisfazer esses diversos tipos de finalidades não aumentou (LEONETI et al., 2011).

Dessa forma, Florêncio et al. (2006) destacam o crescimento em todo mundo da consciência sobre a importância do uso racional e da necessidade de se controlar as perdas e os desperdícios de água, incluindo prioritariamente a utilização de esgotos sanitários para diversos fins com seus inegáveis atrativos: reuso da água, reciclagem de nutrientes, ampliação das áreas irrigadas, recuperação de áreas degradadas e redução do lançamento de esgotos em corpos receptores.

3.2 Caracterização dos esgotos

Os esgotos de origem doméstica são constituídos por cerca de 99,9% de água e apenas 0,1% de fezes, sabão, partículas de alimentos, sais presentes na urina, microrganismos, papel, plásticos, pó, areia, madeira, compostos orgânicos e inorgânicos solúveis, coloides, entre outros, sendo que é devido à essa fração de 0,1% que há necessidade de se tratar os esgotos. No projeto de uma estação de tratamento, normalmente não há interesse em se determinar os diversos compostos dos quais a água residual é constituída, pois além da dificuldade em se executar os testes em laboratórios, os resultados não são diretamente utilizáveis como elementos de projeto e operação. Dessa forma, é preferível a utilização de parâmetros indiretos que traduzam o caráter ou o potencial poluidor do despejo em questão. Tais parâmetros definem a qualidade do esgoto, podendo ser divididos em três categorias: parâmetros físicos, químicos e biológicos (SPERLING, 1996).

Os efeitos dos lançamentos pontuais ou difusos de cargas poluidoras nos cursos d'água nas épocas de estiagem trazem, sem dúvida, consequências nocivas à qualidade das águas. Uma pior condição de qualidade só não se verifica em nossos rios porque, na nossa condição de clima tropical, a contribuição de águas pluviais carregada nos meses de verão (Região Sudeste) nas situações de cheia traz também uma sensível carga poluidora difusa ou concentrada, pela lavagem de logradouros e de campos agricultáveis (JORDÃO, 2015).

A poluição dos corpos hídricos causa queda nos níveis de oxigênio dissolvido, impactando toda a comunidade aquática, visto que a redução nos teores de oxigênio é seletiva para determinadas espécies. A poluição ainda pode causar eutrofização com consequente mortandade da biota aquática, elevação nos custos de tratamento da água e proliferação de algas (SPERLING, 1996).

De acordo com Brasil (2005) os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências legais.

A Tabela 2 apresenta as condições de lançamento de efluentes estabelecidos e alteradas pelo Conama n. 430/2011 (BRASIL, 2011).

Tabela 1. Condições de lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais conforme Resolução do Conama n.430/2011.

Parâmetro	Condição de Lançamento de Efluentes
pH	Entre 5 e 9
Temperatura	Inferior a 40 °C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3 °C na zona de mistura.
Materiais sedimentáveis	Até 1 mL L ⁻¹ em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação deve está virtualmente ausente, ou seja, praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão.
Regime de lançamento	Vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente.
Óleos e graxas	Óleos Minerais: até 20 mg.L ⁻¹ Óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg.L ⁻¹
Materiais flutuantes	Ausência
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Fonte: BRASIL (2011)

3.3 Tratamento de esgotos

O tratamento de esgotos consiste na remoção dos poluentes, de forma a adequar o lançamento à composição desejada ou ao padrão de qualidade vigente. Por sua vez, a escolha do processo a ser empregado no tratamento de esgoto, depende das características físico-químicas do esgoto a ser tratada, do grau de tratamento a ser atingido e também dos custos operacionais sistema (MORAIS, 2006).

Andrade Neto (1997) defende que um sistema adequado de tratamento de esgotos deve ser de baixo custo (viabilidade econômico-financeira), mas também eficiente e compatível com a realidade local e de simples operação. Não existe um sistema de tratamento indicado como o melhor para quaisquer condições, mas obtém-se a mais alta relação custo-benefício quando se escolhe criteriosamente um processo que se adapta às condições locais e aos objetivos, em cada caso.

Além disso, Andrade Neto (1997) destaca que os benefícios que um sistema de tratamento de esgotos pode proporcionar dependem diretamente da sua simplicidade de construção e operação, pois qualquer que seja o sistema, ele terá baixa eficiência se for mal construído e operado. Por outro lado, os custos de implantação dependem fortemente do grau de dificuldades construtivas e operacionais. Portanto, sistemas simples geralmente proporcionam alta relação custo-benefício.

Para reduzir o enorme déficit em tratamento de esgotos sanitários, é necessário que se empreenda um grande esforço na implantação de novos sistemas de tratamento, pois se tratando de saúde pública e preservação ambiental, a universalização da solução dos problemas é fundamental.

O tratamento de efluentes domésticos e rurais, por apresentarem uma grande quantidade de matéria orgânica e microrganismos patogênicos, muito maior do que uma água bruta a ser tratada para consumo humano, possui um número maior de operações a serem efetuadas dependendo do efluente a ser tratado. Esse tratamento é dividido em quatro etapas: preliminar, primário, secundário e terciário (ALBORNOZ, 2015).

Os tratamentos, segundo Von Sperling (2014), podem ser especificados da seguinte maneira: 1) o preliminar tem a função de remover sólidos grosseiros, tais como: pedaços de madeira, pedras, areia e etc., através do gradeamento e desaneração; 2) o primário se baseia na remoção de sólidos através do conhecimento físico e físico-químico do efluente a ser tratado, decantação, a floculação e a filtração o secundário é o mais importante e consiste na oxidação da matéria orgânica complexa como carboidratos, graxas, óleos, lipídeos, proteínas em compostos mais simples e menos poluentes como CO_2 , NH_3 , H_2S , entre outros, através da comunidade de microrganismos presentes no lodo (bactérias, vírus, protozoários, fungos, algas); 4) o terciário tem como objetivo a remoção de compostos específicos que não são eliminados ou convertidos nos tratamentos primário e secundário como, por exemplo, microrganismos patogênicos.

Os sistemas existentes como alternativos para os sistemas tradicionais de tratamento esgoto podem ser classificados como não hídricos e hídricos. Os sistemas não

hídricos englobam os diferentes tipos de banheiros secos (termofílicos) ou privadas secas. Já os sistemas hídricos podem ser caracterizados pelos tanques sépticos, ou fossas sépticas, que se constituem de uma estrutura de fluxo horizontal em que predomina o processo de sedimentação, ocorrendo também uma digestão anaeróbia dos sólidos orgânicos (FAGUNDES et al., 2009).

3.4 Saneamento básico urbano e rural no Brasil

Silva (2014) define saneamento básico como o conjunto de medidas adotadas para melhorar a vida e a saúde dos habitantes, impedindo que fatores nocivos possam prejudicar as pessoas no seu bem-estar físico, mental e social. É composto de ações de coleta, distribuição e tratamento tanto da água que vai ser utilizada quanto do esgoto gerado, além de ações relacionadas à coleta de lixo e drenagem da água da chuva, prevenindo a ocorrência de doenças e, assim, melhorando a saúde da população.

De acordo Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA (2017), em seu Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto, a população urbana atendida por redes de esgotos alcançou 98,0 milhões de habitantes em 2015, um incremento de novos 1,2 milhão de habitantes, na comparação com 2014. O índice médio de atendimento é de 50,3% nas cidades brasileiras, destacando-se a região Sudeste, com média de 77,2%. Quanto ao tratamento dos esgotos, observa-se que o índice médio do país chega a 42,7% para a estimativa dos esgotos gerados e 74,0% para os esgotos que são coletados, em ambos os casos com destaque para a região Centro-Oeste, com 50,2% e 92,6%, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2. Níveis de atendimento com água e esgotos dos municípios cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS em 2015, segundo região geográfica e Brasil.

Região	Índice de atendimento total com rede (%)		Índice de tratamento de Esgotos (%)	
	Água	Esgoto	Esgotos Gerados	Esgotos Coletados
Norte	56,9	8,7	16,4	83,9
Nordeste	73,4	24,7	32,1	78,5
Sudeste	91,2	77,2	47,4	67,8
Sul	89,4	41,0	41,4	94,3
Centro-Oeste	89,6	49,6	50,2	92,6
Brasil	88,3	50,3	42,7	74,00

Fonte: Adaptado da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA (2017).

Segundo a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO), a agricultura de base familiar reúne 14 milhões de pessoas, mais de 60% do total de agricultores, e detém 75% dos estabelecimentos agrícolas no Brasil. É comum nessas propriedades o uso de fossas rudimentares (fossa "negra", poço, buraco, etc.), que contaminam águas subterrâneas e, conseqüentemente, os poços de água, os conhecidos poços "caipiras". Assim, há a possibilidade de contaminação dessa população, por doenças veiculadas pela urina, fezes e água, como hepatite, cólera, salmonelose, verminoses, entre outras (Brasil, 2017).

A ampliação dos serviços de saneamento básico, especialmente no que diz respeito ao aumento de domicílios abastecidos com água de qualidade, é fundamental para a saúde e, em particular, para redução da mortalidade infantil.

Os problemas de contaminação e poluição da água trazem conseqüências graves aos usuários, sendo as enfermidades de origem hídrica, exemplos contundentes dessa situação. Os óbitos resultantes de doenças vinculadas ao saneamento básico inadequado, no período de 2001 a 2009, corresponderam, em média, a 13.449 mortes e 758.750 internações hospitalares anuais, com uma despesa total de R\$ 2.111.567.634,61. Soluções clássicas ou importadas de outros países são muitas vezes inadequadas às características regionais do Brasil (demográficas, climáticas, hídricas, etc.), onde os recursos escassos demandam investimentos otimizados (TEIXEIRA et al., 2014).

Nesse contexto, é importante ressaltar que o problema na zona rural é ainda maior, com a falta de sistemas de tratamento de efluentes sanitários adequados a realidade dessas comunidades (SILVA et al., 2015).

A consciência crescente de que o tratamento de águas residuárias é de vital importância para a saúde pública e para o combate à poluição das águas de superfície e submersas levou a necessidade de se desenvolver sistemas que combinam alta eficiência de remoção de matéria orgânica a custos baixos de construção e de operação que consigam combater esses problemas gerados pelo não tratamento dos efluentes. Estes, quando não tratados, lançados ao meio ambiente podem comprometer gravemente a saúde pública (OLIVEIRA NETTO, 2015).

Devido à atual situação socioeconômica do país, é importante o investimento no desenvolvimento de tecnologias alternativas, de baixo custo e de alta eficiência para o tratamento de esgoto (Rodrigues et al., 2012), como o sistema de zona de raízes e outros sistemas de tratamento, notadamente os sistemas naturais.

3.5 Sistema de zona de raízes

Os sistemas alagados construídos ou Sistema de Zona de Raízes referem-se a processos de tratamento de esgotos que consistem de lagoas ou canais rasos (usualmente com profundidade inferior a 1,0 m), que abrigam plantas aquáticas, e que se baseiam em mecanismos biológicos, químicos e físicos para tratar os esgotos.

Existem dois tipos de sistemas de zona de raízes, o de escoamento superficial e o de escoamento subsuperficial. Os de escoamento superficial assemelham-se a sistemas alagados naturais, porque contêm plantas aquáticas flutuantes e/ou enraizadas numa camada de solo no fundo e a água flui livremente entre as folhas e caules. A altura da lâmina d'água situa-se entre 0,6 e 0,9 m para as zonas vegetadas e 1,2 a 1,5 m para as zonas de água livre. São adequadas para receber efluentes de lagoas de estabilização e de outros processos de tratamento de esgotos, sendo que são utilizados os gêneros de plantas *Typha*, *Eichornia*, *Lemna*, *Scirpus*, entre outros.

Von Sperling (2014) destaca que os sistemas de escoamento subsuperficial contêm um leito composto de pequenas pedras, cascalho, ou areia, dando suporte ao crescimento de plantas aquáticas e não há água livre na superfície. O nível da água permanece abaixo da superfície do leito, e os esgotos fluem em contato com as raízes e rizomas das plantas. A altura total do leito situa-se entre 0,4 e 0,6 m, e a água dentro do leito de 0,3 a 0,5 m, sendo adequados para receber efluentes de tanques sépticos, reatores anaeróbios e outros processos de tratamento de esgotos. Os gêneros de plantas utilizadas são: *Typha*, *Scirpus*, *Juncos* *Carex*, entre outros.

Sistemas naturais de tratamento de esgoto requerem pouca mão de obra, consomem menos energia e produzem menos lodo (ou nenhum) do que os sistemas convencionais. Além disso, em lugares onde há grandes áreas disponíveis, esses sistemas apresentam o melhor custo-benefício tanto para construção quanto para operação. Estes são, geralmente, recomendados para pequenas comunidades e áreas rurais, devido à disponibilidade de terra necessária para implementação dos sistemas (REED, 1990).

Dentre os sistemas alternativos de tratamento de esgotos, o sistema de zona de raízes se destaca por ser uma alternativa factível para o tratamento de efluentes de origem doméstica, utilizando processos naturais e de fitorremediação. Sua simplicidade de design, de operação e de manutenção caracteriza esta tecnologia como uma das mais promissoras em aplicação nos países desenvolvidos (REED, 1990; KADLEC, 2009; ABREU, 2013).

Além disso, o SRZ é adequado à pequenas comunidades rurais, justamente aquelas que tanto necessitam desse serviço essencial, pois é possível adequar-se as condições regionais, devido ao seu baixo custo de implantação e manutenção, além da possibilidade de aproveitar os recursos do local de implantação, como plantas nativas e materiais alternativos (LEONETI, 2011).

Trata-se de uma tecnologia eficiente, de baixo custo para implantação, operação e manutenção, além de ser ecologicamente correta, a qual pode ser usada em áreas onde não existe o método convencional de tratamento. A descontaminação do efluente é realizada de forma física, química e biológica. Os meios filtrantes (pedra brita e areia) farão o processo físico de filtração, já a fixação dos nutrientes pelas plantas se dá pelo princípio químico e biologicamente as bactérias que se desenvolvem na rizosfera se alimentam e degradam a matéria orgânica contida no efluente (ABREU, 2013).

A remoção adequada de nutrientes e elementos indesejáveis é parte fundamental do sistema, pois se podem ter problemas caso a água tratada, que venha a ser utilizada para reuso, contenha grande quantidade de carga orgânica. A absorção de elementos traço pelas plantas pode reduzir a produtividade agrícola e, no organismo humano são acumulativos e podem ocasionar doenças. Da mesma forma, o excesso de sais e de sódio em efluentes sanitários e outros tipos de efluentes pode ocasionar a salinidade do solo e a deficiência hídrica das plantas, isto é, mesmo havendo água disponível no solo, as plantas não conseguem absorvê-la (BERTONCINI, 2008).

A principal função de uma estação de tratamento de esgotos, sejam elas convencionais ou naturais, é a de remover a carga poluente, seja ela de compostos

coloidais ou solúveis. Entretanto, existe uma grande variedade de contaminantes, os quais, muitas vezes, não são totalmente eliminados. Nesse contexto é que tecnologias como a utilização de tanques sépticos e SZR aliada à ozonização se inserem, potencializando a mineralização, desinfecção, desintoxicação, remoção de cor e turbidez dessas águas.

4. OZONIZAÇÃO

Gonçalves (2003) destaca que a ação germicida do ozônio foi evidenciada na França, no final do século XIX, onde começou a ser utilizado como desinfetante em Estações de Tratamento de Água (ETA). Desde então, mais de mil estações de tratamento por toda a Europa adotaram essa prática. Desde que o ozônio começou a ser utilizado, o conhecimento teórico de seus efeitos moleculares e o progresso tecnológico para sua produção tiveram considerável desenvolvimento. As técnicas de ozonização foram desenvolvidas mais significativamente nos últimos 35 anos, particularmente na França, na Alemanha Ocidental e na Suíça.

O ozônio (O_3) é um poderoso agente oxidante, muito efetivo na destruição de vírus, bactérias, protozoários e outros parasitas, bem como na oxidação da matéria orgânica. Sua aplicação em tratamento de esgotos é melhor empregada em tratamentos com depuração biológica utilizando o oxigênio puro, pelo fato de reutilizar o oxigênio excedente da câmara de ozonização no reator biológico. O ozônio age nos constituintes da membrana citoplasmática, nos sistemas enzimáticos e nos ácidos nucleicos dos microrganismos. Nos vírus, o ozônio ataca tanto as proteínas da célula como os ácidos nucleicos (GONÇALVES, 2003).

O O_3 é um gás formado por três átomos de oxigênio, sendo que dois constituem a base do oxigênio presente no ar e o terceiro, muito instável, pode se desligar facilmente do ozônio para se ligar a moléculas de outras substâncias orgânicas, alterando sua composição química. Caracteriza-se por ser um gás instável e de alto poder oxidante, sendo essas duas qualidades importantes na desinfecção de esgotos domésticos. A instabilidade ocorre porque quando o efluente é lançado no meio ambiente não haverá residual oxidante que possa ser danoso à biota aquática e o alto poder de oxidação para a eficiente remoção de compostos, microrganismos e nutrientes (RODRIGUES et al., 2012).

Gonçalves (2003), Rodrigues et al. (2012) e Araújo (2016) destacam algumas características importantes do ozônio, como: é o mais poderoso oxidante utilizável (1,5

vezes mais forte que o cloro); não produz toxinas na água; é gerado no local de utilização; mineralização total dos poluentes e oxidação total de espécies inorgânicas; decomposição dos reagentes utilizados como oxidantes em produtos de menor impacto ao meio ambiente; decompõe-se naturalmente em oxigênio; e o transporte, manuseio e estoque não são necessários. Finalmente, a qualidade mais importante da molécula do ozônio, da qual resultam suas propriedades físicas e químicas, é a grande quantidade de energia de sua molécula. Trata-se de uma forma molecular do oxigênio, cuja estrutura foi confirmada em 1872 como um triângulo triatômico alotrópico. Como desvantagens, cita-se o alto custo, o elevado consumo elétrico, é um processo altamente corrosivo, principalmente com ferro ou aço, e apresenta grande reatividade com outros elementos.

Nos últimos anos, o ozônio vem sendo utilizado em diferentes áreas de aplicação como tratamento de água potável, tratamento de efluentes domésticos e industriais, processos de branqueamento de celulose, processo de conservação de alimentos e bebidas, piscicultura, controle de cor e odor, controle biológico e esterilização, entre outros (CARVALHO, 2010).

O ozônio é um poderoso oxidante e eficiente bactericida, aplicado desde muito tempo como desinfetante de águas potáveis. Seu uso tem permitido um notável melhoramento do gosto, da cor, de características de filtração e biodegradabilidade das mesmas. Tem sido empregado com êxito na descoloração de polpa de celulose e, em geral, como tratamento de efluentes aquosos extremamente contaminados. Além disso, é capaz de reagir com uma numerosa classe de compostos orgânicos, devido, principalmente, ao seu elevado potencial de oxidação superior ao de compostos reconhecidamente oxidantes, como H_2O_2 (peróxido de hidrogênio) e o próprio cloro. As reações diretas do ozônio molecular com compostos dissolvidos são bastante lentas e seletivas. Graças a esse caráter seletivo, pequenas doses de ozônio produzem grande efeito sobre determinadas etapas em sistemas do tratamento de água e esgotos (DOMÉNECH et al., 2001; GONÇALVES, 2003).

O elevado potencial de oxidação permite à completa mineralização de inúmeras espécies químicas de relevância ambiental, em tempos relativamente curtos (RODRIGUES et al., 2012).

Autores como Pereira (2006), Soares (2007) e Carvalho (2010) citam a excelente eficiência da utilização do ozônio: no controle de insetos-praga em grãos armazenados; inativação de microrganismos indicadores como *C. perfringes*, *E. coli* e colifagos; e no

tratamento de águas residuárias provenientes do processamento dos frutos do cafeeiro, respectivamente.

4.1 Processo de produção de ozônio

Dentre os diferentes processos de ozonização, a produção comercial é mais comumente realizada pelo “processo corona”. Neste método, o ozônio é gerado pela passagem de ar ou oxigênio puro entre dois eletrodos submetidos a uma elevada diferença de potencial (aproximadamente 10 kV). O campo elétrico aplicado fornece suficiente energia aos elétrons para que estes rompam as duplas ligações da molécula de O₂, gerando dois átomos de oxigênio. Esses átomos de oxigênio reagem com outra molécula de O₂ para formar as moléculas de O₃. O processo corona é o mais utilizado pela maioria dos ozonizadores comerciais, principalmente pelo fato de se obter maior taxa de conversão do oxigênio em ozônio. O rendimento varia entre 1 e 4% (m m⁻¹) e entre 6 e 14% (m m⁻¹) para sistemas alimentados por ar e oxigênio puro, respectivamente. De difícil transporte e armazenamento, o ozônio é geralmente produzido próximo ao local onde será utilizado (GONÇALVES, 2003; RODRIGUES et al., 2012).

Como explicado anteriormente, a descarga corona produzida entre os eletrodos é composta de elétrons com energia suficiente para promover a dissociação das moléculas de oxigênio em seus átomos constituintes (Equação 1). Cada átomo de oxigênio livre reage rapidamente com uma molécula de O₂ para formar o ozônio molecular (Equação 2) (BRINK et al., 1991).



No processo corona, a produção de ozônio varia com a diferença de potencial, a frequência da corrente elétrica, a constante dielétrica e o espaço de separação entre os eletrodos (SILVA et al., 2011; SANTOS, 2013).

Gonçalves (2003) destaca que existem basicamente dois sistemas de geração de ozônio: um a partir do ar e outro a partir do oxigênio puro. Para geração a partir do ar é necessário seu pré-tratamento (filtração, compressão, resfriamento e desumidificação). Já a geração do ozônio a partir do oxigênio é realizada alimentando o gerador através de um tanque de oxigênio líquido precedido de um evaporador.

Segundo o autor, as principais vantagens do processo de geração a partir do oxigênio são o menor custo de manutenção, devido à maior simplicidade do equipamento, e rendimento maior na transformação de O₂ em O₃, vantagens que acabam por reduzir a

demanda de energia associada à geração do ozônio. A principal desvantagem consiste no custo do oxigênio, no entanto, quando se compara o custo global da instalação (soma dos custos com equipamento, custo do capital, custo de energia e custo com oxigênio), geralmente a geração resulta em menor valor. Entretanto, a escolha entre um ou outro sistema depende das condições locais, sendo necessário um estudo econômico específico.

4.2 Ozônio no tratamento de água e efluentes

O desenvolvimento nos tratamentos químicos trouxe uma variedade de processos oxidativos avançados (POAs) adaptáveis ao tratamento de água e de efluentes, como por exemplo: fotocatalise, catalise, ultravioleta associado a peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e a peróxido de hidrogênio e ozônio (O_3), entre outros. Grande parte desses processos é comercialmente viável e, em alguns casos, amplamente utilizados, como é o caso do ultravioleta que possui mais 3000 (três mil) aplicações na Europa em processos de desinfecção. Além disso, as combinações químicas de H_2O_2 , O_3 e ultravioleta têm sido usadas em grande escala (PARSONS, 2004).

O primeiro uso do ozônio como desinfetante no tratamento de águas de abastecimento data de 1983, na cidade holandesa de Oudshoorn. No entanto, foi em Nice, na França, que o uso contínuo da ozonização na Estação de Tratamento de Água Bon Voyage, desde 1906, fazem com que esta seja referida como a primeira estação a empregar o ozônio para desinfecção (SOARES, 2007).

O processo de ozonização foi utilizado por muito tempo apenas no tratamento de água visando à desinfecção e eliminação de odor, sabor e cor. No entanto, pelas suas características químicas e reativas, a aplicação do ozônio tem se expandido de maneira considerável: no controle de odor; como conservante de alimentos; tratamentos terapêuticos (ozonioterapia); e no tratamento de esgoto e efluentes de diversos processos industriais, como da indústria de celulose e papel, têxtil, farmacêutica, laticínios, entre outras (SOARES, 2007; CARVALHO, 2010).

Os dois mecanismos de reação do ozônio na água evidenciados por Sanches et al. (2012) são: oxidação direta dos compostos pelo ozônio, em valores de pH neutros ou ácidos; e oxidação dos compostos pelos radicais livres hidroxilas produzidas durante a decomposição do ozônio, em valores de pH básicos.

A oxidação química tem sido utilizada em tratamento de água e tratamento de efluentes industriais e domésticos, sendo esta tecnologia empregada no Brasil para oxidar contaminantes refratários como substâncias húmicas, fenóis, agrotóxicos, solventes

clorados, hidrocarbonetos aromáticos, benzeno, tolueno, entre outros. Os produtos químicos normalmente utilizados como oxidantes são cloro, dióxido de cloro, peróxido de hidrogênio, permanganato de potássio, oxigênio, ozônio e produtos de decomposição do ozônio, como o radical hidroxila (PÁDUA, 2009).

Castilhos (2016) avaliou a eficiência do processo de ozonização no tratamento de efluente têxtil, de uma indústria localizada no município de Cianorte, Paraná, realizando cinco ensaios de ozonização com vazão de ar ajustada em 4 L min^{-1} , durante sessenta minutos. Os resultados indicaram que a ozonização apresentou remoções de 37,4% para turbidez, 60,6% para cor verdadeira, 52,2% para cor aparente, 70,0% para DQO bruta, 70,7% para DQO filtrada, 4,1% para sólidos totais e 31,0% para sólidos suspensos totais.

Silva et al. (2015) estudaram o processo de oxidação, a eficiência na inativação de coliformes e a formação de subprodutos através da associação de ozonização mais cloração em efluente da Área 1 do campus da Universidade de São Paulo (USP), em São Carlos, no Estado de São Paulo. As dosagens de ozônio e cloro utilizadas no experimento foram: $5,0 \text{ mg O}^3 \text{ L}^{-1} + 10 \text{ mg Cl}_2 \text{ L}^{-1}$ (ensaio 1); $8,0 \text{ mg O}^3 \text{ L}^{-1} + 20 \text{ mg Cl}_2 \text{ L}^{-1}$ (ensaio 2) e $10,0 \text{ mg O}^3 \text{ L}^{-1} + 30 \text{ mg Cl}_2 \text{ L}^{-1}$ (ensaio 3). Os resultados indicaram reduções médias da DQO para os efluentes ozonizados/clorados de 9, 32 e 37% para os ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. A inativação dos coliformes totais variou de $> 5,7$ até $6,4 \log^{10}$ e $> 5,8$ até $> 6,0 \log^{10}$ para *Escherichia coli*.

Paschoalato et al. (2008) estudando a formação de subprodutos orgânicos halogenados nas operações de pré-oxidação com cloro, ozônio e peroxônio e pós-cloração em água contendo substância húmica, mostraram que o uso de pré-oxidantes alternativos como ozônio e peroxônio, associados à coagulação, filtração e pós-cloração, formam quantidades pequenas de subprodutos.

Avaliando os efeitos da pré-ozonização e da inter-ozonização sobre variáveis de qualidade de águas (demanda de cloro livre (DCL), absorvância de luz ultravioleta em 254 nm (abs UV254) e concentração de matéria orgânica (MO)), Lage Filho (2007) observou que a ozonização favoreceu a remoção de MO para as águas filtradas e águas brutas, além da concentração da absorvância de luz ultravioleta (abs UV254), que é alternativa rápida de obtenção de uma estimativa do conteúdo de matéria orgânica das amostras de água bruta ou tratada.

Todos esses estudos demonstram a utilização e eficiência do processo de ozonização para os mais diversos fins, sendo que ainda existem muitas outras

possibilidades a serem utilizadas, especialmente com relação ao tratamento de efluentes, sejam eles, domésticos, industriais ou rurais.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Caracterização do local do experimento

A estação de tratamento de esgoto (ETE) está implantada na Fazenda Água Limpa (FAL) da Universidade de Brasília (UnB) (15°57'16"S, 47°55'89"W e altitude de 1.103 m). O clima local é caracterizado como tropical estacional (Aw), segundo Köppen-Geiger, que tem como característica a sazonalidade do regime de chuvas, com um período chuvoso de outubro a abril e um período seco de maio a setembro (SANTANA et al., 2010).

Já as análises do efluente antes e após a aplicação da ozonização foram realizadas no Laboratório de Análise de Água e Laboratório de Armazenamento e Pré-processamento de Produtos Agrícolas da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da UnB.

5.2 Origem do esgoto bruto

Na FAL/UnB, são gerados esgotos, prioritariamente de descargas sanitárias e do refeitório, que, pela sua composição é caracterizado essencialmente como esgoto doméstico, sendo estas as únicas fontes de esgoto destinadas ao tratamento, não sendo derivado à ETE/FAL/UnB nenhum efluente de laboratórios. O volume diário gerado na FAL/UnB é muito variável, devido à frequência de uso pela oscilação de pessoas que frequentam a FAL, e também não é equânime entre os dias da semana, sendo que no final de semana, feriados e períodos de férias da UnB, a geração de esgoto é insignificante, implicando em variação acentuada na composição do esgoto bruto.

Destaca-se o uso diário do desinfetante AZ – Verdclor à base de cloro em pó, com composição química de dicloro isocianurato de sódio e veículo inerte, utilizado na desinfecção de hortifrutícolas, sendo eficiente na eliminação de *E. coli* e *Enterococcus Faecium*. Também é utilizado o detergente AZ – neutro para lavar as louças. Acredita-se que o uso, especialmente do desinfetante pode ter auxiliado na redução do número mais provável de *E. coli* constatado nas análises, bem como ter causado implicações negativas no desenvolvimento e proliferação das macrófitas no SZR, notadamente nas plantas de

papiro (*Cyperus alternifolius*) e taboa, sendo de maior influência na primeira ¼ parte do SZR.

5.3 Descrição da estação de tratamento do esgoto

A ETE/FAL/UnB é constituída por dois níveis: tratamento primário e secundário. O tratamento primário é constituído de um conjunto de três tanques sépticos em série, e o tratamento secundário por um conjunto de três unidades de leitos cultivados e um leito sem planta (testemunha) de fluxo subsuperficial horizontal, construídos em paralelo e independentes um do outro, preenchidos com brita # 2 (Figura 1).

O efluente gerado no refeitório da FAL passa inicialmente por uma caixa de gordura antes de ser conduzido à ETE/FAL/UnB. O conjunto de três tanques sépticos em série, é utilizado no tratamento primário do esgoto gerado na FAL/UnB, e são constituídos de caixas de Policloreto de Vinila (PVC), com tampa roscável, com volume útil de cada tanque de 5100 L, ou seja, 15300 L de volume útil total (Figura 2a).

Os leitos cultivados foram construídos em estruturas retangulares de fibra de vidro, com espessura da parede de 4 mm (Figura 1 e 2), apoiados sobre o solo, com dimensões de 2,5 m (largura), 6,5 m (comprimento) e 0,5 m (altura). O volume total dos leitos construídos é de $30,55 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, porém, sendo a porosidade da brita # 2 de 50%, resulta em volume útil de $15,28 \text{ m}^3$.

Um dos leitos foi cultivado com taboa (*Typha spp*), outro com papiro-brasileiro (*Cyperus giganteus*) e um com papiro (*Cyperus alternifolius*) e um sem planta (testemunha) (Figura 2a e 2b), onde mostra os pontos de coleta P1 a P7.

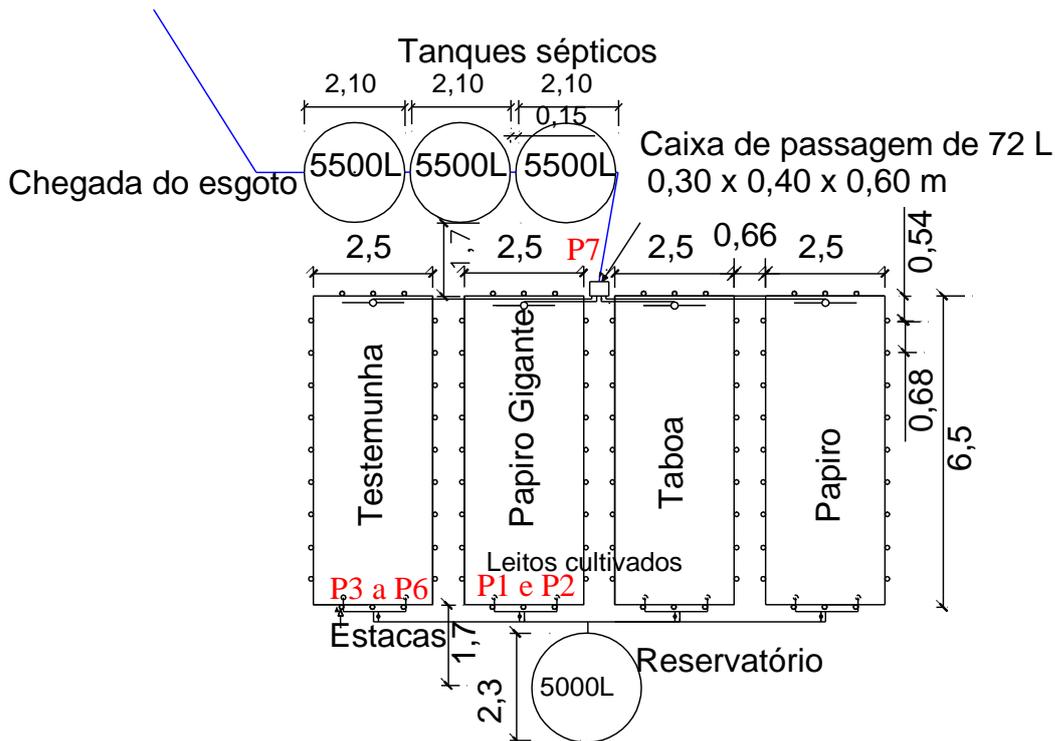


Figura 1 - Localização de algumas dependências da FAL e planta baixa da estação de tratamento de esgoto (ETE/FAL/UnB).



Figura 2 - Vista dos três tanques sépticos (TS1, TS2 e TS3) e indicação do sentido de escoamento do esgoto e pontos de coleta (P1 a P7) (a) e vista das plantas macrófitas utilizadas na ETE/FAL/UnB (b).

5.4 Descrição da unidade geradora de ozônio

O gás ozônio foi gerado por meio do gerador de ozônio O & LM, marca Ozone & Life® (Figura 3 e 4) localizado no Laboratório de Pós-Colheita da FAV/UnB, Campus Darcy Ribeiro (aproximadamente 20 quilômetros da Fazenda Água Limpa - FAL). No processo de geração do gás, foi utilizado como insumo o oxigênio com grau de pureza de 90%, isento de umidade, obtido do concentrador Mark Plus Oxygen Concentrador.



Figura 3. Gerador de ozônio com capacidade de produção de 10 g h⁻¹.

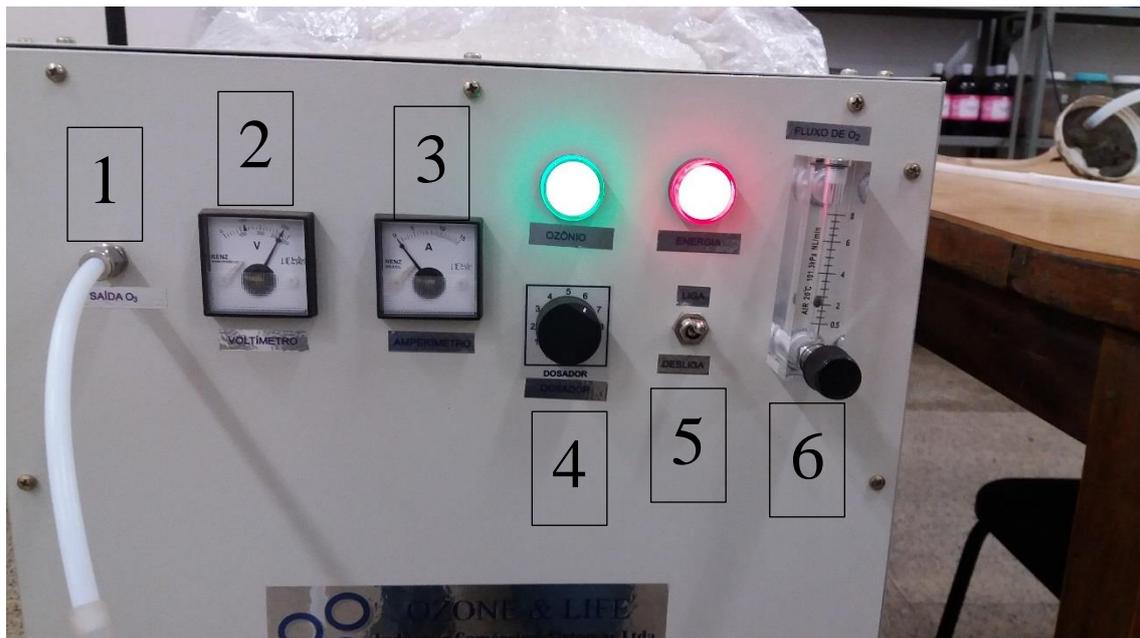


Figura 4 - Aparelho Ozone & Life® em funcionamento. 1- Saída de O₃; 2 – Voltímetro; 3- Amperímetro; 4 – Dosador de O₃; 5 – Liga/Desliga; e 6 – Fluxo de O₂.

Para a geração do gás ozônio (O₃), o oxigênio passou através de um reator refrigerado, no qual ocorre a Descarga por Barreira Dielétrica (DBD). Este tipo de descarga é produzido ao aplicar uma alta voltagem entre dois eletrodos paralelos, tendo entre eles um dielétrico (vidro) e um espaço livre. Neste espaço livre, é produzida uma descarga em forma de filamentos, onde são gerados elétrons com energia suficiente para

produzir a quebra das moléculas de oxigênio, formando o ozônio (O_3) (CARVALHO, 2011).

Para avaliar o efeito do tempo de ozonização nos atributos do efluente e otimizar as análises, foram utilizados dois recipientes de vidro em cada etapa onde o O_3 era igualmente dividido. O recipiente era hermeticamente fechado e possuía 10 cm de diâmetro interno e 20 cm de altura útil, tendo em sua tampa de plástico, um difusor poroso por onde o gás foi introduzido a um fluxo de $1,0 \text{ L min}^{-1}$ (Figura 5 e 6).



Figura 5 - Recipientes de vidro utilizados na Ozonização e forma de distribuição desses para otimização das análises.

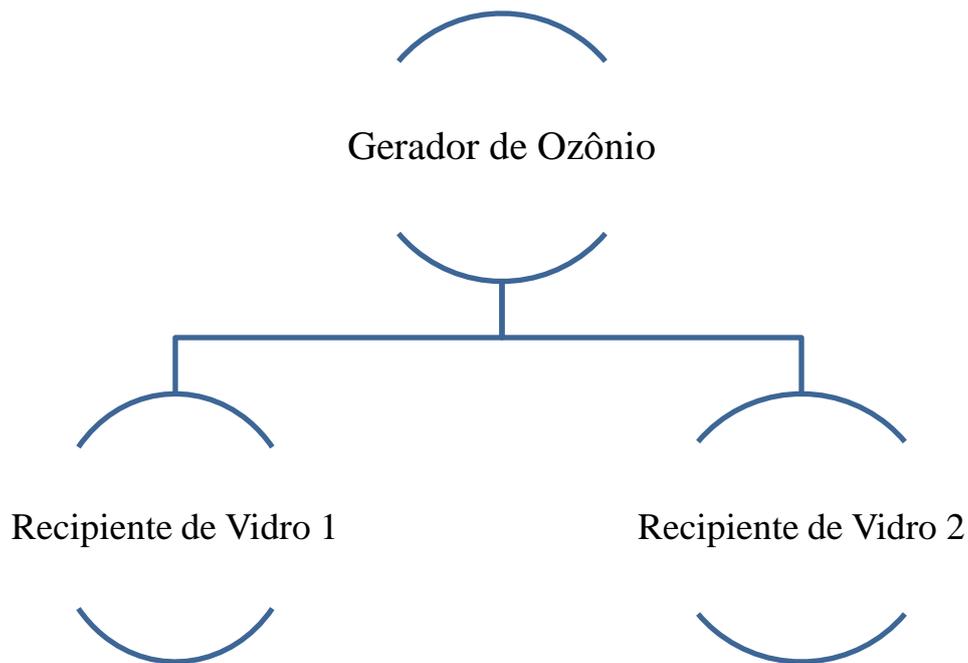


Figura 6 - Fluxograma da distribuição do O₃ do Gerador de Ozônio para os recipientes de vidro.

O efluente foi trocado conforme o tempo de exposição de cada tratamento fosse atingido, por exemplo, o tratamento de tempo de 30 min era exposto à ozonização pelos 30 min e, após esse tempo, o recipiente era trocado pelo tratamento de tempo de 60 min até o término de todos os tempos de exposição. Para que a dosagem fosse homogeneamente distribuída (12 mg L⁻¹ de O₃) foram ajustadas as mangueiras de modo que estas ficassem do mesmo tamanho. Os dois primeiros ensaios foram os tratamentos de tempo de 30 e o 90 min. Após 30 min de ozonização, o recipiente do tratamento de tempo de 30 min era substituído pelo tratamento de 60 min, dessa forma, após 90 min de ozonização, três ensaios já haviam sido realizados: tratamento de 30, 60 e 90 min. Ao término dos três, foram colocados os outros dois tempos de ensaio de 120 e 150 min. Após 120 min, o tratamento de 120 min foi substituído por um recipiente com água destilada que ficou exposto por 30 min de ozonização apenas esperando o término do tratamento de 150 min.

Para o tratamento onde foi avaliada as diferentes dosagens de O₃ (0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃) foi utilizado apenas um recipiente. Os tratamentos foram realizados consecutivamente do menor para o maior, onde o aumento da dosagem era realizado no próprio gerador de ozônio, manualmente, conforme Tabela exposta no próprio aparelho (Figura 6). O tratamento foi realizado da seguinte maneira: a primeira amostra de efluente foi exposta à uma dosagem de 4 mg L⁻¹ de O₃ por 30 min. Após este tempo, era colocada

a segunda amostra para ozonização e aumentava-se a dosagem de 4 para 10 mg L⁻¹ que permanecia por mais 30 min. A dosagem de 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ seguiram a mesma sequência, onde aumentava-se a dosagem e o efluente era exposto por exatos 30 min até que todos os tratamentos fossem realizados.

Destaca-se que a dosagem ou concentração de O₃ pode ser obtida pela elevação ou redução do fluxo, assim, optou-se por fixar o fluxo sempre em 1 L min.⁻¹.

Tabela de concentração de Ozônio mg O₃/L=µg/mL

Dosador	Concentração de ozônio mg O ₃ /L=µg/mL										
Fluxo	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
4 L/min	0	0,5	1,5	3	4	5	7	8	10	12	14
3 L/min	0	1,0	2,0	3,5	6	7	9	10	13	15	18
2 L/min	0,5	1,5	2,5	4	7	9	12	14	16	18	22
3/2 L/min	1	2	3	5	8	11	14	18	21	23	25
1 L/min	2	3	4	6	10	13	17	21	25	29	35
1/2	3	4	6	10	15	20	25	30	35	40	45

Figura 7 - Tabela de concentração de Ozônio mg O₃ L⁻¹.

5.5 Coletas de efluente e atributos avaliados

Para aplicação de diferentes tempos (T) de exposição ao O₃ foram realizadas 4 campanhas de coleta de efluentes sendo 2 (duas) após duas após o Sistema de Zona de Raízes (SZR) cultivado com papiro gigante (PG) nos dias 10/11/17 e 17/11/17 (SZR PG T), quando havia fluxo de esgoto suficiente para se realizar a coleta devido às aulas na Fazenda Água Limpa (FAL). No entanto, devido à baixa geração de esgoto na FAL, ao final do período letivo (início de dezembro), foram realizadas mais 2 (duas) coletas no leito ou sistema sem plantas (SSP T), nas datas 24/11/17 e 08/12/17. Para avaliar as diferentes dosagens (D) de O₃, foram realizadas 3 (três) campanhas de coleta, sendo duas no leito ou sistema sem plantas (SSP) nas datas de 15/12/17 e 21/12/17 (SSP D) e uma campanha de coleta do dia 1/12/17, realizada após os tanques sépticos (ATS D), pois o fluxo de esgoto não permitiu a coleta no SZR e no leito sem plantas. Diante desta condição, considerou-se que as diferentes amostras de efluente avaliadas eram diferentes composição.

Em cada campanha foram coletados 6 L de EET em recipientes esterilizados, realizada sempre às 13:00 h, devido ao maior fluxo de esgoto com as atividades da cozinha e sanitários da FAL/UnB. Os recipientes eram acondicionados em caixas de

isopor com gelo, os quais foram transportados da Fazenda Água Limpa (FAL) para os Laboratórios da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV) situados no Campus Darcy Ribeiro da UnB, na Asa Norte. Todos os frascos eram conservados em geladeira, conforme recomendações do Standard Methods, com exceção dos parâmetros que exigem determinação no mesmo dia.

As amostras foram submetidas a análises físicas, químicas e microbiológicas (Tabela 3). Para a realização das análises laboratoriais foram utilizadas as metodologias de análise do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 2005) ou adaptadas.

Tabela 3 - Atributos avaliados, símbolo, unidades e seus respectivos métodos de análise.

Atributo	Símbolo	Unidade	Método de análise
Potencial Hidrogeniônico	pH	-	Eletroquímico
Condutividade elétrica	CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Conduvímetero
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mg L^{-1} de O_2	Colorimétrico de refluxo fechado
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO	mg L^{-1} de O_2	Titulométrico
Alcalinidade Total	Atotal	mg L^{-1} de CaCO_3	Titulométrico
Oxigênio Dissolvido	O_2	mg L^{-1}	Oxímetro
Sódio	Na^+	mg L^{-1}	Fotômetro de chama
Potássio	K^+	mg L^{-1}	Fotômetro de chama
Amônia	NH_3	mg L^{-1}	Fotocolorimétrico
Turbidez	Turb	NTU	Fotocolorimétrico
Cor	Cor	Adimensional	Escala visual APHA*
E. coli	E.Coli	$\text{NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$	Substrato Cromogênico
Coliformes Totais	CT	$\text{NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$	Substrato Cromogênico

* APHA - American Public Health Association

***E. coli* e coliformes totais** – a quantificação de *E. coli* e coliformes totais foi realizada pelo método do substrato cromogênio. Os equipamentos usados na análise foram a cartela Quanti-Tray, seladora Quanti-sealer e lâmpada UV do método conhecido comercialmente como Colilert-IDEXX e uma estufa bacteriológica. O método produz respostas dentro de 24 a 28 horas de incubação.

A medição da cor foi feita na escala APHA (também conhecida como Pt-Co e Hazen) pelo aparelho ColorQuest (Figura 7). Esta é uma escala visual utilizada para determinar o grau de amarelamento em amostras líquidas claras. A escala possui a faixa

de 0 a 500, e os valores padrões são obtidos através de uma solução padrão de Pt-Co de 500 ppm conforme descrito pelas ASTM D1209 e ASTM D5386. O instrumento não calcula a medição de concentração em ppm, apenas faz a medição da cor e correlaciona o índice de amarelamento com a escala visual APHA (APHA, 2012).



Figura 8 - Aparelho ColorQuest XE.

5.6 Delineamento experimental

Avaliou-se o efeito do tempo de ozonização nos atributos do efluente expondo-o à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 pelo tempo de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. Também se variou as dosagens de O_3 de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L^{-1} de O_3 , para tempo de exposição fixada em 30 min.

5.7 Análise estatística dos resultados

Os resultados dos experimentos foram analisados pelo Software Assistat (Silva, 2017), aplicando-se o teste de Duncan a 1 e 5% de probabilidade.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Atributos físicos, químicos e microbiológicos em função do tempo de exposição e dosagens de ozônio

6.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Observou-se elevação dos valores de pH nas amostras do efluente, tanto com variação do tempo de exposição como com variação das dosagens de ozônio (Figura 9 e 10).

A média geral de pH no tratamento em função do tempo de exposição ao O_3 foi de 8,15, com valores variando de 7,46 (0 min.) a 8,38 (120 e 150 min.), demonstrando

elevação progressiva de pH com aumento do tempo de exposição ao ozônio até 120 min, tendendo a estabilização aos 150 min.

Observa-se que todos os valores de pH do efluente exposto aos tempos de ozonização de 30 a 150 min, foram maiores que o efluente sem ozonização (0 min). Da mesma forma, o tempo de 30 min diferiu pelo teste de Duncan a 1% de probabilidade dos tempos de 90, 120 e 150 min, porém a 5% de probabilidade não houve diferença. Observa-se variação de 8,7% para o tempo 30 min. até 12,3% para os tempos 120 min. e 150 min, demonstrando que a maior variação ocorreu até 30 min após o início da aplicação de ozônio e, embora continuasse aumentando até 120 min., estes foram menos acentuados em relação ao efluente sem ozonização (0).

A variação dos valores de pH dos tempos de 30, 60, 90, 120 e 150 min de ozonização em relação ao tempo de exposição zero (0), foi de 8,7, 9,9, 11,9, 12,3 e 12,3%. Também considerando a média dos diferentes pontos de amostragem, o coeficiente de variação (CV) dos dados foi de 1,45%.

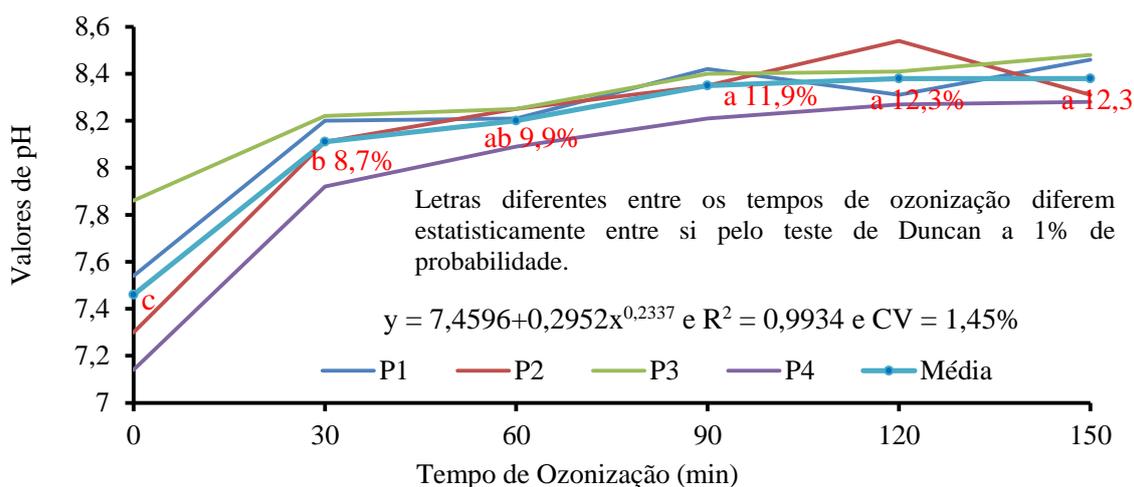


Figura 9 - Índices de pH de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L^{-1} de O_3 e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

Ao variar-se as dosagens de O_3 (Figura 10), observou-se que a média geral do pH foi de 7,87, com valor de 7,44 para o efluente sem aplicação de ozônio (0 mg L^{-1} de O_3), diferindo de todas as demais concentrações, porém, o maior valor foi obtido na concentração de 10 mg L^{-1} de O_3 (8,14), com tendência de redução progressiva dos valores de pH até a maior dosagem avaliada (35 mg L^{-1} de O_3), embora não diferindo estaticamente. Assim, constata-se que a variação de pH foi de 6,9% e 9,4% nas

concentrações de 4 e 10 mg L⁻¹ de O₃, voltando a apresentar menores variações, chegando a 5,1% na dosagem de 35, comparados ao efluente sem ozonização (0 mg L⁻¹ de O₃).

A variação dos valores de pH em porcentagem das dosagens de 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ em relação a dosagem zero (0), foi de 6,9, 9,4, 7,7, 5,9 e 5,1% e CV foi de 2,63%.

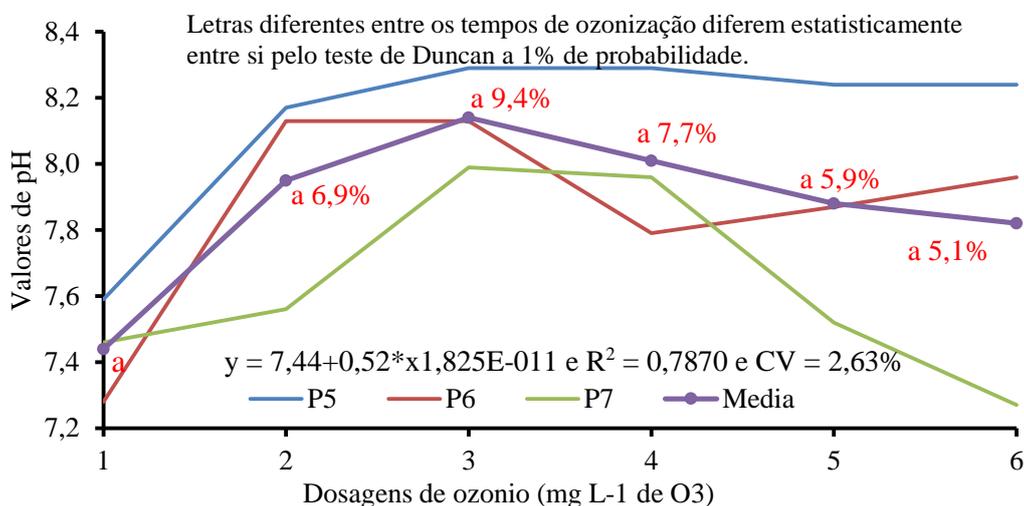


Figura 10 - Índices de pH de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

Carvalho (2010) não observou diferença significativa ($p < 0,05$) da concentração de ozônio aplicada e/ou do período de ozonização sobre o pH da água residuária do café, divergindo dos resultados obtidos, porém, Castilhos (2015) observou aumento nos valores de pH em ensaios com exposição de efluente têxtil a diferentes tempos de exposição ao O₃, concordando com os resultados aqui obtidos.

Da Silva et al. (2015) observaram aumento nos valores de pH ($p = 0,05$) para os efluentes ozonizados em comparação com o efluente do reator UASB, provavelmente devido a um stripping de CO₂, que, segundo os autores, estão correlacionados com a taxa de fluxo do gás ozônio aplicado (1,36 e 4,98 L min⁻¹). Nota-se que as variações encontradas nos trabalhos acima citados permaneceram na faixa limite (entre 5 e 9) prevista pela Resolução CONAMA 430/2011, assim como no presente estudo.

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H⁺, dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade das águas. Segundo Von Sperling (2014) a faixa de pH de esgotos predominantemente domésticos, usualmente utilizadas em estudos e projetos, é de 6 a 8, sendo a concentração típica igual a 7. Todos os valores de pH dos efluentes coletados, testemunhas, estão dentro da faixa relatada, ou

seja, caracterizam-se como esgotos domésticos típicos, porém com elevação, tanto com aumento do tempo como com aumento da concentração de ozônio, embora aqui se trate de efluente com tratamento primário e secundário.

Aumentos de temperatura e pH do líquido acima de 7 aceleram a decomposição do ozônio, em vista do predomínio de íons hidróxido (OH^-) sobre os íons hidrogênio H^+ . Quando o pH alcança o valor 8 praticamente a metade do ozônio introduzido é decomposto em várias formas intermediárias de oxigênio, em um período de 10 min. (LAGE FILHO et al., 2008; COELHO, 2015).

Esse fato pode explicar o aumento dos valores de pH nas amostras do efluente, tanto com variação do tempo de exposição como com variação das dosagens de ozônio. Quando o valor de pH do efluente fica acima de 8,0, a maior parte do ozônio é decomposta em OH^- , o que induz a uma condição cada vez mais básica.

O mesmo é destacado por Di Bernardo & Dantas (2005) que afirmam que em ambientes com níveis de pH elevados há o favorecimento da decomposição do ozônio e a consequente formação de diferentes tipos de compostos oxidantes com distintas reatividades como, por exemplo, os radicais livres hidroxila que se caracterizam pelo seu elevado poder de oxidação.

Segundo Gonçalves (2003), a maioria dos dados disponíveis na literatura indica que a eficiência da desinfecção por ozônio é pouco afetada na faixa de pH dos efluentes domésticos (entre 6 e 8). Desse modo, considerando o tratamento em função do tempo e em função das dosagens de ozônio, pode-se inferir que em todos os tempos (0 a 150 min.) e em todas as dosagens (0 e 35 mg L^{-1} de O_3), houve predomínio de íons hidróxido (OH^-) e outras formas intermediárias de oxigênio sobre os íons hidrogênio H^+ , mas sem influenciar negativamente na desinfecção do efluente, tendo em vista que o pH influencia apenas a decomposição do O_3 em outras formas, mas que estas continuam reativas.

Importante ressaltar que os dados são adequados, considerando que a Resolução do Conama n. 430 de 2011 que “Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes” determina que os efluentes só possam ser lançados nos corpos receptores se estiverem na faixa de pH entre 5 e 9. Todos os valores de pH, com ozonização e sem ozonização, estão dentro dessa faixa, ou seja, a utilização do O_3 não causou alteração do efluente que continuou atendendo à legislação federal acerca do parâmetro pH.

6.1.2 Condutividade Elétrica (CE)

Observou-se que a ozonização promoveu uma redução significativa na CE em função do tempo de ozonização, no entanto, o mesmo não foi observado no tratamento em função das dosagens de O₃ (Figura 11 e 12).

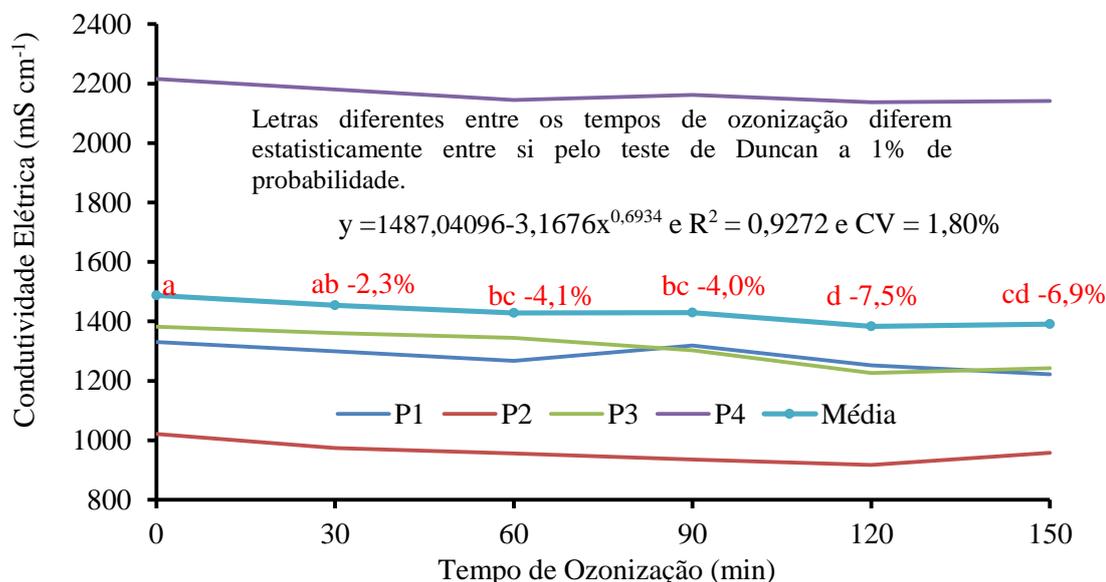


Figura 11 - Teores Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

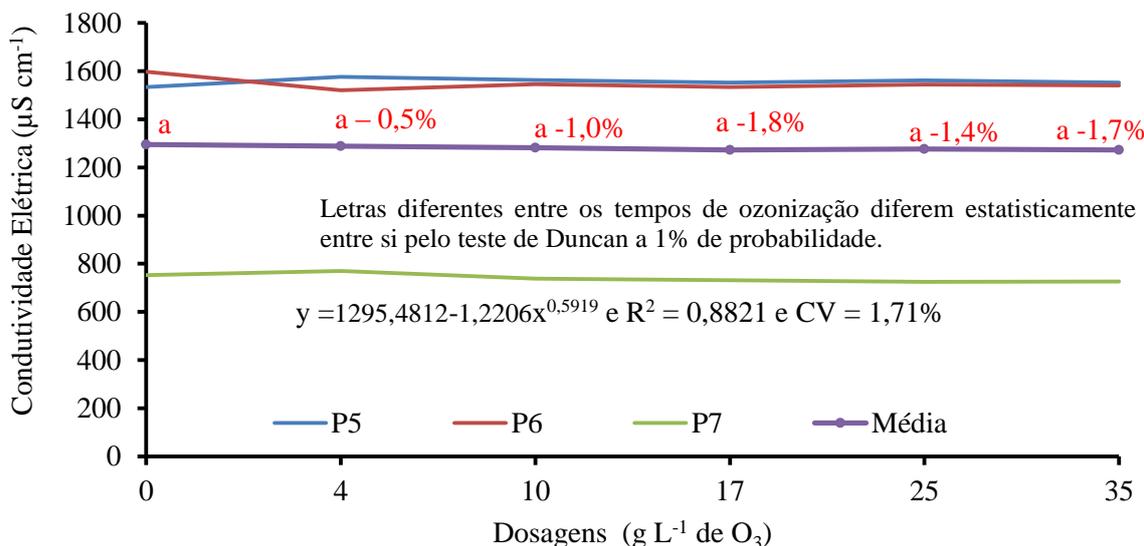


Figura 12 - Teores Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

A média geral no tratamento em função do tempo foi de $1429 \mu\text{S cm}^{-1}$, com valores variando de 1383 a 1487 (120 e 0 min). Conforme se aumentou o tempo de exposição do efluente ao O_3 , houve redução nos valores de CE, sendo o menor em 120 min, tendendo a estabilização aos 150 min. Houve uma redução média de 7,5% considerando os valores de 0 min e 120 min, que pode ser explicado pela redução da carga orgânica de sólidos dissolvidos conforme se aumentou o tempo de exposição do efluente até 120 min.

A redução da CE em porcentagem dos tempos de 30, 60, 90, 120 e 150 min de ozonização em relação ao tempo de exposição zero (0), foi de 2,3, 4,1, 4,0, 7,5 e 6,9%. Considerando a média dos diferentes pontos de amostragem, o coeficiente de variação (CV) dos dados foi de 1,80%.

A média geral no tratamento em função de diferentes dosagens de ozônio foi de $1281 \mu\text{S cm}^{-1}$, com valores variando de 1295 ($0 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_3$) a 1272 ($17 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_3$), porém, não diferindo estatisticamente pelo teste de Duncan a 1% de probabilidade. Os dados assemelham-se aos de Trevizani (2012) que, ao avaliar a eficiência da remoção de cor dos efluentes gerados em uma indústria têxtil do município de Goioerê, estado do Paraná, pelo processo de ozonização, o parâmetro CE não apresentou variações expressivas.

A condutividade é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica, indicando a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representando uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados. A condutividade da água aumenta à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, onde altos valores podem indicar características corrosivas da água (CETESB, 2016).

Tendo em vista o disposto pela CESTESB (2016), a redução significativa no tratamento em função do tempo não ser observada no tratamento em função de diferentes dosagens de O_3 pode ser explicada pelo fato de maiores concentrações de ozônio promoverem uma oxidação parcial das partículas mais rapidamente do que em função do tempo. A oxidação dessas partículas aumenta o número de sólidos na solução, mantendo os valores de condutividade elétrica praticamente os mesmos durante todo o tratamento em função das dosagens de O_3 . O que ocorre no tratamento em função do tempo é uma estabilidade da solução, conforme maiores tempos de exposição, fazendo com que a solução perca sólidos dissolvidos conforme o passar do tempo de exposição.

6.1.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

Observou-se elevação dos valores de oxigênio dissolvido nas amostras do efluente, tanto com variação do tempo de exposição como com variação das dosagens de ozônio (Figuras 13 e 14).

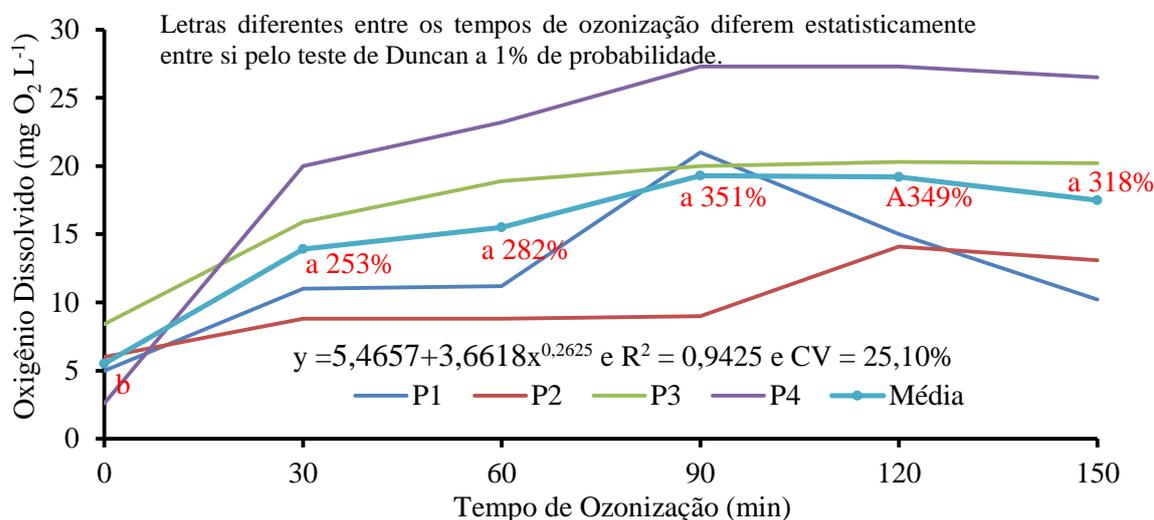


Figura 13 - Valores de Oxigênio Dissolvido (mg O₂ L⁻¹) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

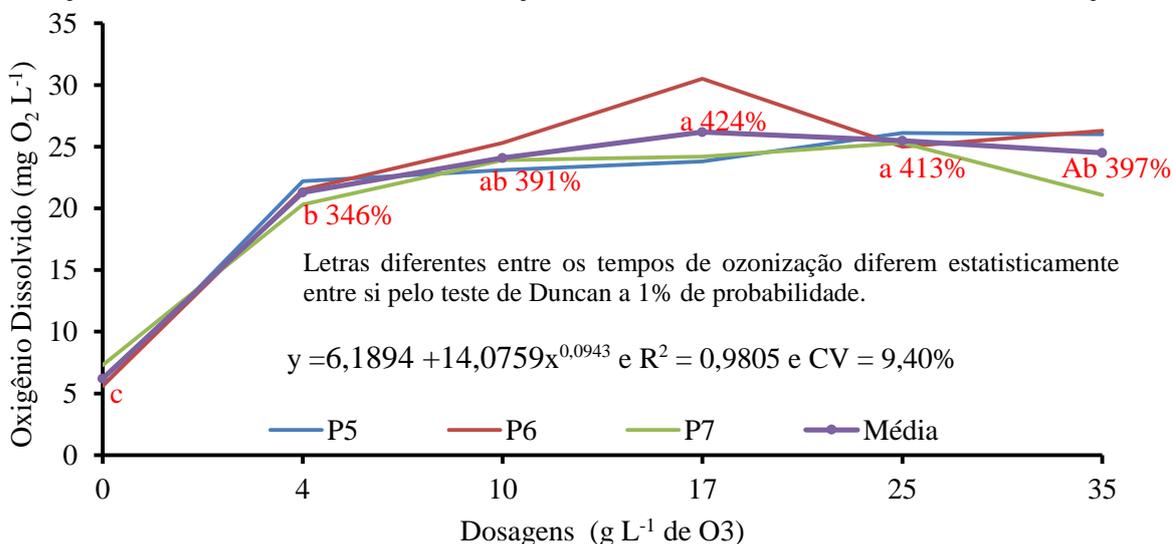


Figura 14 - Valores de Oxigênio Dissolvido (mg O₂ L⁻¹) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

A média geral no tratamento em função do tempo de exposição ao O₃ foi de 15,16 mg O₂ L⁻¹, com valores variando de 5,5 até 19,3 mg O₂ L⁻¹ (0 e 90 min.), tendendo

a estabilizar a partir de 120 min. Em 90 min de exposição houve variação de 351% com relação ao tempo 0, evidenciando a influência do tempo de exposição no aumento do OD.

O aumento do OD em porcentagem dos tempos de 30, 60, 90, 120 e 150 min. de ozonização em relação ao tempo de exposição zero (0), foi de 253, 282, 351, 349 e 318%. Considerando a média dos diferentes pontos de amostragem, o coeficiente de variação (CV) dos dados foi de 25,1%.

A média geral quando se variou a dosagem de ozônio foi de 21,28 mg O₂ L⁻¹, com valores variando de 6,2 até 26,2 mg O₂ L⁻¹ (0 e 17 mg L⁻¹ O₃), onde o tempo 0 foi menor do que todas as demais concentrações. Houve aumento de OD de 424% (17 mg L⁻¹ O₃) e 413 (25 mg L⁻¹ O₃) com relação ao tempo 0, ou seja, mais do que quadruplicou o valor de OD, tendendo a reduzir na dosagem de 35 mg L⁻¹ O₃ (397%).

O aumento significativo de OD em todos os tratamentos (em função do tempo e em função de diferentes dosagens de O₃) pode ser explicado pelo fato de que o O₃ aplicado ao efluente é rapidamente convertido em O₂, elevando sua concentração no meio.

Em termos de águas residuárias, Von Sperling (2014) relata que é necessário um teor mínimo de OD (> 1 mg L⁻¹) nos reatores dos sistemas aeróbicos, já em termos de corpos d'água, valores de OD em torno de 4 a 5 mg L⁻¹, os peixes mais exigentes não sobrevivem e com OD igual a 2 mg L⁻¹ praticamente todos os peixes não sobrevivem.

Observando os resultados aqui obtidos, 99,97% das amostras estão acima de 4 a 5 mg L⁻¹ e todos acima de 1 mg L⁻¹, ou seja, após o tratamento com a ozonização, o efluente poderia ser lançado adequadamente no corpo receptor sem problema algum para os sistemas aquáticos quanto ao OD. Além disso, observa-se que com aumento dos valores de OD em todos os tempos de exposição e dosagens de ozônio, há uma adequada manutenção dos processos de autodepuração do sistema, fundamental no tratamento do efluente.

Segundo Von Sperling (2014), além de ser vital para seres aquáticos aeróbios, o OD é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio. O aumento de OD observado em ambos os tratamentos é importante para o processo de autodepuração dos sistemas aquáticos e mostra o efeito benéfico da ozonização nesse parâmetro.

6.1.4 Amônia (NH₃)

A média geral em função do tempo de exposição do efluente ao ozônio foi de 1,916 mg L⁻¹, com valores variando de 1,300 (0 min de exposição) até 2,322 mg L⁻¹ (150 min de exposição) e em função de diferentes concentrações de ozônio de 1,475 mg L⁻¹, com valores variando de 0,748 mg L⁻¹ (0 mg L⁻¹ de O₃) até 2,254 mg L⁻¹ (17 mg L⁻¹ de O₃) (Figura 15 e 16).

Houve, considerando os valores médios, uma tendência bastante evidente de elevação da amônia em valores absolutos, sendo a não existência de diferença estatística, atribuída, em parte, a grande variabilidade dos resultados – confirmado pelos elevados índices de CV (31,62% no tratamento em função dos tempos de ozonização e 53,54% no tratamento em função das diferentes dosagens de O₃).

Considerando o tempo de exposição, foram observadas variações de 79% (150 min de exposição) em relação ao tempo 0 e considerando as dosagens de ozônio de 301% (17 mg L⁻¹ de O₃) em relação à concentração de 0 mg L⁻¹ de O₃. Constata-se ainda que até 30 min de exposição e dosagem de 4 mg L⁻¹ de O₃, os menores valores de variação em relação ao efluente sem ozonização, sendo a partir deste tempo de exposição e dosagem, valores absolutos sensivelmente maiores.

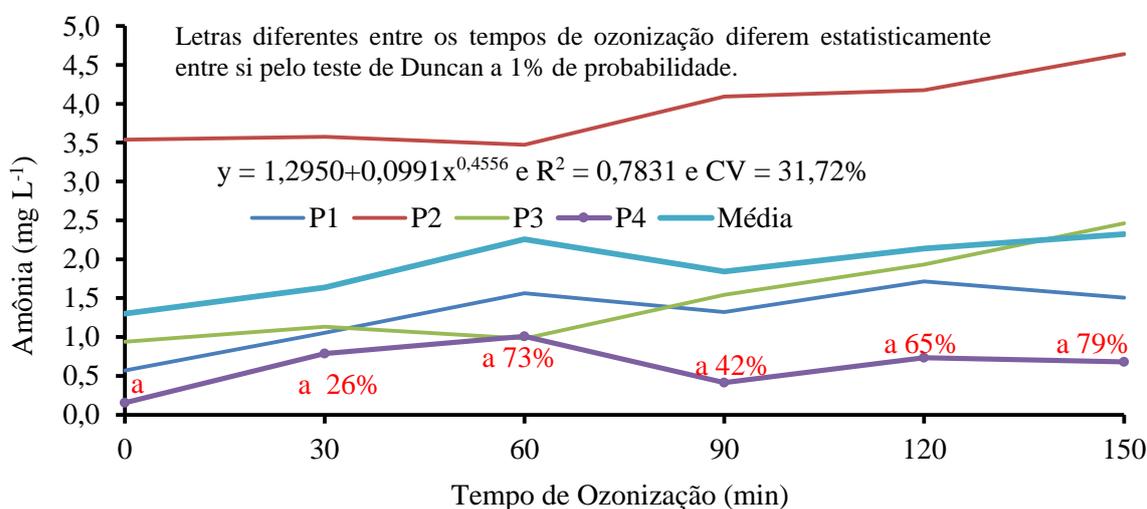


Figura 15 - Teores de Amônia (mg L⁻¹) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

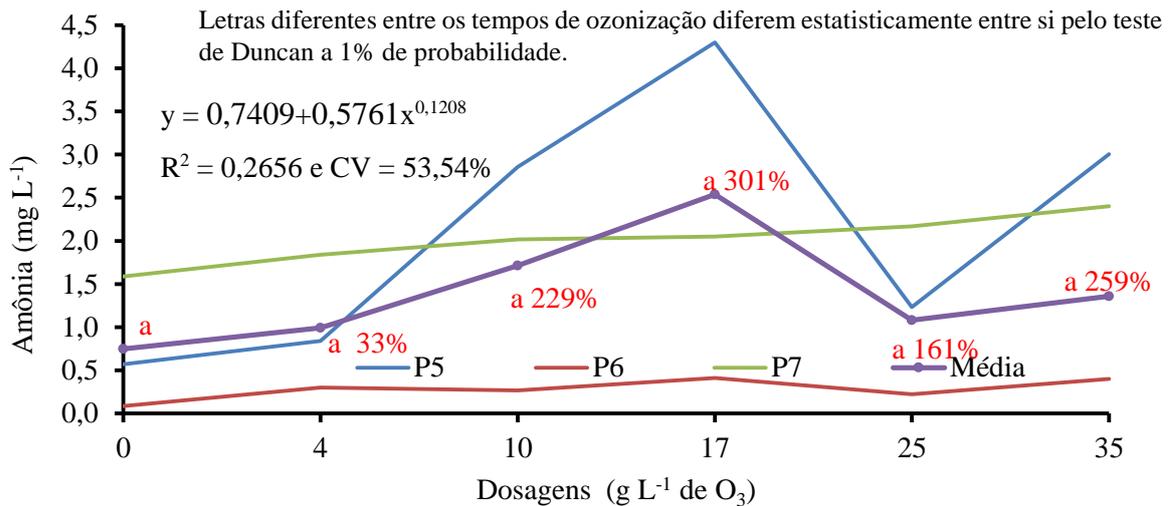


Figura 16 - Teores de Amônia (mg L⁻¹) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

A grande variação dos valores de amônia, em ambos os tratamentos pode ser explicada pelo aumento de pH (ver item 5.1.1) e a respectiva distribuição relativa das formas de nitrogênio que, segundo Von Sperling (2014), assume a seguinte forma: pH < 8, praticamente toda amônia na forma de NH₄⁺; pH = 9,5, aproximadamente 50% NH₄⁺ e 50% NH₃; e pH > 11, praticamente toda amônia na forma de NH₃. Portanto, na faixa de pH aqui observada, onde o maior valor obtido foi de 8,38, a amônia apresenta-se praticamente na forma ionizada. Dessa forma, conforme são observadas variações nos valores de pH, também são observadas variações nos valores de amônia.

Apesar de não serem observadas diferenças estatísticas nos tratamentos, observa-se que a exposição do efluente à ozonização tende a aumentar a forma ionizada da amônia, o que é importante do ponto de vista ambiental, pois a amônia livre é tóxica aos peixes mesmo em baixas concentrações.

6.1.5 Alcalinidade (Alc.)

A média geral no tratamento em função do tempo de exposição foi de 56 mg L⁻¹ de CaCO₃, com valores variando de 53 até 59 mg L⁻¹ de CaCO₃, para 150 min e 0 min de exposição, respectivamente, não havendo diferença estatística pelo teste Duncan a 1%. O mesmo não foi observado no tratamento em função da dosagem de ozônio, em que a alcalinidade foi maior às concentrações de 10 e 35 mg L⁻¹ de O₃, ao mesmo tempo, a dosagem de 4 mg L⁻¹ de O₃ diferiu da dosagem de 17 mg L⁻¹ de O₃ (Figuras 17 e 18).

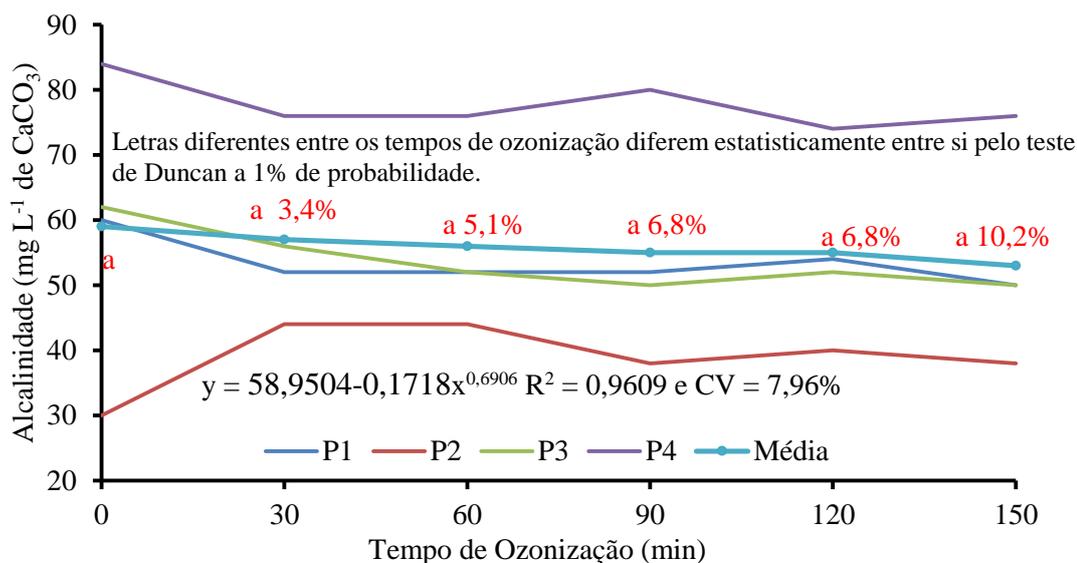


Figura 17 - Valores de Alcalinidade de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

Com a variação das dosagens de ozônio, a média geral foi de 52,33 mg L⁻¹ de CaCO₃, com valores variando de 46,67 mg L⁻¹ (dosagem de 17 mg L⁻¹ de O₃) a 60 mg L⁻¹ (dosagem de 0 mg L⁻¹ de O₃), uma redução média de 22,2%, com valores iguais nas dosagens de 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ (50 mg L⁻¹ de CaCO₃) (Figura 18). Uma possível explicação para a redução dos valores de alcalinidade no tratamento em função das dosagens de O₃ e a tendência de redução nos tratamentos em função do tempo (mesmo sem diferença significativa) é a manutenção de valores básicos de pH e consequente diminuição da alcalinidade em valores absolutos, com a exposição do efluente ao O₃.

A alcalinidade é definida como a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. É uma medição da capacidade da água de neutralizar os ácidos (capacidade de resistir às mudanças de pH: capacidade tampão). É importante no tratamento de esgotos, quando há evidências de que a redução de pH pode afetar os microrganismos responsáveis pela depuração (VON SPERLING, 2014; CETESB, 2016).

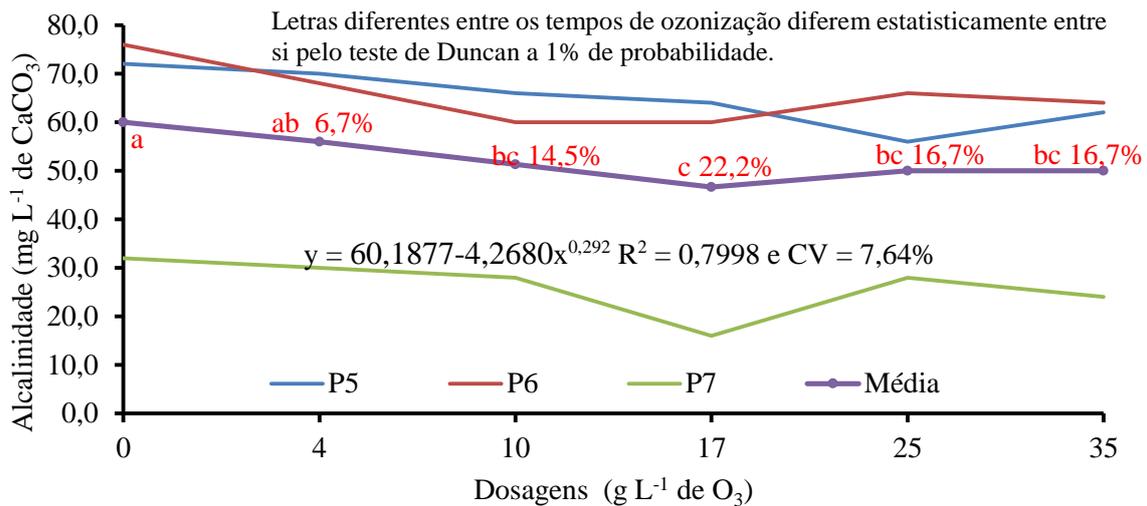


Figura 18 - Valores de Alcalinidade (mg L⁻¹ de CaCO₃) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

Tendo em vista os valores básicos de pH em ambos tratamentos, pode-se afirmar que o poder tampão (alcalinidade) do efluente tratado com O₃ é adequado. Vale ressaltar que a alcalinidade não é padrão de classificação de águas naturais nem de emissão de esgotos, sendo que a importância deste parâmetro se concentra no controle de determinados processos unitários utilizados em estações de tratamento de águas para abastecimento e residuárias (PERPETUO, 2004).

6.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química Oxigênio (DQO)

Observa-se que tanto em função do tempo de exposição, dosagens de ozônio e dias de análise, os dados experimentais de DBO e DQO foram bastante heterogêneos (Tabela 9), o que limitou uma análise estatística dos mesmos. Importante ressaltar que a DBO foi analisada apenas no tratamento em função do tempo de exposição do efluente ao O₃ e a DQO no tratamento em função das diferentes concentrações de ozônio.

Os diferentes valores de DBO podem ser explicados pela grande variação no uso dos sanitários e refeitório no período do experimento, mais do que outros atributos avaliados, sendo que, em determinados momentos, o esgoto é basicamente água, com baixíssimos teores de sólidos, especialmente sedimentáveis, uma vez que predomina esgotos gerados no refeitório da FAL. Apesar disso, é possível constatar que a DBO nas datas de 17/11, 24/11 e 01/12/17, o T0 apresentou alguns valores, embora muito baixos, porém nos demais tempos de exposição foram 0 (zero) ou 1 (um), ou seja, a elevação do

tempo de exposição ao ozônio a partir de 30 min, foi suficiente para baixar os valores de DBO presentes no efluente.

Tabela 4. Valores de DBO e DQO, em mg L⁻¹ de O₂, do efluente de esgoto doméstico tratado por sistema de zona de raízes em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à concentração de 12 mg L⁻¹ de O₃ e em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ para o tempo de exposição de 30 min.

Tempo (min.)	DBO (mg L ⁻¹ de O ₂)				Con. (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹ de O ₂)		
	Pontos de coleta					Pontos de coleta		
	P1	P2	P3	P4		P5	P6	P7
0	AFL	2	1	2	0	107,2	0	250,1
30	AFL	0	0	4	4	0	37,3	628,3
60	AFL	0	0	0	10	54,6	0	345,6
90	AFL	0	0	0	17	214,2	309,2	416,8
120	AFL	AFL	1	0	25	31,5	0	AFL
150	AFL	0	1	0	35	22,2	0	76,92

CV (%): Coeficiente de Variação. Con. Concentração de O₃. AFL; Fora da faixa de leitura do equipamento.

Os resultados da DQO mostraram-se heterogêneos (de 0 (zero) até 628,3 mg L⁻¹ de O₂) não sendo possível fazer uma correlação adequada do efeito das dosagens de O₃. No entanto, considerando os valores de DBO próximos de 0 (zero), inclusive nas amostras de efluente não ozonizadas, pode-se afirmar que a concentração de sólidos suspensos biodegradáveis era praticamente zero, predominado sólidos dissolvidos, que são sólidos com espessura menor que 1,2 microns.

Reis (2016), avaliando o mesmo SZR da Fazenda Água Limpa (FAL), observou valores médios de DQO de 509,35 mg L⁻¹ de O₂ nos leitos cultivados sem plantas e 523,43 mg L⁻¹ de O₂ no Leito Cultivado com Papiro Brasileiro (leitos onde foram retiradas as amostras do presente estudo), com redução média de 60,2% e 60,5% da entrada do leito para a saída deste. Esses dados podem ser estendidos ao presente estudo, onde foram obtidos alguns valores semelhantes e também corroboram com os valores considerados por Von Sperling (2014). A Resolução CONAMA n° 430 (BRASIL, 2011) preconiza o limite de 120 mg L⁻¹ para o lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Conforme valores apresentados, os resultados obtidos atendem a esta resolução, o que não ocorre no ponto P7.

A DBO pode ser definida como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20 °C é frequentemente usado e referido como DBO_{5,20}. Já a DQO é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação

da matéria orgânica de uma amostra por meio de um agente químico, sendo muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos (Von SPERLING, 2014; CETESB, 2016).

A importância da DBO e da DQO se deve ao fato de retratarem, de uma forma indireta, o teor de matéria orgânica nos esgotos ou no corpo d'água, sendo uma indicação do potencial do consumo do oxigênio dissolvido. Estes são os parâmetros de maior importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água. Em termos de águas residuárias, a DBO dos esgotos domésticos está em torno de 300 mg L^{-1} e a DQO em torno de 600 mg L^{-1} . Esses valores variam amplamente com o tipo de processo industrial e em função do nível e do processo de tratamento (Von SPERLING, 2014).

Conforme os dados obtidos no presente estudo, observa-se que todos os dados de DBO apresentam-se abaixo da faixa relatada e apenas um valor de DQO encontra-se acima do preconizado por Von Sperling (2014).

6.1.7 Sódio (Na^+)

A média geral no tratamento em função do tempo de exposição foi de $27,31 \text{ mg L}^{-1}$ de Na^+ , já a média geral no tratamento em função das dosagens de ozônio foi de $19,72 \text{ mg L}^{-1}$ de Na^+ . A maior variação com relação ao tempo de 0 min de exposição foi de 3,5% aos 60 min e 1,4% no tratamento com dosagem de 35 mg L^{-1} de O_3 , não sendo observada diferença significativa (Figuras 19 e 20).

Todos os teores de sódio obtidos nos dois tratamentos, apresentam-se abaixo de 50 mg L^{-1} , não se tornando um problema caso sejam lançados em um corpo receptor, conforme Von Sperling (2014). Além disso, em vista a grande homogeneidade dos valores de sódio, observa-se que a ozonização não foi capaz de promover alterações nesse parâmetro.

Segundo informações da CETESB (2016), os teores de sódio nas águas superficiais variam consideravelmente, dependendo das condições geológicas do local, descargas de efluentes e uso sazonal de sais em rodovias. Muitas águas superficiais, incluindo aquelas que recebem efluentes, têm teores bem abaixo de 50 mg L^{-1} . Os teores nas águas subterrâneas frequentemente excedem 50 mg L^{-1} . Embora na água potável geralmente seja menor que 20 mg L^{-1} , que pode ser excedido em alguns países, porém acima de 200 mg L^{-1} pode dar à água um gosto não aceitável.

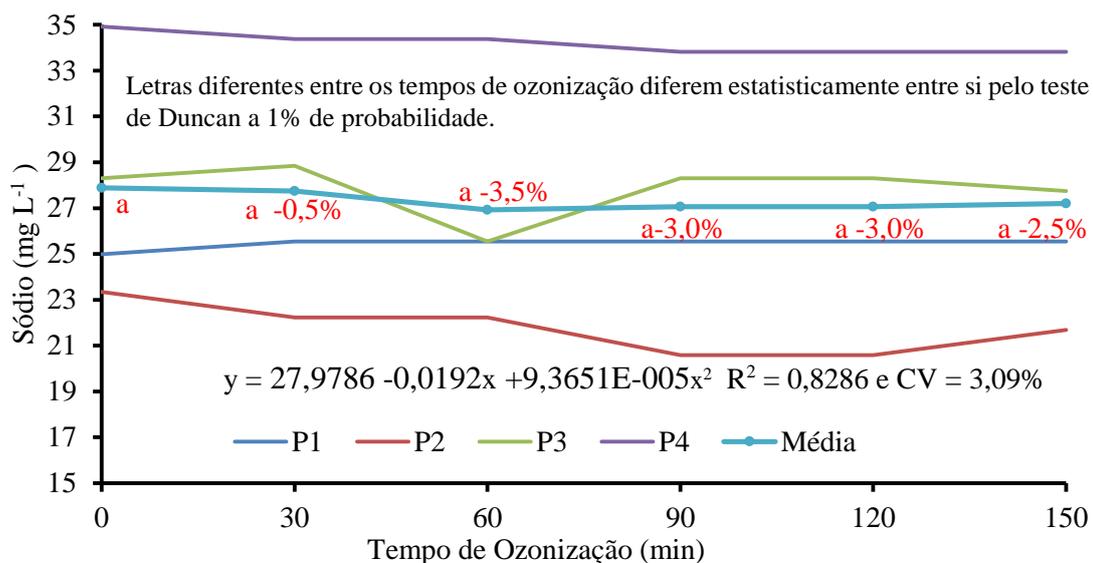


Figura 19 - Teores de Sódio de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

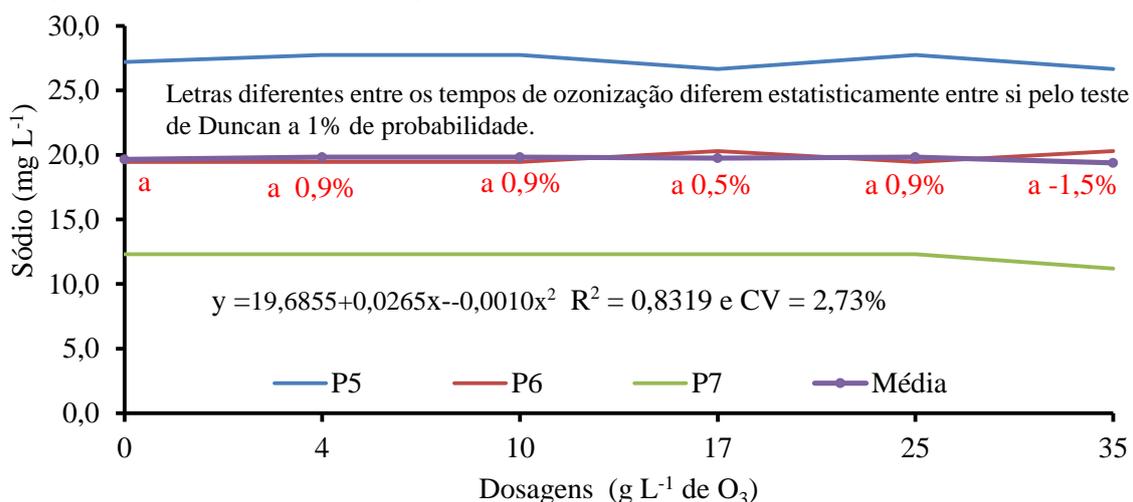


Figura 20 - Teores de Sódio de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

Ressalta-se que a importância da medição deste íon é onde a água é utilizada para dessedentação de animais ou para agricultura, particularmente na irrigação. Quando o teor de sódio em certos tipos de solo é elevado, sua estrutura pode degradar-se pelo restrito movimento da água, afetando o crescimento das plantas (CETESB, 2016).

Segundo Florêncio et al. (2006) em seu estudo de irrigação com esgotos tratados, uma preocupação constante quando da utilização desses efluentes na irrigação é o risco de salinização e sodificação do solo. Apesar de nos experimentos realizados por ele não serem observadas alterações na fertilidade do solo em função da água de irrigação, de

maneira geral, ocorreu um aumento nos teores de sódio trocável sem, contudo, atingir índices preocupantes.

Tendo em vista que o efluente tratado após SZR é usualmente utilizado na irrigação de culturas na Fazenda Água Limpa (FAL), observa-se que os teores de sódio se encontram adequados e não acarretarão problemas na fertilidade do solo e estrutura física do solo.

6.1.8 Potássio (K⁺)

A média geral de K⁺ em função do tempo de exposição ao ozônio foi de 15,98 mg L⁻¹, já a média geral em função das dosagens de ozônio foi de 23,79 mg L⁻¹. As maiores variações foram de -2,5% aos 60 min e -9,0% com a exposição do efluente à uma dosagem de 25 mg L⁻¹ de O₃, respectivamente, não sendo observadas diferenças significativas pelo teste de Duncan a 1 e 5% de probabilidade (Figuras 21 e 22).

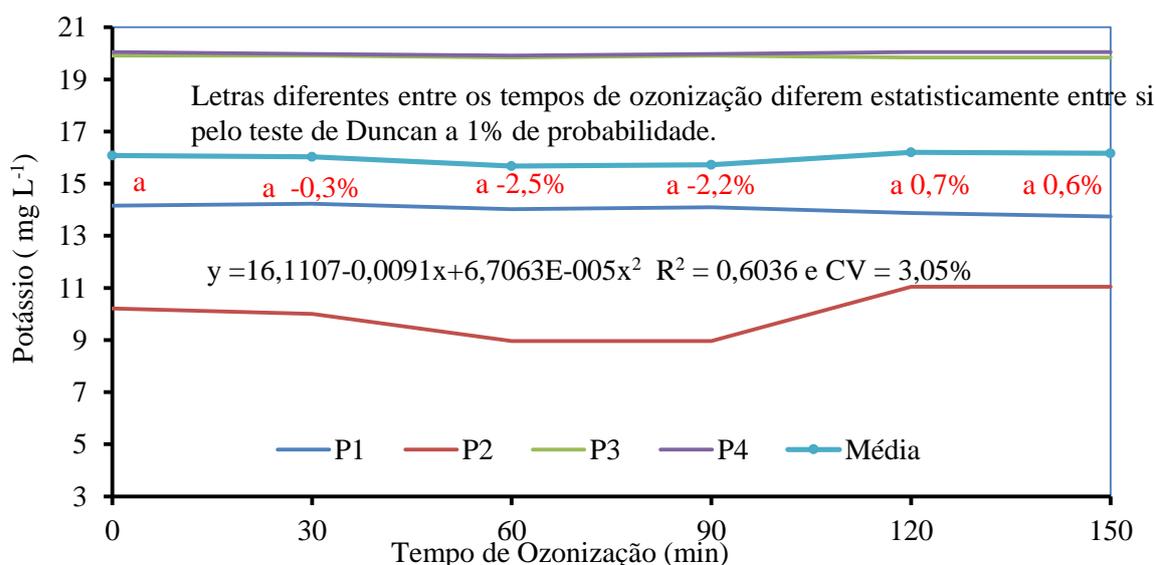


Figura 21 - Teores de Potássio (K⁺) em mg L⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

Os teores médios obtidos são semelhantes aos observados por Mota (2009) em seu estudo sobre a utilização de esgoto sanitário tratado como fonte de água e nutrientes. Para o autor, considerando a produção per capita de esgoto de 150 L hab. d⁻¹ e a demanda de irrigação de 1.000 a 2.000 mm.ano⁻¹, típica de regiões semiáridas, e concentrações de 15 a 35 mg N L⁻¹, 5 a 10 mg P L⁻¹ e 20 mg K L⁻¹, tem-se a aplicação de nutrientes de 150 a 700 kg ha⁻¹ de N; 50 a 200 kg ha⁻¹ de P e 200 a 400 kg ha⁻¹ de K.

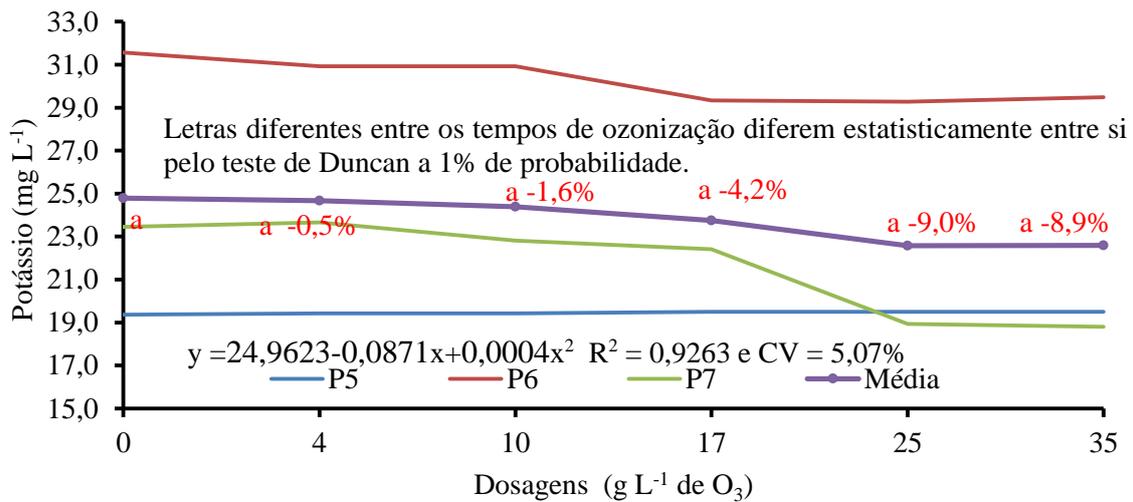


Figura 22 - Teores de Potássio (K⁺) em mg L⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

Estes resultados podem ser significativos em relação às demandas de fertilizantes em diversas culturas. Portanto, considerando as médias de 15,98 e 23,79 mg K L⁻¹, no tratamento em função do tempo e no tratamento em função das dosagens de O₃, respectivamente, o efluente seria adequado a ser utilizado em irrigação das principais culturas da Fazenda Água Limpa (FAL), diminuindo a demanda por fertilizantes minerais.

O potássio, devido ao fato de ser um íon monovalente, apresenta alta mobilidade no solo e pode perder-se facilmente por lixiviação — especialmente em solos de baixa CTC e que receberam aporte elevado de Ca e Mg, sais que competem com o K⁺ pela adsorção ao solo. O manejo da irrigação com esgoto, portanto, deve prever essas interações para garantir o suprimento adequado de potássio às plantas (MOTA, 2009).

6.1.9 Turbidez

A média geral no tratamento em função do tempo de exposição foi de 6,15 NTU, com valores variando de 8,63 até 5,13 NTU (0 e 120 min de exposição, respectivamente), uma redução de 40,00%. Observa-se que a turbidez no tempo de 0 min foi maior em relação a todos os tempos de ozonização, porém, reduziu mais acentuadamente até 30 min (Figuras 23 e 24).

A redução média (%) da turbidez dos tempos de 30, 60, 90, 120 e 150 min de ozonização em relação ao tempo de exposição zero (0), foi de 22,25, 37,76, 38,00, 40,00

e 33,72%. Também considerando a média dos diferentes pontos de amostragem, o coeficiente de variação (CV) dos dados foi de 17,57%.

Observa-se que ao se variar as dosagens de O₃, a média geral de turbidez foi de 5,84 NTU, com valores variando de 9,65 até 3,97 (0 mg L⁻¹ de O₃ e 17 mg L⁻¹ de O₃, respectivamente). Em termos percentuais, observa-se redução de 23,42% na dosagem de 4 mg L⁻¹ de O₃, e na faixa de 52,43 a 58,86% nas dosagens 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃, demonstrando a excelente capacidade de remoção de sólidos no sistema.

A redução média da turbidez, em porcentagem, das dosagens de 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ em relação a dosagem zero (0), foi de 23,42, 52,43, 58,86, 51,50 e 50,67% e CV foi de 16,45%.

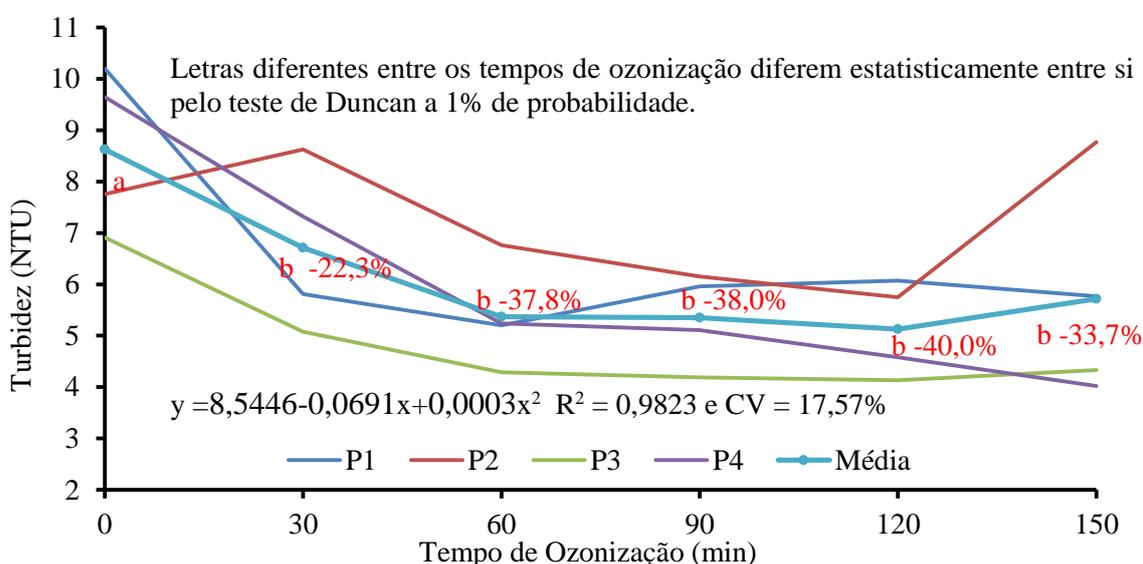


Figura 23 - Valores de Turbidez em NTU de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

A redução significativa da turbidez no tratamento em função de diferentes dosagens de O₃ está de acordo com os dados encontrados de Sólidos em Suspensão (SS) para este mesmo tratamento (ver item 5.1.12), que apesar de não apresentar diferenças significativas, há uma clara tendência de redução dos valores de SS conforme aumenta-se a dosagem de O₃. Ressalta-se que os sólidos em suspensão são o principal constituinte da turbidez, que representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, dessa maneira, uma redução nos valores de SS, tendem a acarretar uma redução nos valores de turbidez.

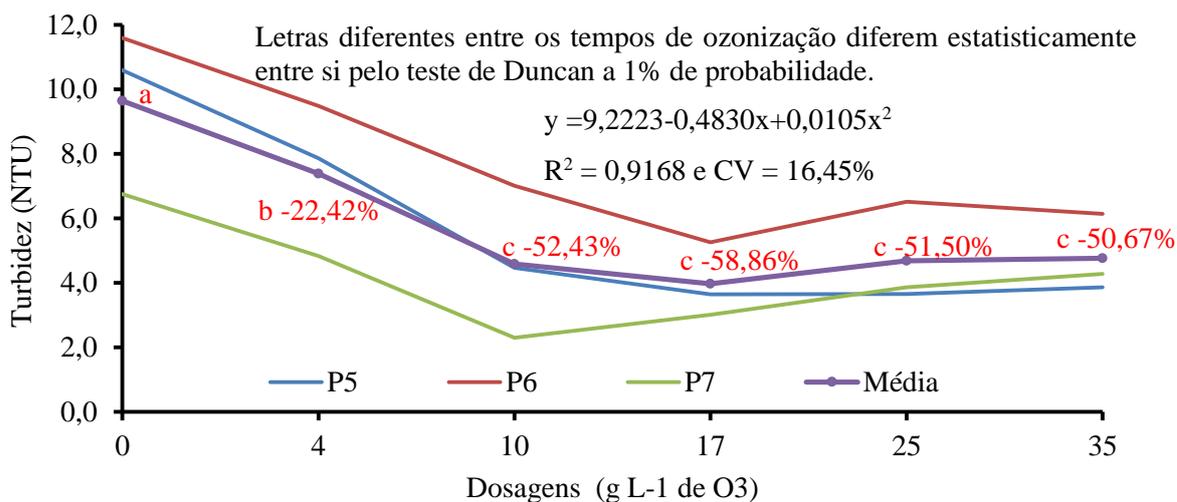


Figura 24 - Valores de Turbidez em NTU de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

Apesar de uma redução significativa da turbidez no tratamento em função do tempo de exposição ao O₃, a correlação com a redução dos valores de SS não foi observada (ver item 5.1.12). Uma possível explicação para este fato são os valores altamente heterogêneos dos SS (CV de 64%).

A remoção de turbidez em ambos os tratamentos é semelhante ao apresentado por Castilhos (2015) que observou redução em todos os ensaios de ozonização com efluente têxtil, alcançando uma taxa média de remoção de 37,4%. O ensaio com melhor eficiência na remoção de turbidez naquele estudo conseguiu diminuir de 85,0 NTU para 37,5 NTU, após a ozonização, assim, remoção de 56%. Os melhores ensaios no presente estudo apresentaram remoções de 40,00% e 58,86% de turbidez (T120 e C17).

6.1.10 Cor

A média geral da cor em função do tempo de exposição ao ozônio foi de 95,94 de cor padrão APHA com redução progressiva, quando comparado ao tempo 0 (208,58) chegando a 49,65 (120 min de exposição), voltando a aumentar aos 150 min (57,07). Observa-se que aos 30 min de exposição a redução na cor foi de 46,97%, chegando a 76,20% aos 120 min (Figura 25).

A redução média (%) da cor nos tempos de 30, 60, 90, 120 e 150 min de ozonização em relação ao tempo de exposição zero (0), foi de 46,97, 61,64, 66,67, 76,20, 72,64%. Também considerando a média dos diferentes pontos de amostragem, o coeficiente de variação (CV) dos dados foi de 50,58%.

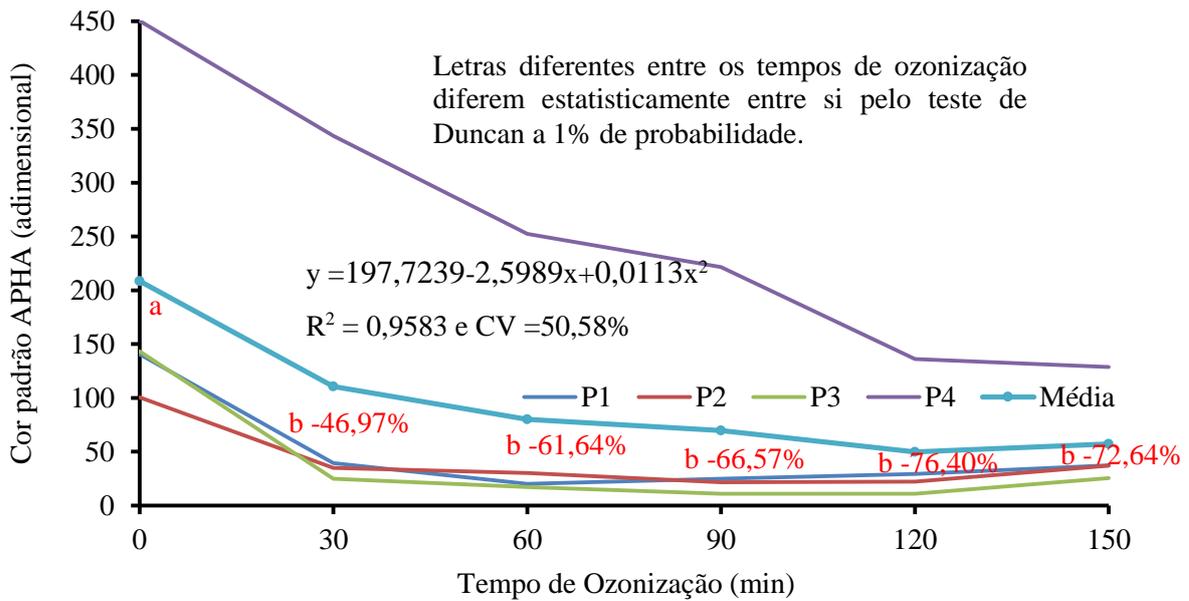


Figura 25 - Valores de Cor padrão APHA (adimensional) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

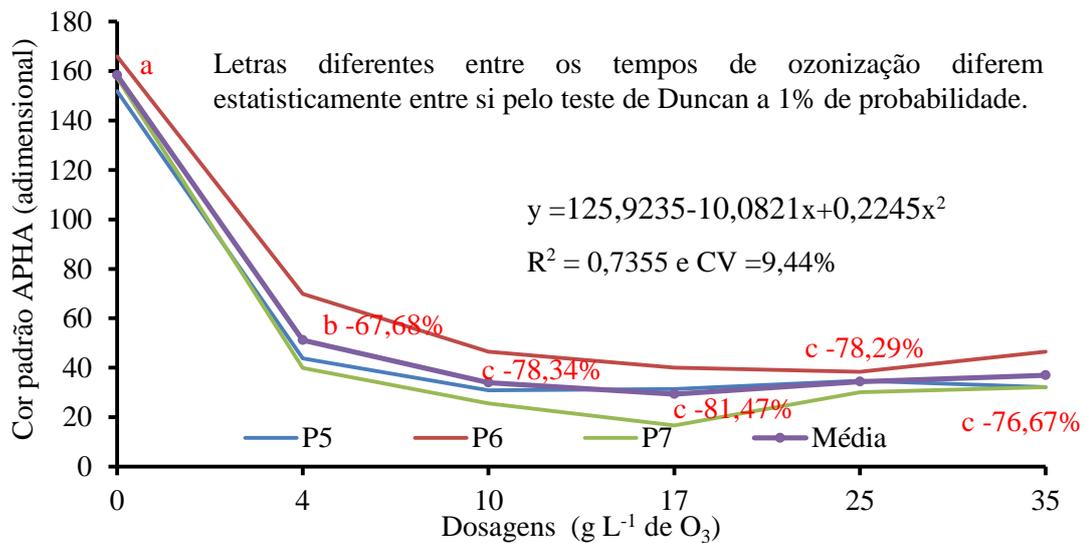


Figura 26 - Valores de Cor padrão APHA (adimensional) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

O problema maior de cor na água é, em geral, o estético, já que causa um efeito repulsivo na população (CETESB, 2016), dessa maneira, conclui-se que o tratamento dos efluentes estudados com a ozonização é eficiente em remover cor e deve ser melhor estudado, sendo os melhores resultados observados com a exposição do efluente por 120

min a uma dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e exposto a uma concentração de 17 mg L⁻¹ O₃ por um tempo fixo de 30 min.

Almeida (2004) destaca que o processo de ozonização se apresenta eficiente, principalmente, na descoloração, remoção de compostos refratários e aumento da biodegradabilidade de diferentes tipos de efluente em seu estudo sobre o tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos. Segundo Pádua (2009), uma das principais aplicações de ozônio no tratamento de água e efluentes é a remoção de cor, o que ficou evidenciado no presente estudo, onde os efluentes visualmente ficaram mais claros aos 30 min de exposição e dosagens de ozônio de 4 mg L⁻¹ de O₃, aumentando a remoção deste parâmetro até os 120 min de exposição e 17 mg L⁻¹ de O₃.

A remoção de cor média foi de 54% nos tratamentos em função do tempo e 63,74% nos tratamentos em função das dosagens de O₃, semelhante ao encontrado por Castilhos (2015) que observou redução de 60,6% na remoção de cor verdadeira em ensaios de ozonização com efluente têxtil. Naquele estudo a cor verdadeira apresentou média de 151,4 mg L⁻¹ PtCo antes da ozonização, e média de 59,6 mg L⁻¹ PtCo após o término do processo de ozonização. Ressalta-se que os melhores ensaios no presente estudo apresentaram remoções médias de 76,20% e 81,47% de (120 min de exposição e dosagem de 17 mg L⁻¹ de O₃).

Segundo Von Sperling (2014), a cor é o parâmetro físico responsável pela coloração na água sendo constituída principalmente pelos sólidos dissolvidos. A sua origem natural se deve à decomposição da matéria orgânica e a de origem antropogênica devido aos resíduos industriais e esgotos domésticos. Apesar de não representar risco direto à saúde, os consumidores podem questionar a sua confiabilidade, além disso, a cloração da água (responsável por remover a cor) pode gerar produtos potencialmente cancerígenos (trihalometanos – ex: clorofórmio).

Assim, observando que os efluentes expostos ao ozônio em ambos os tratamentos obtiveram reduções significativas de cor, pode-se afirmar que os tratamentos foram adequados na remoção deste parâmetro e devem ser incentivados com vistas a garantir uma maior confiabilidade dos consumidores caso esse efluente tratado seja utilizado para outra finalidade, por exemplo, de irrigação.

6.1.11 *E. coli* (EC) e Coliformes Totais (CT)

Observaram-se valores experimentais de *E. coli* (NMP 100 mL⁻¹) (Tabela 14) e coliformes totais (NMP 100 mL⁻¹) (Tabela 15) heterogêneos considerando todos os dias de coleta em todos os dias de coleta, o que limitou uma análise estatística dos mesmos, ao mesmo tempo, não foi possível fazer a medida do valor do NMP 100 mL⁻¹ em algumas datas de coleta, especialmente de coliformes totais, por não ter sido realizada diluição suficiente da amostra. As grandes variações do volume e da composição do esgoto gerado, aliado as precipitações pluviométricas naturais no período do experimento, influenciaram na composição do efluente tratado.

Tabela 5 - Valores de *E. coli* no efluente de esgoto doméstico tratado por sistema de zona de raízes em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à concentração de 12 mg L⁻¹ de O₃ e em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ para o tempo de exposição de 30 min.

Tempo (min.)	Pontos de coleta				Con. (mg L ⁻¹)	Pontos de coleta		
	P1	P2	P3	P4		P5	P6	P7
	EC (NMP 100 mL ⁻¹)					EC (NMP 100 mL ⁻¹)		
0	< 10000	< 10000	< 1000000	17100000	0	38900000	31500000	< 1000000
30	200	< 100	< 1000000	17100000	4	41000000	39000000	< 1000000
60	100	< 100	< 1000000	17100000	10	44500000	32900000	< 1000000
90	< 100	< 100	< 1000000	15100000	17	39300000	36100000	< 1000000
120	< 100	< 100	< 1000000	20200000	25	34700000	2000000	< 1000000
150	< 100	< 100	< 1000000	20200000	35	25300000	27400000	< 1000000

Tabela 6 - Valores de Coliformes Totais no efluente de esgoto doméstico tratado por sistema de zona de raízes em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min. à concentração de 12 mg L⁻¹ de O₃ e em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ para o tempo de exposição de 30 min.

Tempo (min.)	Pontos de coleta				Con. (mg L ⁻¹)	Pontos de coleta		
	P1	P2	P3	P1		P3	P1	21/12
	CT (NMP 100 mL ⁻¹)					CT (NMP 100 mL ⁻¹)		
0	> 24196000	> 24196000	> 2419600000	17100000	0	38900000	31500000	< 1000000
30	> 241960	> 241960	> 2419600000	17100000	4	41000000	39000000	< 1000000

60	> 241960	> 241960	>	17100000	¹⁰	44500000	32900000	< 1000000
			2419600000					
90	> 241960	> 241960	>	15100000	¹⁷	39300000	36100000	< 1000000
			2419600000					
120	> 241960	> 241960	>	20200000	²⁵	34700000	2000000	< 1000000
			2419600000					
150	> 241960	> 241960	>	20200000	³⁵	25300000	27400000	< 1000000
			2419600000					

Ressalta-se que a determinação dos CT e EC é de fundamental importância, pois são dois dos principais indicadores de contaminação fecal utilizado, ou seja, são importantes para avaliar se determinado efluente tratado poderá trazer prejuízos à população (diarreias, vômitos e etc.).

Segundo Von Sperling (2014), os CT podem ser entendidos como coliformes “ambientais” dada a sua possível incidência em águas e solos não contaminados, representando, portanto, outros organismos de vida livre, e não intestinal. Já a EC é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas nas fezes humanas, mamíferos e pássaros, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal.

Alguns estudos mostram o efeito do ozônio na inativação de EC e CT, como de Silva (2015), que em seu estudo sobre desinfecção de efluente anaeróbico com uso de ozônio/cloro, observou a inativação dos coliformes totais de > 5,7 até 6,4 log10 e > 5,8 até > 6,0 log10 para EC. Apesar dos bons resultados, o teste estatístico revelou que os valores médios de inativação dos CT e EC não mudaram significativamente ($p = 0,05$) quando o tempo de contato e a dosagem de ozônio e cloro aumentaram. Já Patil et al. (2009) utilizando ozônio para inativação de EC em suco de laranja, constataram que a aplicação do ozônio foi efetiva na inativação e redução da EC. Os melhores resultados foram obtidos com fluxo de $0,12 \text{ L min}^{-1}$ e concentração de 75-78 micrograma L^{-1} , resultando em redução de 6.0 log em 60 segundos.

6.1.12 Sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos (SS) e Sólidos Dissolvidos (SD)

A média geral de ST em função do tempo de exposição foi de 648 mg L^{-1} , com valor médio mínimo de 598 mg L^{-1} sem ozonização e máximo de 710 mg L^{-1} aos 120 min de exposição, porém sem diferença significativa. Mesmo assim, em valor absoluto, observa-se uma tendência de aumento dos ST ao se aplicar diferentes tempos de ozonização, atingindo valor máximo de 710 mg L^{-1} aos 120 min, voltando aos 150 min a

valores mais próximos aos observados nos tempos de 30 e 90 min de exposição (Figura 27).

Observa-se que em função da dosagem de ozônio a média geral foi de 514 mg L⁻¹, e, embora não tenha havido diferença significativa, a amostra de efluente sem ozonização foi, em valores absolutos, maior que nas dosagens de 4 e 17 mg L⁻¹ de O₃, mas menor que as demais dosagens, sendo a menor variação na dosagem de 35 mg L⁻¹ de O₃ (Figura 28).

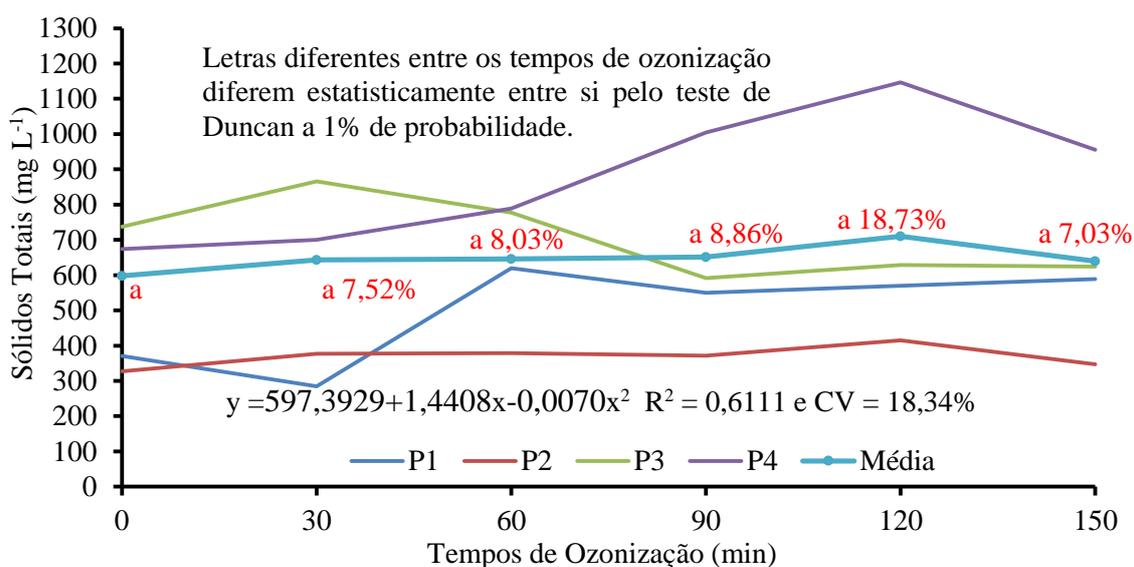


Figura 27 - Sólidos Totais (mg L⁻¹) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

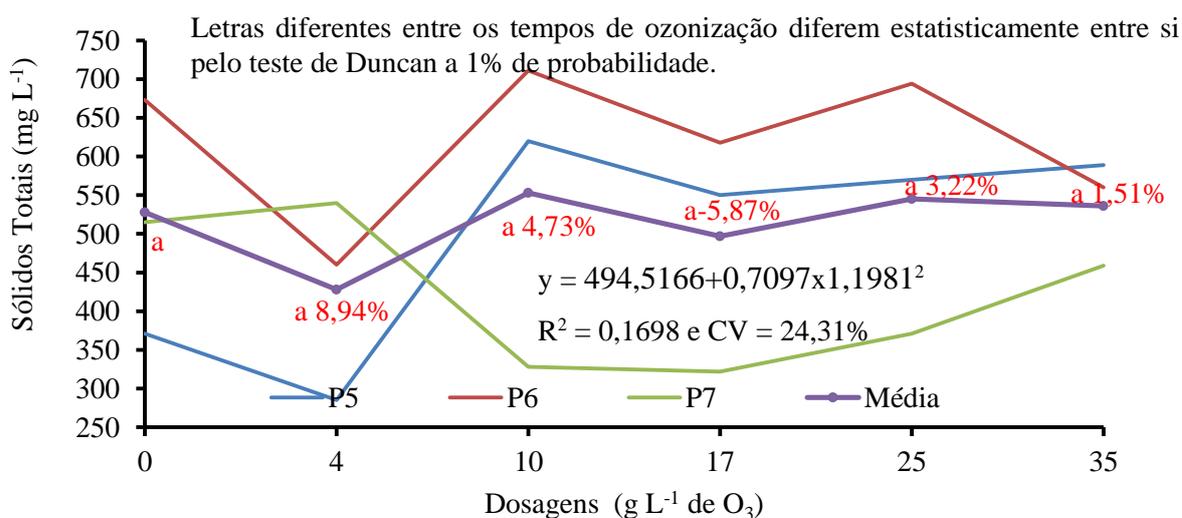


Figura 28 - Sólidos Totais (mg L⁻¹) de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

Com relação aos SS, a média geral em função do tempo de exposição foi de 36 mg L⁻¹, com valor mínimo sem ozonização (tempo 0), que chegou a média de 77 mg L⁻¹ (492% de aumento em relação ao tempo 0) aos 120 min, ou seja, houve elevação em valor absoluto até este tempo, reduzindo aos 150 min, para 38 mg L⁻¹, mesmo assim não houve diferença significativa (Figura 29).

Ao se aplicarem diferentes dosagens de ozônio (Figura 30), observa-se que o maior valor de SS foi encontrado no tratamento sem ozonização (37 mg L⁻¹), reduzindo para 6 mg L⁻¹ na dosagem de 35 mg L⁻¹ de O₃ (redução de 84%). Não foram observadas diferenças significativas.

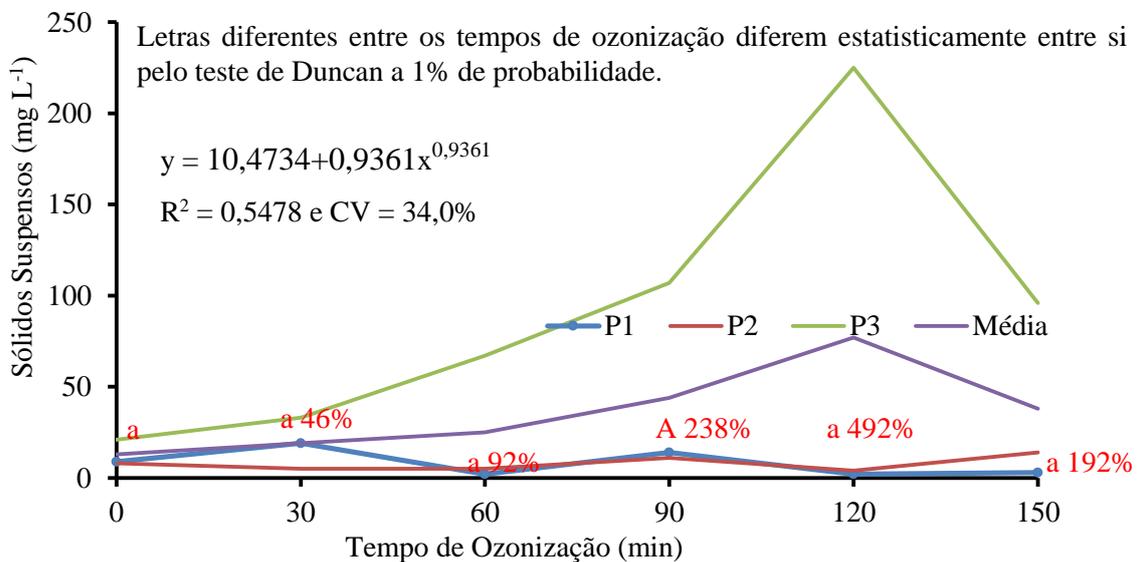


Figura 29 - Sólidos Suspensos mg L⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

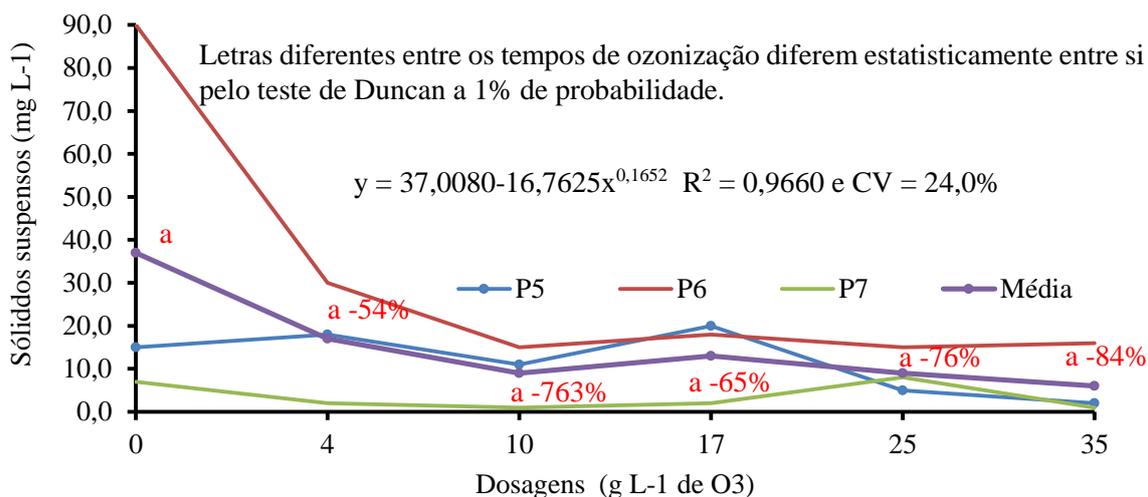


Figura 30 - Sólidos Suspensos mg L⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

A tendência de aumento dos valores de ST e SS ao se aplicarem diferentes tempos de ozonização foram observadas por Castilhos (2015) estudando o emprego de ozonização para o tratamento de efluente têxtil, onde o valor de ST do afluente foi de 1000 mg L⁻¹ e o do efluente de aproximadamente 1500 mg L⁻¹. Já os valores de SS eram de 60 mg L⁻¹ no afluente e após ozonização de aproximadamente 150 mg L⁻¹. Uma possível explicação para o aumento dos valores absolutos de ST e SS é a quebra de algumas moléculas e compostos da matéria orgânica em outros menores conforme se aumenta o tempo de exposição do efluente ao O₃ até o T120.

Os valores de ST no tratamento em função das dosagens de O₃ também se assemelham aos quantificados por Castilhos (2015) que observou remoção média de 4,1% (valores praticamente estáveis) em todos os 5 ensaios, evidenciando que após a ozonização o efluente deveria passar por um pós-tratamento para retenção de sólidos, considerando sua baixa eficiência.

A tendência de redução dos valores de SS em função do aumento das dosagens de O₃ pode ser explicada pela remoção de sólidos da solução (por exemplo, bactérias, algas e protozoários) conforme se aumenta a dosagem do gás exposta ao efluente. O mesmo é evidenciado por Carvalho (2011) que observou remoção média de SS de 31,0% em estudo com água residuária do café. Importante ressaltar que no presente estudo a maior redução foi observado no C35, de 84%, no entanto, não houve diferença estatística pelo teste de Duncan a 1% de probabilidade.

A média geral de Sólidos Dissolvidos (SD) em função do tempo de exposição foi de 615 mg L⁻¹, com valor médio mínimo de 567 mg L⁻¹ (sem ozonização) e máximo de 653 mg L⁻¹ (aos 120 min de exposição), onde não foi observada diferença significativa. Mesmo assim, em valor absoluto, observa-se uma tendência de aumento dos SD (de até 15%, aos 120 min) e estabilização aos 150 min (Figura 31).

Já a média geral para o tratamento em função das dosagens de O₃ foi de 498 mg L⁻¹, com valor médio mínimo de 412 mg L⁻¹ na dosagem de 4 mg L⁻¹ de O₃ e máximo de 544 mg L⁻¹ na dosagem de 10 mg L⁻¹ de O₃ (Figura 32).

A tendência de aumento dos valores de SD ao se aplicar diferentes tempos de ozonização corroboram os dados encontrados de ST e SS, sendo plausível inferir que esse aumento está ligado, assim como ST e SS, à quebra de algumas moléculas e compostos da matéria orgânica em outros menores conforme se aumenta o tempo de exposição do efluente ao O₃ até 120 min.

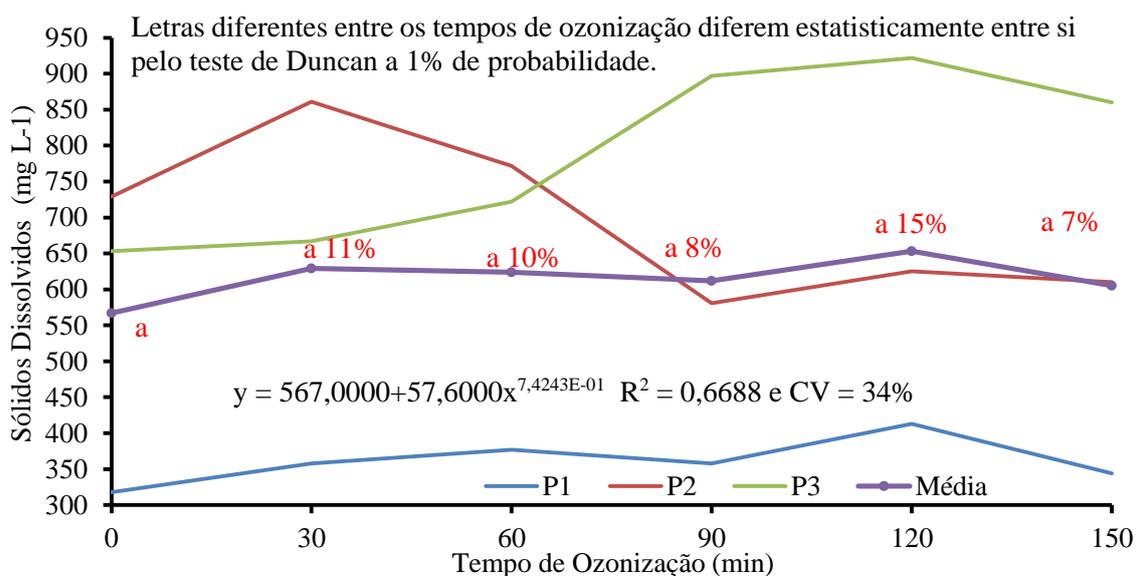


Figura 31 - Sólidos Dissolvidos mg L⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P1 e P2: SZR PG T; P3 e P4: SSP T) em função dos tempos de exposição de 0, 30, 60, 90, 120 e 150 min à dosagem de 12 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

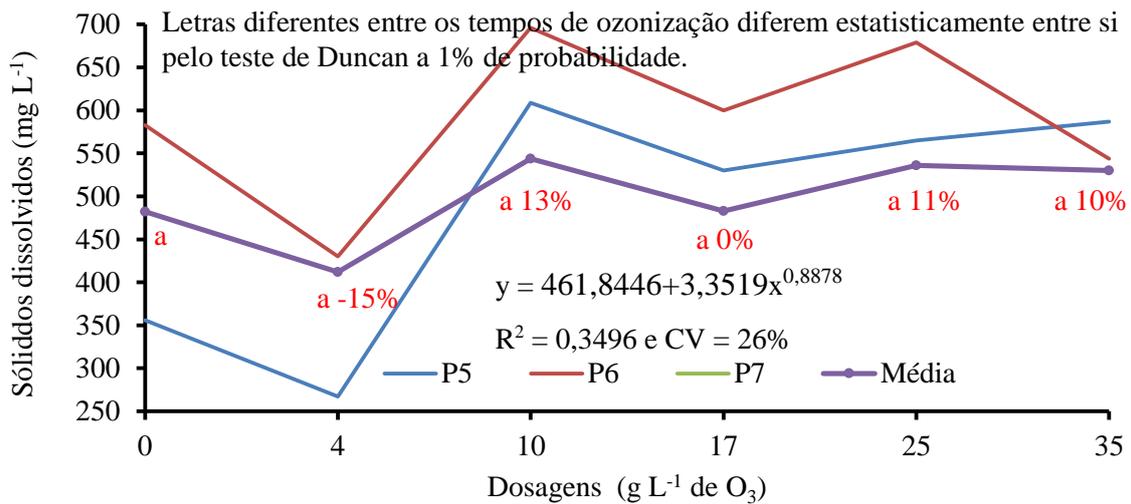


Figura 32 - Sólidos Dissolvidos mg L⁻¹ de efluente de esgoto doméstico tratado de diferente composição (P5 e P6: SSP D e P7: ATS D) em função das dosagens de 0, 4, 10, 17, 25 e 35 mg L⁻¹ de O₃ e variação, em %, em relação ao efluente sem ozonização.

7. CONCLUSÕES

A ozonização promoveu redução significativa de cor e turbidez do efluente em dois tratamentos principais: 120 minutos de exposição à uma dosagem de 12 mg/L⁻¹ de O₃ (redução de 40% da cor e 58,9% da turbidez) e a uma concentração de 17 mg/L⁻¹ de O₃ por 30 minutos (redução de 76,2% e 81,5%, da cor e turbidez, respectivamente).

Houve aumento nos valores de pH de 12,30% nos tempos de exposição de 120 e 150 min e de 9,4% na dosagem de 4 mg L⁻¹ de O₃; a alcalinidade aumentou 22,2% com a exposição do efluente à uma dosagem de 17 mg L⁻¹ de O₃; e os valores de oxigênio dissolvido aumentaram 351% com 90 min de exposição e 424% com a utilização da dosagem de 17 mg L⁻¹ de O₃.

O potássio, sódio, amônia, sólidos suspensos, sólidos totais e sólidos dissolvidos não são influenciados pelo tempo de exposição e dosagens de ozônio utilizado.

Os valores de *E. coli*, coliformes totais, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foram bastante heterogêneos, tanto nas diferentes dosagens, tempos de exposição, bem como entre os dias de análise.

8. REFERÊNCIAS

ABREU, P. S. **Implantação de uma Estação de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes na Comunidade Rural da Seção Jacaré do Município de Francisco Beltrão.** 2013. 87 f. Dissertação (mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional, Pato Branco, 2013.

ALBORNOZ, L. L. **Estudo de caso: avaliação da eficiência de uma estação de tratamento de efluentes de um campus universitário.** 2015. Escola de Engenharia. Departamento de Engenharia Química - Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

ALMEIDA, E., ASSALIN, M. R., ROSA, M. A., & DURÁN, N. (2004). Wastewater Treatment By Oxidation With Ozone [tratamento De Efluentes Industriais Por Processos Oxidativos Na Presença De Ozônio]. **Química Nova.**

ALMEIDA, O. A. Qualidade da água de irrigação [recurso eletrônico] Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. p. 1 a 3, 2010.

ANDRADE NETO, C. O. Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. Ed. 1. p. 17.

BRINK, DEBORAH R.; LANGLAIS, BRUNO; RECKHOW, DAVID A. (ED.). **Ozone in Water Treatment: Application and Engineering: Cooperative Research Report.** Lewis Publishers, 1991.

APHA. HunterLab. Measuring the Water Whiteness of Liquids Using the APHA Index. p. 2 – 4, 2012.

ARAÚJO, K. S. D., ANTONELLI, R., GAYDECZKA, B., GRANATO, A. C., & MALPASS, G. R. P. (2016). Advanced oxidation processes: a review of fundamentals and applications in the treatment of urban and industrial wastewaters. **Revista Ambiente & Água, 11(2)**, 387-401.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*, v. 1, n. 1, p. 152-169, 2008.

BRASIL. CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente.** Resolução n.430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 2011. 8p.

Brasil. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos** – 2015. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017. p. 2, 24, 2017.

BRASIL. Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Saneamento Rural [online]. Disponível em: <https://www.embrapa.br/tema-saneamento-basico-rural/sobre-o-tema>. Acesso em 10/01/2017.

CARVALHO, M. C. S.; FARONI, L. R. D; PEREIRA, K. F.; PAES, J.L. ; BORGES, A. C.; URRUCHI, W. I. Efficiency of ozone treatment on physicochemical characteristics of coffee processing wastewater. **In: XV Congreso Científico Internacional, 2010, Ciudad de la Habana - Cuba.** Centro Nacional de Investigaciones Científicas, 2010.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico. Apêndice E - **Significado Ambiental Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem.** São Paulo, p. 3-5; 14-16, 2016.

COELHO, C. C. de S. et al. Ozonização como tecnologia pós-colheita na conservação de frutas e hortaliças: Uma revisão. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 369-375, 2015.

DE ARAÚJO, K. S. et al. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 2, p. 387, 2016.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2.ed. São Carlos: RiMa, 2005. 1565p.

DOMÈNECH, X; JARDIM, W. F.; LITTER, M. I. **Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogênea**, cap, v. 1, p. 1 – 5, 2001.

FAGUNDES, R. M.; SCHERER, M. J. Sistemas alternativos para o tratamento local dos efluentes sanitários. **Disciplinarum Scientia Naturais e Tecnológicas**, v. 10, n. 1, p. 53-65, 2009.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, p. 1-3, 2006.

GONÇALVES, R. F. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Abes, 2003. p. 171 – 190, 2003.

JORDÃO, E. P. Tratamento de esgotos e a crise hídrica no Brasil. **Associação Brasileira de engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)**, 2015. Disponível em: http://abes-dn.org.br/pdf/28Cbesa/Esgoto_CriseHidrica_Jordao.pdf

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. CRC press, 2009. 2nd ed., p. 03-05, 2009.

LAGE FILHO, F. A.; ANDRADE JÚNIOR, E. R. Tratabilidade da água do reservatório do Guarapiranga: efeitos da ozonização sobre algumas variáveis de qualidade das águas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 212-221, 2007.

LAGE FILHO, F. A. Avaliação da filtração e ozonização de efluente sanitário primário: aspectos de inativação microbiana e variáveis de ozonização. **Química Nova**, v. 31, n. 2, p. 312-316, 2008.

LEONETI, A. B., PRADO, E. L. D., & OLIVEIRA, S. V. W. B. D. (2011). Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**, 45(2), 331-348.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, p. 428, 2009. p. 62, 2009.

OLIVEIRA NETTO, A. et al. Biorremediação vegetal do esgoto domiciliar: o caso da fossa verde em comunidades rurais do Alto Sertão Alagoano. **Revista Produção e Desenvolvimento**, v. 1, n. 3, p. 103-113, 2015.

PÁDUA, Valter L. **Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 303 – 305, 2009.

PARSONS, S. (Ed.). **Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment**. IWA publishing, 2004. IWA Publishing. 1st ed. p. 1 – 6, 2004.

PASCHOALATO, C. F. P. R; DI BERNARDO, L. R. Formation of halogenated organic byproducts using preoxidation with chlorine, ozone and peroxone and post-chlorination of water containing humic substances. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. [online]. 2008, vol.13, n.3, pp.313-322. ISSN 1413-4152. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522008000300011>.

PATIL, S. et al. Inactivation of Escherichia coli in orange juice using ozone. **Innovative food science & emerging technologies**, v. 10, n. 4, p. 551-557, 2009.

PAVAS, E. G.; CASAS, D; ROJAS, V. Procesos avanzados de oxidación para el tratamiento de residuos líquidos peligrosos procedentes de los laboratorios de Ingeniería de Procesos. **Cuadernos de Investigación**, n. 88, 2012.

PERPETUO, E. A. **Parâmetros de caracterização da qualidade das águas e efluentes industriais**. São Paulo: CEPEMA-USP, 2014. p. 16-18, 2014.

REED, S. C. Natural systems for wastewater treatment. **Water Pollution Control Federation**, p. 1, 211-212, 1990.

REIS, A. P. Tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes espécies de macrofitas no tratamento de esgoto. **Dissertação de Mestrado**. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília/DF. 2016, 78 p.

RODRIGUES, E. B. Tratamento de esgoto por zona de raízes: experiências vivenciadas numa escola rural no município de Campos Novos/SC. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) 118 f. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

SALAZAR, R. F. S. Aplicação de processo oxidativo avançado (POA) como pré-tratamento de efluente de laticínio para posterior tratamento biológico. 2009. 210 f. Dissertação (**Mestrado em Engenharia Química**) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2009.

SANTOS, A. J. P. Avaliação da utilização de ozônio como método de beneficiamento de leite. Monografia (**Conclusão do Curso de Medicina Veterinária**) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 46 p. 2013.

SILVA F.A.S, AZEVEDO CAV (2016). The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. Afr. J. Agric. Res. Vol. 11(39), pp. 3733-3740, 29 September. DOI: 10.5897/AJAR2016.11522 Acesso em: 08 de janeiro, 2018.

SILVA, G. H. R.; DANIEL. L A. Desinfecção de efluente anaeróbico com o uso de ozônio/cloro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Jun 2015, vol.20, no.2, p.279-288. ISSN 1413-4152.

SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental (Online)**, v. 20, p. 533-542, 2015.

SILVA, W. T. L. Saneamento básico rural. **Área de Informação da Sede - Coleção Criar, Plantar, ABC, 500P/500R (INFOTECA-E)**. p. 11 – 12, 2014.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS.
Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Site institucional, 2013. Disponível em:
www.snis.gov.br/. Acesso em: 30/10/2016.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS.
Estudo Trata Brasil “Ociosidade das Redes de Esgoto – 2015” Censo Escolar 2014.
Ed. 1. p. 1, 2015.

Von SPERLING, M. Características das águas residuárias. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v. 1, p. 24-42; 82-126. 2014.

Von SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.**
Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. V. 1 Ed. 2. p. 59 – 62, 101, 1996.

TEIXEIRA, J. C. Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 87-96, 2014

TREVIZANI, J. L. B. Tratamento de Efluente têxtil pelo processo de ozonização. 2012. 61. Trabalho de Conclusão de Curso (**Bacharelado em Engenharia Ambiental**) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

WWF-Brasil. **Cadernos de Educação Ambiental Água para Vida.** Água para todos: Livro das Águas / André de Ridder Vieira texto: Larissa Costa e Samuel Roiphe Barrêto coordenação – Brasília: WWF-Brasil, 2006. p. 08-10, 2006.

